

Enlazando el Paisaje

El Papel de los corredores y la conectividad
en la conservación de la vida silvestre

Andrew F. Bennett



Programa de conservación de Bosques UICN
Conservando los Ecosistemas Boscosos Serie No. 1

Enlazando el paisaje

PROGRAMA DE CONSERVACIÓN DE BOSQUES DE LA UICN

El Programa de Conservación de Bosques de la UICN coordina y apoya las actividades del Secretariado y de los miembros de la Unión que trabajan en ecosistemas boscosos. El objetivo de la conservación de bosques se logra con la promoción de la protección, la restauración y el uso sostenible de los recursos forestales, de modo que los bosques proporcionen toda su gama potencial de bienes y servicios.

El programa contribuye a políticas en diversos niveles y utiliza proyectos de campo para extraer lecciones que alimenten el debate sobre políticas. Los principios de Cuidar la Tierra, publicación conjunta de la UICN, el WWF y el PNUMA en 1991, se aplican a dichos proyectos, que combinan las necesidades de conservación con las de las comunidades locales. Una actividad primordial es elaborar políticas coherentes y bien sustentadas para la conservación de bosques con el fin de abogar por traducir estas políticas en acciones reales. La UICN a menudo asesora a instituciones importantes de desarrollo sobre temas forestales, para asegurar que en sus proyectos y programas se aborden las prioridades de conservación. El Programa de Conservación de Bosques recibe un generoso apoyo financiero del Gobierno de los Países Bajos.

PROGRAMA PARA LA CONSOLIDACIÓN DEL CORREDOR BIOLÓGICO MESOAMERICANO

El Corredor Biológico Mesoamericano (CBM) es una estrategia regional para el desarrollo sostenible, fundamentada en la conservación y el adecuado aprovechamiento de la biodiversidad y recursos naturales de Mesoamérica. Se extiende desde el Darién en Panamá, hasta la Selva Maya en el sureste de México. Consistirá en una red de áreas protegidas interconectadas entre sí, a través de territorios con usos múltiples de la tierra, que conservan y mantienen los procesos ecológicos, lo cual contribuirá a mejorar la calidad de vida de los habitantes de la región.

Para impulsar la estrategia fue creado el Proyecto Establecimiento de un Programa para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. Esta iniciativa de seis años contribuirá a integrar y fortalecer todos los esfuerzos locales, nacionales y regionales para la construcción del CBM. Una de las principales metas del Proyecto es la de proveer asistencia técnica, que permita a los gobiernos y sociedades de los países Mesoamericanos, establecer conjuntamente el CBM como un sistema que integra, conserva y utiliza la biodiversidad en el marco las prioridades del desarrollo económico, sostenible y social de la región.

La Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD) funge como coordinadora de este esfuerzo y principal contraparte regional. Este papel lo realiza a través de los ministerios y autoridades del medio ambiente en cada uno de los ocho países de la región.

Programa de Conservación de Bosques de la UICN

Enlazando el paisaje

El papel de los corredores y la conectividad
en la conservación de la vida silvestre

Andrew F. Bennett

Facultad de Ecología y Medio Ambiente
Darkin University – Rusden Campus
Clayton, Victoria 3168, Australia

UICN
Unión Mundial para la Naturaleza

Enlazando el paisaje

333.721.4

B471e

Bennet, Andrew F

Enlazando el paisaje : el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre / Tr. por José María Blanch. - San José, C.R. : UICN, 2004. 1278 p. ; 24 cm.

Título en inglés: Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation

ISBN 9968-743- 86 - 0

1. Ambiente. 2. Impacto Ambiental. 3. Recursos Naturales. 4. Conservación. 5. Ecología. 6. Vida Silvestre. 7. Conservación de la Naturaleza. Corredores biológicos. I. Blanch, José María, tr. II. Título.

La designación de entidades geográficas en este libro y la presentación del material, no implican que se exprese ninguna opinión de parte de la UICN o de Environment Australia acerca del estatus legal de ningún país, territorio o área, o de sus autoridades o respecto a la delimitación de sus fronteras o límites. Los puntos de vista que se expresan en esta publicación no reflejan necesariamente los de la UICN o de Environment Australia

Esta publicación ha sido lograda, en parte, por la financiación de Environment Australia, la Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD), y el Proyecto de Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano (PCCBM).

Copyright: © Copyright: 1999, 2003, 2004 International Unión for Conservation of Nature and Natural Resources.

Primera edición en inglés: 1999

Segunda edición en inglés: 2003

Primera edición en español: 2004

Se autoriza la reproducción de esta publicación para fines educativos u otros no comerciales sin permiso escrito previo del detentor de los derechos de autor con tal de que se reconozca plenamente la fuente.

Se prohíbe la reproducción de esta publicación para la reventa u otros fines comerciales sin permiso escrito previo del detentor de los derechos de autor.

Cita: Bennet, A.F. (2004) "Enlazando el paisaje: El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre". UICN-Unión Mundial para la Naturaleza. San José, Costa Rica. 278pp.

Diseño de la portada: McHale Ward Associates, Hertfordshire

Fotografía de la portada: Tony Stone Images, Londres

Diseño gráfico: Bookcraft Ltd, Stroud, RU (edición en inglés) / IntergraphicDesigns (edición en español).

Producido por: Unidad de Comunicación, UICN-Mesoamérica.

Impreso por: Master Litho, San José, Costa Rica.

Disponible en:	UICN-Unión Mundial para la Naturaleza Apdo. Postal 146-2150, Moravia San José, Costa Rica Tel: +(506) 241-0101 Fax: +(506) 240-9934 E-mail: mesoamerica@iucn.org www.iucn.org/mesoamerica	Unidad de publicaciones de UICN 219c Huntingkon Road Cambridge, CB3 0DL, Reino Unido Tel: +(44) 1223-277-894 Fax: +(44) 1223-277-175 E-mail: info@iucn.org www.iucn.org/bookstore
----------------	---	---

Traducción al español: José María Blanch, traductor

Revisión técnica: Alberto Salas, Julián Orozco, UICN-Mesoamérica

ÍNDICE

Prefacio	ix
Prefacio de la primera edición	xiii

PRIMERA PARTE: DEFINICIÓN DE LOS TEMAS

1 Respuesta a un asunto que preocupa globalmente	03
<i>Cambios de hábitat en paisajes con predominio humano</i>	03
<i>Enlazando hábitats para mejorar la conservación de la vida silvestre</i>	04
<i>Corredores y controversia</i>	06
<i>Conectividad</i>	08
<i>Alcance de este libro</i>	10
2 Fragmentación de hábitats y consecuencias para la vida silvestre	15
<i>Fragmentación y cambios en los patrones paisajísticos</i>	15
<i>Efectos de la fragmentación en la vida silvestre</i>	23
<i>¿Es importante el aislamiento de los hábitats?</i>	36
3 Ópticas para comprender los beneficios de la conectividad	43
<i>Historia natural y manejo de la vida silvestre</i>	43
<i>Teoría del equilibrio de la biogeografía de las islas</i>	44
<i>Dinámica de poblaciones subdivididas</i>	46
<i>Ecología del paisaje</i>	49

SEGUNDA PARTE: VALOR DE LOS ENLACES

4 Conectividad y conservación de la vida silvestre	55
<i>Corredores, trampolines y otras configuraciones de hábitats para mejorar la conectividad</i>	55
<i>Conectividad a diferentes escalas</i>	64
<i>Ventajas y desventajas de los enlaces</i>	69
5 Desplazamientos de animales a través de enlaces	75
<i>Clases de desplazamientos ayudados por los enlaces</i>	75
<i>Túneles y pasos subterráneos para ayudar al desplazamiento a través de barreras locales</i>	90
<i>Investigaciones experimentales de los valores de los enlaces</i>	93
<i>Evidencia del valor de la conectividad a partir de modelos predictivos</i>	98
<i>Modelos de simulación y datos empíricos sobre el valor de la conectividad</i>	101
6 Los enlaces como elementos ecológicos en el paisaje	109
<i>Enlaces en paisajes</i>	113
<i>Vegetación ribereña</i>	118
<i>Setos vivos y cercas</i>	125
<i>Vegetación a orillas de caminos</i>	128
<i>Enlaces en bosques</i>	136

TERCERA PARTE ENLACES Y ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN

7	Diseño y manejo de enlaces para la conservación	139
	<i>Temas biológicos en el diseño y el manejo</i>	140
	<i>Aspectos sociopolíticos en el diseño y el manejo</i>	157
8	Conectividad y estrategia de conservación	169
	<i>Papel de la conectividad en la estrategia de conservación</i>	170
	<i>Enlaces y enfoque integrado del paisaje para su conservación</i>	173
	<i>¿Qué enlaces merecen mayor prioridad?</i>	186
	<i>Lista de verificación de elementos para planificar enlaces</i>	192
9	Estudios de caso de enlaces en la planificación de la utilización de la tierra y en la conservación	197
	<i>Enlaces de paisaje entre reservas o grandes áreas naturales</i>	197
	<i>Sistemas enlazados de hábitats a escala regional</i>	204
	<i>Enlaces en conservación y manejo de bosques</i>	210
	<i>Enlaces para la conservación de mamíferos grandes</i>	216
	<i>Redes locales de hábitats lineares</i>	222
	Referencias	227
	Apéndice 1 Nombres comunes y científicos de especies citadas en el texto	263
	Índice	269

LISTA DE RECUADROS

Recuadro 1-1	Corredores o conectividad: ¿cuál es el verdadero problema?08
Recuadro 1-2	Corredores, enlaces y otra terminología11
Recuadro 2-1	Fragmentación de bosques en el suroeste de Victoria, Australia18
Recuadro 2-2	Pérdida de aves reproductoras en una zona boscosa aislada de Java, Indonesia27
Recuadro 2-3	Necesidades de espacio de aves de rapiña de bosque lluvioso en la Guyana Francesa31
Recuadro 2-4	Caza depredadora de nidos y su relación con patrones de paisaje en Suecia34
Recuadro 2-5	Efectos del aislamiento en la recuperación de una mariposa rara en Bretaña39
Recuadro 3-1	Amenazas a la continuidad de poblaciones pequeñas48
Recuadro 4-1	Aves en un hábitat diversificado58
Recuadro 4-2	¿Cómo se desplazan los animales a través de los enlaces?65
Recuadro 5-1	Rutas de vuelo de murciélagos insectívoros en los Países Bajos77
Recuadro 5-2	Impactos y variaciones en la calidad de hábitats de ‘parada’ en el caso de colibríes bermejos en un corredor de migración en el oeste de EE UU86
Recuadro 5-3	Fragmentos trampolín para la dispersión de palomas corona blanca en Florida, EE UU87
Recuadro 5-4	Pasos subterráneos para ayudar a la migración estacional de ciervos mulos en el oeste de EE UU91
Recuadro 5-5	Corredor y túnel en un talud rocoso para la zarigüeya pigmea de montaña en Australia92
Recuadro 5-6	Dispersión de tordos norteamericanos entre cinturones de refugio, Dakota del Norte, EE UU98
Recuadro 5-7	Zarigüeyas y canguros de árbol en restos de bosques lluviosos tropicales, norte de Queensland, Australia100
Recuadro 5-8	Distribución del lirón en bosques antiguos en Bretaña101
Recuadro 5-9	Ardillas listadas y cercas en el este de Canadá103

Recuadro 5-10	El ratón pata blanca en paisajes agrícolas de Ontario, Canadá	104
Recuadro 5.11	Pumas y corredores de hábitats en un conectivo urbano-zona silvestre, California, EE UU	106
Recuadro 6-1	Insectos de bosque lluvioso que viven en franjas a la orilla de las corrientes en el norte de Queensland, Australia	114
Recuadro 6-2	El corredor La Selva-Braulio Carrillo, Costa Rica	116
Recuadro 6-3	Bosques de galería y la diversidad de mamíferos no voladores en el cerrado brasileño	122
Recuadro 6-4	Hábitats a orillas de caminos para mariposas en el Reino Unido	130
Recuadro 6-5	Bordes boscosos en carreteras como enlaces para mamíferos nativos en Victoria, Australia	131
Recuadro 6-6	Franjas de bosque conservadas como hábitat para la vida silvestre en bosques de fresnos de montaña en el sureste de Australia	134
Recuadro 7-1	Tramos boscosos como trampolines para el kiwi marrón en Nueva Zelanda	144
Recuadro 7-2	Perturbación en bordes y la anchura de corredores de hábitats en bosques tropicales	153
Recuadro 7-3	El corredor Talamanca-Caribe, Costa Rica: involucrar a la comunidad en el desarrollo de corredores	159
Recuadro 8-1	Cambio climático y el papel de los enlaces	174
Recuadro 8-2	Pautas migratorias del quetzal resplandeciente en América Central: implicaciones para el diseño y conservación de reservas	179
Recuadro 8-3	El Proyecto Zonas Silvestres: redes de hábitats a escala continental en Norteamérica	182
Recuadro 8-4	Paseo Pantera: desarrollo de un enlace internacional en América Central	188
Recuadro 8-5	Evitar el aislamiento del Parque Nacional y Reserva Forestal Monte Kilimanjaro, Tanzania	190

PREFACIO

Producido con ocasión del Vº Congreso Mundial de Parques
Durban, África del Sur, Setiembre del 2003.

Al publicarse este libro hace cuatro años, su título resultó, verdaderamente, profético—ya que el Vº Congreso Mundial de Parques ha seleccionado el mismo título más o menos para la primera de las corrientes de talleres (“más o menos” porque el título del taller es “Conexión entre Paisajes Terrestres y Marinos”). A decir verdad, es mejor hablar en términos de “paisaje terrestre”, por cuanto se podría definir como un grupo de sistemas ecológicos interconectados. El paisaje terrestre evita, asimismo, las complicaciones lingüísticas en torno a tratar de traducir paisaje al lenguaje corriente de los idiomas europeos, y ni qué decir de los idiomas globales.

La Secretaría de las corrientes de conectividad para el Vº Congreso Mundial de Parques, junto con la Comisión para Manejo de Ecosistemas de la UICN, y con la plena aceptación del Programa de Conservación de Bosques de la UICN, decidió que la información contenida en este libro mantenía relevancia y merecía ser distribuida a la comunidad de áreas protegidas con ocasión del Congreso de Parques.

El logro del desarrollo humano sostenible global dependerá de la forma en que se manejen y mantengan los ecosistemas de la Tierra. Los ecosistemas son sistemas abiertos complejos, que entretejen la diversidad biológica con los procesos ecológicos para producir una gran gama de servicios para la biosfera planetaria y la sociedad humana. Sin embargo, son pocos los ecosistemas de la Tierra que son eficazmente manejados o mantenidos. A escala mundial se agotan las pesquerías, se subestiman y talan los bosques, se erosionan los suelos, se amenaza la biodiversidad y se interrumpen los procesos de ecosistemas vitales. Las áreas protegidas desempeñan una función importante para contrarrestar dichos procesos. Aunque constituyen la piedra angular de los esfuerzos de conservación de la biodiversidad, son insuficientes tanto en cuanto a la escala como a la cantidad—ya sea en tierra o en el mar—para paliar el desequilibrio existente en el manejo humano de los paisajes y los procesos y vida que contienen. Los enlaces son el instrumento para brindar beneficios que trasciendan las fronteras de los parques.

Anteriormente, cada área protegida era considerada como una inversión única en conservación, pero ahora el enfoque está centrado en el desarrollo de redes y sistemas de áreas protegidas, a fin de que la conservación de la biodiversidad y las funciones de los ecosistemas puedan garantizarse a escala bioregional. Hace quince años, las áreas protegidas eran casi enteramente una responsabilidad nacional; ahora, muchas tienen importancia a distintos niveles de competencia, tanto en el ámbito local como internacional. Históricamente, las áreas protegidas sólo se interesaban en la protección; ahora, también existe la necesidad de concentrarse en la conservación, el uso sostenible y la restauración ecológica. Y mientras anteriormente la mayoría de las áreas protegidas estaban estricta y legalmente protegidas como parques nacionales o reservas naturales, actualmente, los planificadores de parques sostienen que éstos deben complementarse con otros tipos de áreas protegidas o paisajes terrestres/marinos manejados donde la gente vive, la biodiversidad florece, y los recursos naturales y culturales son usados en forma sostenible.

Con frecuencia, se considera las áreas protegidas como “burbujas” herméticamente selladas, diseñadas para mantenerse fuera del alcance del desarrollo humano y la destrucción ambiental. Este concepto constituyó la base de la forma imprudente en que hace 50 años se designaba las áreas protegidas. En pocas palabras, para enfrentar la magnitud de la crisis ambiental, los gobiernos tenían que hallar una forma para asegurar la protección de “ecosistemas de importancia prioritaria”. Las primeras designaciones de áreas protegidas se hicieron para asegurar que, independientemente de cualquier desarrollo humano que pudiera ocurrir, algunos sitios permanecerían intactos. Es decir, las áreas protegidas han sido diseñadas, al menos durante los últimos 50 años, para ser “islas de conservación en un océano de destrucción”.

Si el concepto de área protegida como fortaleza de conservación fue aceptable en el siglo 20, ya sea que se tratara de una zona terrestre, línea costera, o mar adentro, ahora sabemos que esto no es viable ecológica ni—incluso—lógicamente. Las áreas protegidas no pueden ser “islas intocables”, aisladas del resto del mundo. Al igual que cualquier otra parte de la biosfera, las áreas protegidas, como parte de una matriz global, dependen de una gran diversidad de factores para su supervivencia. Las áreas protegidas deben conectarse con el paisaje terrestre y marítimo global, e interactuar con éste, tanto para garantizar un funcionamiento correcto del ecosistema, como para la distribución y supervivencia de las especies. Sería absurdo creer que un parque nacional (el tipo más conocido de área protegida) no se verá afectado por impactos en su paisaje circundante o, viceversa, que la presencia de una área protegida no tendrá efecto o influencia sobre ecosistemas circundantes.

Las áreas protegidas deben conectarse—o reconectarse—al paisaje circundante. Se dice que las áreas protegidas juegan un papel clave en el logro del desarrollo sostenible. Pero desarrollo sostenible significa aprovechar los servicios de los ecosistemas, y manejar y mantener los ecosistemas para que produzcan esos servicios para la biosfera. Esta definición intrínseca de desarrollo sostenible implica una alianza entre desarrollo y conservación, y no una protección de la conservación contra el desarrollo.

Día a día aumenta la cantidad de iniciativas internacionales que reconocen la importancia de la integración entre conservación y desarrollo con sensibilidad ecológica. A través de las economías, la cultura y otros factores de origen humano, las poblaciones son parte de cualquier esquema viable de conservación. Así, la Red Mundial de Reservas de la Biosfera de UNESCO proporciona una serie de ejemplos prácticos acerca de cómo las áreas protegidas (en este caso, los núcleos de reservas de la biosfera), enlazadas por zonas de amortiguamiento y una área de transición a un paisaje terrestre o marino más amplio, pueden impulsar la conservación como parte de un desarrollo humano sostenible. De igual manera, los Humedales de Importancia Internacional, designados por la Convención Ramsar, se fundamentan en asegurar la conservación a través de prácticas o usos prudentes. Inicialmente fundamentada en la conservación de aves marinas, la Convención Ramsar ha evolucionado hasta equipararse con principios de desarrollo sostenible, incluyendo la integración de parámetros humanos, sociales, culturales y económicos con los imperativos de la conservación.

El objetivo de enlazar las áreas protegidas con los ecosistemas circundantes concuerda, precisamente, con el tema “Beneficios más allá de las fronteras” del Vº Congreso Mundial de Parques. Se espera que las discusiones sobre este tema produzcan el siguiente resultado:

Mayor conciencia entre los administradores de áreas protegidas y las agencias de áreas protegidas, acerca de la necesidad de establecer, comprender y manejar áreas protegidas dentro del contexto de la matriz del paisaje terrestre/marino circundante.

El logro de este resultado está intrínsecamente ligado a cuatro áreas clave de conectividad: ecológica, económica, institucional y cultural. Pero continúan surgiendo interrogantes acerca del tema subyacente relativo a la eficacia de los enlaces en la promoción de mejores áreas protegidas. La discusión sobre corredores abordada en este libro, así como los estudios recientes publicados en la literatura (p.e., the inefficiency of corridors in conserving birds in Canadian forests [la ineficacia de los corredores en la conservación de las aves en los bosques canadienses]; Hannon y Schmiegelow, 2002 – Ecological Applications [Aplicaciones Ecológicas], 12), destacan la incertidumbre en torno a cuán realmente eficaces son los enlaces, y al hecho de que, prácticamente, no existe una solución perfecta o instantánea.

Para comprender la conectividad se requiere una buena base científica unida a una buena comprensión acerca de la naturaleza biocultural de los sistemas de la Tierra. Al hablar sobre enlaces en el paisaje terrestre y marino, se abarca una mayor cantidad de gente en cuanto a la necesidad de fijar áreas protegidas en el contexto de, y asegurarse que todos comprendan con claridad, que la protección por sí sola no es suficiente. Para tomar un ejemplo relacionado con la cultura, cuál sería el significado de la inclusión de una iglesia románica en la lista de Sitios de Patrimonio Mundial si sus alrededores fueran destruidos por edificios, carreteras, túneles y puentes poco apropiados?

Para la supervivencia de estas áreas protegidas es vital comprender que no son islas intocables—que son afectadas por los cambios en el paisaje circundante. El enlace crítico que nos ayudará a sobrevivir es la simple comprensión de que las áreas protegidas, tal como han sido designadas, son parte de la solución para la supervivencia de los seres humanos y otras especies, aunque ciertamente no LA (única) solución.

Peter Bridgewater

Secretario General de la Convención Ramsar sobre Humedales

Sebastià Semene Guitart

Director, Centro para la Biodiversidad – IEA (Andorra)

Coordinador de la Secretaría de las Corrientes de Conectividad del Vº CMP 2003

PREFACIO DE LA PRIMERA EDICIÓN

En junio de 1994, nuestra familia acampó por una semana en Brachina Gorge en el Parque Nacional Flinders Rangers en el Sur de Australia. En el valle rocoso aislado, con una colonia de hermosos, pero amenazados canguros de patas amarillas, a menos de 200 metros de nuestro campamento, comencé a revisar las publicaciones más recientes acerca del tema de los corredores, de la conectividad del paisaje y de la conservación de la vida silvestre. Apenas cinco años antes había examinado las publicaciones disponibles en ese entonces para preparar un folleto acerca del tema, con una aplicación concreta a la conservación de la naturaleza en el sureste de Australia (Bennet 1990a). Ahora, el propósito era actualizar ese estudio para incluir ejemplos internacionales, en respuesta a una solicitud del Programa de Conservación de Bosques de la UICN para que preparara un libro que ofreciera información y pautas sobre este tema.

En la última década ha habido abundancia de nuevo material, lo cual indica el interés y la actividad intensa en esta área de la biología de la conservación. Se puede mencionar la publicación de varias actas de conferencias, de revisiones críticas y toda una gama de documentos que informan acerca de estudios de campo, simulaciones en computador y aplicaciones de principios conceptuales a la planificación de la utilización de la tierra. También se ha producido un crecimiento rápido en la cantidad de situaciones en las que se incorporan ‘corredores’ de varias clases a las estrategias de conservación y de utilización de la tierra. En consecuencia, lo que comenzó como un breve proyecto se convirtió en una empresa mucho mayor que desembocó en el presente volumen.

Al revisar las publicaciones y hacer el manuscrito, resultaron evidentes dos desafíos. Primero, quienes lean este libro se acercarán al tema desde una serie de puntos de vista. Quienes quizá se podrían describir como poseedores de una perspectiva principalmente científica, es probable que se interesen sobre todo por una comprensión teórica del papel de los corredores en la dinámica de las poblaciones de especies en ambientes heterogéneos y por las evidencias científicas en apoyo de su función. Otros, cuya perspectiva es principalmente de conservación, quizá tengan un interés mayor por los valores de los enlaces para la conservación y por la información referente a los aspectos prácticos de diseño, manejo y planificación del uso de la tierra. La estructura y contenido del libro se han definido de modo que abarquen los aspectos tanto teóricos como prácticos del tema, pero con una énfasis especial en el papel de los enlaces en la conservación de la biodiversidad.

Un segundo desafío se refiere a las diferentes escalas espaciales dentro de las cuales se incorporan los enlaces a los planes de conservación. En países desarrollados en forma intensiva, la atención se centra a menudo en redes locales de corredores de hábitats que enlazan pequeñas áreas naturales. En otras situaciones, el centro de atención de quienes están involucrados en la planificación de la conservación se encuentra en enlaces importantes entre reservas de conservación y en el mantenimiento de la conectividad en grandes áreas geográficas. En una escala más amplia, otros se preocupan por proteger redes nacionales y continentales para la conservación. Como tomé nota de estos diferentes niveles de aplicación, he escogido ejemplos y estudios de caso que ilustren el papel de los enlaces a escalas

espaciales tanto locales como amplias, y he procurado identificar principios que son relevantes en toda una serie de escalas espaciales.

Uno de los propósitos al escribir este libro ha sido ofrecer una perspectiva internacional mediante la utilización de ejemplos de todo el mundo. Es inevitable que el contenido esté sesgado dada la experiencia geográfica del autor (y la mía está limitada principalmente a ecosistemas australianos y canadienses), el predominio de la literatura científica procedente de países occidentales ‘desarrollados’ y mi limitación en cuanto a información publicada en inglés. Sin embargo, una serie de personas ofrecieron información y reimpresiones, contestaron a cartas o analizaron ideas en diferentes momentos, con lo cual ensancharon mi perspectiva. Al respecto me siento agradecido con: Roy Bhima (Malawi); Christine Dranzoa (Uganda); Debra Roberts (Sudáfrica); Alan Tye (Tanzania); A. Johnsingh (India); Lenore Fahrig, Susan Hannon, Kringen Henein, Gray Merriam y Marc-André Villard (Canadá); Paul Beier, Randy Curtis, Richard Forman, Lawrence Hamilton y William Newmark (EE UU); Françoise Burel (Francia); Richard Ferris-Kaan y Nigel Leader-Williams (RU); Jana Novakova (República Checa); Jakub Szacki (Polonia); Don Gilmour (Suiza); Colin O’Donnell (Nueva Zelanda); Jocelyn Bentley, Peter Brown, Sharon Downes, Patricia Gowdie, David Lindenmayer, Lindy Lumsden, Ralph MacNally, Doug Robinson, Denis Saunders, Lee Thomas, Kathy Tracy, Rodney van der Ree, Paul Ryan, Rob Wallis y Grahame Wells (Australia).

Don Gilmour, coordinador del Programa de Conservación de Bosques de la UICN, ha sido de apoyo durante el proyecto y agradezco mucho su paciencia en esperar el manuscrito definitivo. Por sus útiles comentarios a los borradores del manuscrito, les doy las gracias a Ralph MacNally, David Lindenmayer, Denis Saunders, Nigel Leader-Williams, Doug Robinson, Kathy Tracy, Mary Bennett, Rodney van der Ree, Ken Atkins y Grahame Wells. Hago extensivo el agradecimiento a Geoff Barrett, Simon Bennett, Lindy Lumsden, Ian Mansergh y Charles Silveira por haberme permitido generosamente utilizar sus fotografías. La producción de este libro la facilitaron con destreza Elaine Shaughnessy y Simon Rietbergen (UICN).

Por último, y desde luego no menos importante, mantengo una gran deuda de agradecimiento a mi familia por su constante apoyo, aliento y ayuda bajo muchas formas. Han sido sumamente pacientes y tolerantes con el tiempo que he dedicado a este proyecto, a menudo a expensas de actividades familiares. Gracias Rilda, Mark y Graham.

Andrew Bennett
Julio de 1997, Melbourn

PRIMERA PARTE

DEFINICIÓN DE LOS TEMAS

1 RESPUESTA A UN ASUNTO QUE PREOCUPA GLOBALMENTE

En la zona sudeste de Costa Rica, los biólogos trabajan con propietarios indígenas con el fin de desarrollar un manejo sostenible del bosque a lo largo de un amplio gradiente de bosque lluvioso tropical, que va desde las partes bajas costeras hasta la cadena montañosa. En los bosques húmedos de hayas de Nueva Zelanda, los ornitólogos estudian la densidad de las aves endémicas del bosque en segmentos intactos del bosque entre dos cadenas montañosas. Entre las tierras de cultivo intensivo en los Países Bajos, los ecólogos de paisaje miden la longitud de los setos vivos que conectan pequeños bosques donde las poblaciones de aves han sido censadas. En las praderas de Tanzania, los gestores de vida silvestre documentan las sendas que siguen las manadas de ñus y cebras durante los desplazamientos migratorios estacionales. A lo largo y ancho de los distritos rurales del sur de Australia, voluntarios comunitarios recorren los caminos del territorio para valorar y delinear un mapa de la calidad de las franjas remanentes de vegetación a orillas de caminos y carreteras.

¿Qué tienen en común estas actividades? ¿Hay un hilo conductor común entre estas diversas actividades en países diferentes en varios continentes? Cada uno de los ejemplos citados ilustran una forma en que los científicos, los planificadores, las comunidades locales o personas individuales interesadas están promoviendo medidas para ayudar a los desplazamientos de animales y para mantener la continuidad de poblaciones de especies y de procesos ecológicos frente a los cambios de hábitat. Sus esfuerzos forman parte de una respuesta práctica ante el problema global de la destrucción, fragmentación y aislamiento de hábitats en paisajes donde predominan los humanos.

Cambio de hábitat en paisajes con predominio humano

La Tierra está sufriendo cambios sin precedente en sus ambientes naturales. En todas partes se encuentra destrucción y degradación profundas de hábitats naturales y sus implicaciones para la conservación de la diversidad biológica y la sostenibilidad de los recursos naturales tienen importancia global. El género humano es responsable por la disminución, amenaza y extinción de enormes proporciones de especies y por el deterioro generalizado en la calidad del aire, agua y suelos, que constituyen los recursos básicos de los que depende la vida. Esta degradación del ambiente natural no es un fenómeno nuevo, lo que produce mucha alarma es la rapidez y la escala global con que se produce el cambio (Brown 1981; Lunney 1991; Houghton 1994). En la actualidad, por ejemplo, se presta mucha atención a la disminución masiva de bosques tropicales y a la pérdida de la biodiversidad que esto genera en esos ambientes biológicamente ricos. Una estimación reciente colocó la tasa de deforestación de bosques tropicales cerrados en 10.7 millones de hectáreas por año (Houghton 1994), o sea más del doble de la superficie de Suiza o Costa Rica, o tres veces el tamaño de los Países Bajos, que desaparece cada año. Sin embargo, no sólo los países tropicales experimentan deforestación y pérdida de hábitat; un cambio parecido ocurre en muchos países, incluyendo aquellos donde ya se ha producido un extenso clearcut. En

Australia, por ejemplo, la tasa de eliminación de vegetación endógena en la década 1983-1993 se estimó en 500.000 hectáreas por año (Department of the Environment, Sport and Territories 1995).

En estrecha asociación con el problema de la amplia pérdida de hábitats naturales está el desafío de mantener y conservar la biodiversidad en paisajes donde predomina la utilización de la tierra por parte de los humanos. En dichos paisajes, se están volviendo escasos o ya no existen grandes tramos naturales. Los remanentes del medio ambiente natural se reducen cada vez más hasta convertirse en un mosaico de parcelas grandes y pequeñas, sobrevivientes de ambientes que han sido reducidos para desarrollar nuevas formas de utilización productiva de la tierra por parte de los humanos. Estos fragmentos naturales van desde grandes parcelas que pueden apartarse como reservas naturales, hasta pequeños remanentes rodeados de una utilización intensiva de la tierra. Juntos proporcionan los hábitats de los que depende en última instancia la conservación de gran parte de la flora y fauna en paisajes con desarrollos de infraestructura. En todo el mundo, son relativamente pocas en cuanto a número y dispersas en cuanto a ubicación las áreas reservadas a la conservación. El éxito en conservar la biodiversidad de la Tierra dependerá en gran manera de la capacidad de plantas y animales de sobrevivir en paisajes fragmentados con predominio de la presencia humana.

Comprender las consecuencias del cambio de hábitat y desarrollar estrategias eficaces para mantener la biodiversidad en paisajes con desarrollo de infraestructura y alterados es un desafío fundamental tanto para científicos como para gestores de la tierra. En la comunidad científica ha aumentado mucho la disciplina relativamente nueva de biología de la conservación. Aunque hay una duplicación importante con otras áreas, como manejo de vida silvestre, actividades forestales, ecología del paisaje, genética de las poblaciones y gran parte de la ecología tradicional de la población y las comunidades, un elemento clave en la biología de la conservación es que se centra fundamentalmente en invertir la disminución en biodiversidad y la extinción de especies en la Tierra. Para que resulte eficaz, debe integrar habilidades científicas con el manejo y políticas aplicados con el fin de lograr resultados prácticos que acarreen beneficios a largo plazo para las especies y comunidades biológicas. Los temas que se abordan en la biología de la conservación abarcan aspectos amplios como el estatus, manejo y recuperación de especies amenazadas, la viabilidad de poblaciones pequeñas, los impactos de la pérdida de hábitat y de la alteración en plantas y animales, el diseño de sistemas de áreas protegidas y la dinámica de procesos que amenazan a poblaciones y comunidades.

Para los gestores de tierras, el desafío radica en diseñar e implementar estrategias de gestión de tierras (sistemas de ordenamiento territorial) que garanticen la conservación de recursos naturales frente a demandas que compiten por dicha utilización. Esto es especialmente importante para las agencias gubernamentales responsables de la administración y manejo de grandes superficies de tierra, aunque también es relevante para grupos comunitarios y personas que manejan pequeñas parcelas de tierra en paisajes fragmentados cuya tierra se utiliza de manera diversa.

Enlazando hábitats para mejorar la conservación de la vida silvestre

Una de las primeras recomendaciones prácticas para el uso de la tierra que surge de los estudios de fragmentación de hábitats fue la propuesta de que los fragmentos que están

enlazados por un corredor o un hábitat adecuado es probable que tengan un mayor valor de conservación que los fragmentos aislados de tamaño parecido (Diamond 1975; Wilson y Willis 1975). Esta recomendación se basó en su totalidad en consideraciones teóricas, procedentes principalmente de la teoría sobre la biogeografía de islas. Más adelante, se han recomendado ampliamente la protección o provisión de corredores continuos de hábitat para vincular fragmentos aislados, como reservas naturales, bosques o parcelas de bosques antiguos, como medidas de conservación para contrarrestar los impactos de la disminución y fragmentación de hábitats.

El concepto de corredores como medida de conservación ha tenido mucho éxito en atraer la atención de planificadores, gestores de tierras y comunidades y, como consecuencia de ello, se han propuesto, incorporado a planes de conservación o ya se encuentran en una fase activa de construcción o manejo, una amplia gama de ‘corredores de vida silvestre’, ‘enlaces paisajísticos’, ‘corredores de dispersión’, ‘cinturones verdes’ y otras formas de elementos de conectividad. Abarcan una serie de escalas espaciales y una variedad de niveles de complejidad, desde túneles y pasos subterráneos artificiales que ayudan a los animales a atravesar obstáculos locales, como carreteras y líneas férreas, hasta grandes tramos de bosque natural intacto que enlazan reservas en altitudes tanto elevadas como bajas.

La aceptación de los corredores como concepto para la conservación de la biodiversidad ha avanzado en muchas maneras con más celeridad que la comprensión científica y la recopilación de datos empíricos (sobre todo datos experimentales) acerca de los requisitos de las especies y de las comunidades y la potencial utilización de enlaces por parte de ellas. La implementación de enlaces de varias clases ha avanzado con poca información práctica que guíe su diseño, ubicación y manejo. En el nivel más básico, resulta limitado nuestro conocimiento de la escala de los desplazamientos de muchas especies animales, de los requisitos de sus hábitats, de la tolerancia de procesos y factores de alteración que limitan o mejoran su desplazamiento por paisajes con predominio humano. Es todavía menor la comprensión del papel que podrían desempeñar los enlaces en la conservación de especies y comunidades de plantas.

¿Por qué se ha producido este interés tan generalizado por los corredores como medida de conservación? Primero, el concepto es intuitivamente atractivo como medida práctica que responde en forma directa a los efectos aisladores de la fragmentación de los hábitats (p.e. si el problema es el aislamiento de hábitats, entonces enlazarlos es la solución). En este sentido también se trata de una solución tangible a un problema visible. La fragmentación de los hábitats suele ser un proceso notablemente obvio, sobre todo cuando se contempla desde el aire o con una fotografía aérea (Gráfico 1-1). De igual modo, los corredores de hábitats son un signo palpable de esfuerzos por ‘corregir’ el paisaje fragmentado (‘vendajes para un paisaje natural herido’, Soulé y Gilpin 1991). Segundo, el concepto de crear enlaces para la conservación se puede aplicar en varias escalas: es pertinente tanto para las actividades locales de conservación como para las estrategias regionales o nacionales. En ambientes locales, los enlaces de hábitats se pueden proteger, manejar o restaurar en el nivel en que las personas o grupos comunitarios están en condiciones de realizar trabajos de conservación. De hecho es factible para las comunidades locales ‘hacer algo acerca’ de manejar enlaces en su medio ambiente local y ser testigos de cambios ambientales visibles como resultado. Otros aspectos ambientales globales, como el recalentamiento por efecto invernadero, el

crecimiento de la población, la pérdida de bosques tropicales y la desertificación de tierras áridas, con frecuencia se ven como fuera del alcance de la acción individual o comunitaria.

Corredores y controversias

La explosión de interés por los corredores no se ha dado sin una dosis de escepticismo, críticas y debate (Noss 1987; Simberloff y Cox 1987; Harris y Gallagher 1989; Harris y Scheck 1991; Nicholls y Margules 1991; Stolzenburg 1991; Hobbs 1992; Simberloff y cols. 1992; Andrews 1993; Bonner 1994; Hess 1994), y los beneficios para la conservación que se pueden obtener con los corredores se han convertido en tema de controversia. Las críticas se han centrado alrededor de tres puntos (ver en el Capítulo 4 un análisis más detallado):

- Si se dispone o no de suficiente evidencia científica para demostrar los beneficios potenciales de los corredores para la conservación.
- Si los efectos potenciales negativos pueden exceder o no cualquier valor que tenga la conservación.
- Si los corredores son o no una opción costo - beneficio en comparación con otras formas de utilizar recursos escasos para la conservación.

En la actualidad, existe un gran interés por este tema que se manifiesta en varios frentes. Varios simposios científicos han abordado el tema de los corredores y enlaces (Hudson 1991; Sounders y Hobbs 1991); se han publicado reseñas críticas (Bennett 1990a; Thomas 1991; Hobbs 1992; Noss 1993; Lindenmayer 1994; Wilson y Lindenmayer 1995); y un flujo creciente de literatura científica que contribuye con datos nuevos a partir de modelos computarizados (Henein y Merriam 1990; Soulé y Gilpin 1991; Baur y Baur 1992; Burkey 1995) y estudios de campo (Beier 1993, 1995; Lindenmayer y Nix 1993; Bennett y cols. 1994; Dunning y cols. 1995; Haas 1995; Hill 1995; Machtans y cols. 1996; Sutcliffe y Thomas 1996). Otros científicos han subrayado la necesidad de estudios experimentales que brinden evidencia definitiva del valor de los corredores (Nicholls y Margules 1991; Inglis y Underwood 1992).

Pero ¿han abordado los aspectos fundamentales las críticas y el debate científico acerca de los corredores? Hay varios puntos relevantes al respecto. Primero, gran parte del debate se ha centrado de manera limitada en una clase concreta de enlace (p.e. corredores continuos) y en una clase concreta de desplazamiento (dispersión directa de animales entre dos fragmentos). Se debe ampliar el ámbito del tema para incluir el aspecto más útil de mantener la conectividad en paisajes con desarrollos de infraestructura. (Recuadro 1-1). Segundo, la mayor parte de los estudios de desplazamientos de animales y de cómo utilizan enlaces de hábitats se han realizado a escala local (el nivel de hileras de cercas, espacios a orillas de caminos y carreteras y setos vivos) y se ocupan de poblaciones pequeñas que se encuentran separadas por distancias de un kilómetro o menos. En esta escala es que se ha obtenido gran parte de la

evidencia sobre la utilización y beneficios de los enlaces y también el conocimiento de los factores que influyen en el diseño y manejo de los mismos. Incluso en esa escala, los estudios experimentales conllevan dificultades extraordinarias (Nicholls y Margules 1991) y para conseguir resultados significativos se requiere una escala de mucho tiempo. Sin embargo, desde una perspectiva de conservación, se encuentran muchas oportunidades importantes para proteger y manejar enlaces a escala de paisaje o regional,



Gráf. 1-1 Fragmentos de vegetación boscosa conservada en medio de tierras de cultivo en Naringal East, suroeste de Victoria, Australia. (Fotografía: S. Bennet).

como enlaces importantes entre reservas de conservación para ayudar a su viabilidad a largo plazo. Resulta imposible realizar estudios experimentales a esta escala y el marco temporal dentro del cual deben valorarse los beneficios de la conectividad para las reservas de conservación debe ser de décadas o siglos, no de años.

Entre tanto, han ido avanzado en forma acelerada el interés y las actividades en el campo por parte de los gestores de la tierra alrededor del mundo. El diseño y desarrollo de nuevos enlaces prosigue en una gran cantidad de formas, desde pequeños proyectos de revegetación por parte de comunidades locales hasta planes ambiciosos a nivel continental que intentan rediseñar la forma en que los humanos viven en la tierra y la utilizan. La necesidad de enlaces ecológicos se reconoce ya como principio fundamental en la planificación de uso de la tierra y en el manejo de la misma en paisajes con desarrollos de infraestructura (Smith y Hellmund 1993; Forman 1995; Jongman 1995; Dramstad y cols. 1996). Sin embargo, muchos gestores de uso de la tierra están buscando con ahínco información y la mejor asesoría posible acerca de cómo diseñar, implementar y manejar enlaces de hábitats que sean eficaces para conservar en su ambiente respectivo la biodiversidad. Ahora deben tomar decisiones que

tienen que ver con la utilización futura de la tierra, antes de que, debido a otros acontecimientos, se vean limitadas las opciones o se impidan por completo (Hobbs 1992).

Conectividad

Este libro se centra en el valor de la ‘conectividad’ más que en las ventajas de los corredores per se (Recuadro 1-1). La tesis principal es que los patrones de paisaje que promueven la conectividad para

Recuadro 1-1 Corredores o conectividad: ¿Cuál es el verdadero problema?

Las controversias y debates críticos acerca del tema de los ‘corredores’ han tenido un punto focal estrecho. Se han concentrado en franjas lineales continuas de hábitat y en si los desplazamientos directos de dispersión de animales por dichas franjas mejorarán el estatus de la conservación de poblaciones por lo demás aisladas. Los críticos no han prestado casi ninguna atención a otras clases de hábitats de enlace, como trampolines o mosaicos de hábitats; otras clases de desplazamientos, como los desplazamientos diarios para búsqueda de comida o para migrar; y otras formas en que los desplazamientos pueden facilitar la continuidad. El debate, pues, no ha dado en el blanco.

Los aspectos fundamentales que están en juego son la conservación eficaz de poblaciones y comunidades y el mantenimiento de procesos ecológicos en paisajes que se han visto gravemente alterados y fragmentados debido a actividades humanas. La pregunta clave puede formularse así:

¿Es más probable que las poblaciones, comunidades y procesos ecológicos naturales se mantengan en paisajes que incluyen un sistema interconectado de hábitats que en paisajes donde los hábitats naturales son fragmentos dispersos y ecológicamente aislados?

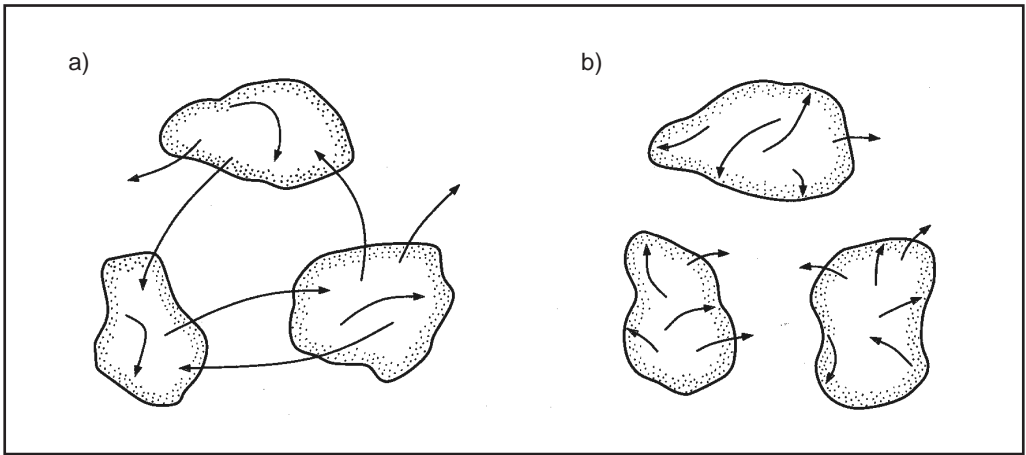
Pocos ecólogos estarían en favor de la segunda opción. No cabe casi ninguna duda de que los desplazamientos de animales y plantas y el flujo de aire, agua, materiales y biota entre hábitats es un elemento clave para el funcionamiento de ecosistemas naturales (Forman 1995; Wiens 1995). Entonces se puede formular una segunda pregunta:

¿Cuál es el patrón más eficaz de hábitats en el paisaje para garantizar la conectividad ecológica de especies, comunidades y procesos ecológicos?

En cuanto a esta segunda pregunta, hay amplio margen para debate y análisis y es en este contexto que deben analizarse los corredores, junto con otras configuraciones de hábitats que mejoran la conectividad. En consecuencia, el énfasis de este libro se pone en la ‘conectividad’ y no tanto en los ‘corredores’ per se. La tesis principal de este libro es que los patrones de paisaje que promuevan la conectividad para especies, comunidades y procesos ecológicos son un elemento clave en la conservación de la naturaleza.

especies, comunidades y procesos ecológicos son un elemento clave de la conservación de la naturaleza en ambientes que los impactos humanos han modificado. En consecuencia, resulta útil a estas alturas analizar qué se quiere decir con ‘conectividad’. Este aspecto se desarrolla más en el Capítulo 4.

El concepto de conectividad se utiliza para describir cómo los arreglos espaciales y la calidad de elementos en el paisaje afectan el desplazamiento de organismos entre parcelas de hábitats (Merriam 1984, 1991; Taylor y cols. 1993; Forman 1995). A escala de paisaje, se ha definido la conectividad como “hasta qué punto el paisaje facilita o impide el desplazamiento entre parcelas con recursos” (Taylor y cols. 1993). Es fundamental señalar que al paisaje lo reconocen de manera diferente especies distintas y por tanto el nivel de conectividad varía entre especies y entre comunidades. Un paisaje o área local con alta conectividad es aquel en el que los individuos de una especie determinada pueden desplazarse con libertad entre hábitats adecuados, como clases preferidas de vegetación para alimentarse, o hábitats diferentes que se requieren para alimentarse y protegerse. Por otro lado, un paisaje con baja conectividad es aquel



Gráf. 1-2 Un paisaje irregular puede también ofrecer un elevado nivel de conectividad para una especie (a) y un bajo nivel de conectividad para otra (b) que tiene dificultad en desplazarse entre hábitats.

en que los individuos se ven muy limitados en cuanto a desplazarse entre hábitats escogidos (Gráf. 1-2). Un paisaje o región concretas puede, al mismo tiempo, ofrecer elevada conectividad para algunos organismos, como aves con movilidad de largo alcance, y baja conectividad a otros, como caracoles o pequeños reptiles sedentarios.

Hay dos componentes principales que influyen en la conectividad potencial para una especie, comunidad o proceso ecológico concretos: uno estructural y otro conductual (Bennet 1990a). El componente estructural de la conectividad lo determina la distribución espacial de tipos diferentes de hábitats en el paisaje. Influyen en él factores como la continuidad de hábitats adecuados, la dimensión de las brechas, la distancia que se debe atravesar, y la presencia de senderos alternativos o característicos de redes. Se refiere a la distribución espacial, que se puede diagramar, de hábitats para los que se han propuesto una serie de índices cuantitativos

(p.e. medidas de los sistemas de circuitos, tamaño de las mallas, dimensión de las superficies subdivididas) (Forman y Godron 1986; Forman 1995).

El componente conductual de la conectividad se refiere a la respuesta conductual de individuos y especies a la estructura física del paisaje. Influyen en él factores como la escala en que una especie percibe y se desplaza dentro del medio ambiente, sus requisitos de hábitats y el grado de especialización del hábitat, su tolerancia ante hábitats alterados, la fase de vida y tiempos de los desplazamientos de dispersión, y la respuesta de la especie ante depredadores y competidores. En consecuencia, aunque vivan en el mismo paisaje, las especies con respuestas conductuales contrapuestas (por ejemplo ante alteración del hábitat) experimentarán niveles diferentes de conectividad.

En todo este libro, se utilizan los términos “nexo” o “enlace” más que corredor para referirse a la distribución de los hábitats que mejoran la conectividad para especies, comunidades y procesos ecológicos (Recuadro 1-2). El término ‘corredor’ se ha utilizado en formas diferentes y puede tener interpretaciones diferentes. Además, es importante insistir siempre en que la conectividad puede aumentarse con una serie de patrones de hábitat, y no sólo con corredores continuos de hábitats. Por razones de claridad, en el Recuadro 1-2 se ofrecen una serie de términos que se utilizan en este libro.

Alcance de este libro

Primero y sobre todo, este volumen pretende ser una fuente de información para practicantes, para aquellos científicos, planificadores, gestores de tierras, agencias de conservación, grupos comunitarios, estudiantes o individuos que se enfrentan con la cuestión de cómo se puede conservar la vida silvestre dentro de paisajes afectados por el desarrollo; y quienes se preguntan qué papel podrían desempeñar los enlaces. El propósito del libro es ofrecer a los practicantes una idea comprensiva de porqué son importantes las medidas que mejoran la conectividad del paisaje, cómo estos enlaces pueden beneficiar el estatus de la conservación de especies de vida silvestre y los aspectos importantes que deben examinarse cuando se incorporan estos conceptos a estrategias de conservación y se implementan en el marco de las mismas. Para conseguirlo, se incluyen una gran cantidad de ejemplos y de estudios de caso, tomados de muchos países en todo el mundo. Tienen como fin colocar estos temas dentro de la realidad de la conservación de la vida silvestre en ambientes diversos que se enfrentan con una serie de circunstancias y desafíos diferentes. El texto contiene muchas referencias para proporcionar a los lectores acceso a las publicaciones donde se han encontrado los ejemplos y estudios de caso, y también como introducción a este campo cada vez más desarrollado de biología de la conservación.

El material en el libro está sesgado hacia poblaciones y agrupaciones de animales, y el empleo del término ‘vida silvestre’ se refiere en este contexto principalmente a especies autóctonas de animales vertebrados e invertebrados. Aunque hay evidencia sólida en cuanto al valor de los rasgos lineales y otros enlaces como hábitats para plantas, hay una evidencia limitada en cuanto a su papel o importancia en la dispersión de plantas por el paisaje (ver Pollard y cols. 1974; Helliwell 1975; Forman 1991; 1995; McDowell y cols. 1991; Fritz y Merriam 1993 como introducción). Este volumen también presta

escasa atención a enlaces como sendas verdes, parques urbanos, senderos recreativos y otras características lineales cuyo objetivo primario es el recreo humano o el disfrute estético. Se puede encontrar una introducción valiosa al diseño de dichas características paisajísticas en las obras de Little (1990), Smith y Hellmund (1993) y Ahern (1995). El punto focal de este volumen es la importancia de la conectividad paisajística para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, merecen un análisis más detallado aspectos como la superposición potencial en cuanto a valores, y también el conflicto potencial entre enlaces potenciales diseñados para recreo y los requisitos para la conservación de la vida silvestre.

Recuadro 1-2 Corredores, enlaces y otra terminología

En la literatura científica se han utilizado una serie de términos como ‘corredor de hábitats’, ‘corredor de desplazamientos’ ‘corredor de vida silvestre’ o ‘corredor de dispersión’, y, de hecho, incluso el término ‘corredor’ se ha definido de maneras distintas. Definiciones diferentes pueden presuponer estructuras diferentes de hábitats o formas diferentes de utilización, de modo que no siempre resulta claro qué se quiere decir. He elegido los términos ‘enlace’ o ‘nexo’ como términos generales que ayuden a minimizar esta incertidumbre y, en particular, para insistir en que la conectividad se puede incrementar con una serie de configuraciones de hábitats, y no sólo por medio de corredores. Para que quede claro, incluimos el uso de términos que aparecen en todos los capítulos de este libro.

- **Enlace, nexo:** Términos generales que se refieren a una distribución de hábitats (necesariamente lineal o continua) que mejora el desplazamiento de animales o la continuidad de procesos ecológicos a través del paisaje.
- **Hábitat lineal:** Término general que se refiere a una franja lineal de vegetación. Los hábitats lineales no son necesariamente de vegetación autóctona y no proporcionan necesariamente conexión entre dos parcelas ecológicas incomunicadas.
- **Corredor de hábitats:** Franja lineal de vegetación que proporciona una senda continua (o casi continua) entre dos hábitats. Este término no tiene implicaciones en cuanto a su utilización relativa por parte de animales.
- **Trampolines:** Una o más parcelas separadas de hábitat en el espacio intermedio entre parcelas ecológicas incomunicadas, que proveen recursos y refugio que ayudan a los animales a desplazarse por el paisaje.
- **Enlace de paisaje:** Término general para un enlace que incrementa la conectividad a escala de paisaje o regional (a distancias de kilómetros o decenas de kilómetros). Esos enlaces suelen abarcar tramos amplios de vegetación natural.
- **Mosaico de hábitats:** Patrón de paisaje que abarca una serie de hábitats fragmentados intercalados, de calidad diferente, para una especie animal.

La tesis del libro se presenta en tres partes: definición de los temas, ponderación del valor de los enlaces y evaluación del papel de la conectividad en la estrategia de conservación.

Definición de los temas

El proceso dinámico de pérdida y fragmentación de hábitats tiene profundas implicaciones para la conservación de la flora y fauna por todo el mundo. Las consecuencias principales para la vida silvestre son la pérdida de especies en fragmentos de paisajes y paisajes enteros, los cambios en la composición de agrupaciones de fauna y cambios en los procesos ecológicos que involucran a especies animales (Capítulo 2). El aislamiento de hábitats, consecuencia fundamental del proceso de fragmentación, también influye en la situación de las poblaciones de animales y comunidades en paisajes desarrollados. Minimizar los efectos del aislamiento mediante una mejora en la conectividad del paisaje es una forma de contrarrestar los efectos adversos de la fragmentación. Los métodos pragmáticos y teóricos para abordar el estatus y conservación de la vida silvestre en ambientes heterogéneos (Capítulo 3) reconocen todos ellos en forma implícita la importancia de mantener las pautas de hábitat que permitan que los animales se desplacen por paisajes modificados.

Valor de los enlaces

La conectividad del paisaje se puede lograr mediante varias clases principales de configuraciones de hábitats que funcionan como enlaces para especies, comunidades y procesos ecológicos. También es importante considerar las escalas espaciales y temporales dentro de las que los animales requieren conectividad. Se sintetizan las ventajas y desventajas propuestas de los enlaces y se presta atención a las preocupaciones que se han planteado en relación con los corredores de hábitats (Capítulo 4). Utilizan los enlaces como sendas los animales que inician toda una serie de desplazamientos, incluyendo desplazamientos diarios o regulares, desplazamientos estacionales o migratorios, desplazamientos de dispersión y expansión del alcance. Se analizan estudios del uso de enlaces para evaluar las formas en que mejoran la conservación de especies y comunidades de animales (Capítulo 5). Los enlaces también contribuyen a otras funciones ecológicas en el paisaje y, en particular, desempeñan un papel importante en cuanto a proveer hábitats para plantas y animales en ambientes donde predominan los humanos (Capítulo 6).

Conectividad y estrategia de conservación

La sección final pondera cómo el concepto de conectividad del paisaje se puede incorporar con la mayor eficacia posible en estrategias y acciones de conservación. El valor de los enlaces de hábitats se puede maximizar mediante la búsqueda de soluciones para aspectos biológicos relacionados con la ubicación y dimensiones, la composición y calidad de los hábitats, y con la ecología conductual de las especies que utilizarán el enlace. También deben tomarse en cuenta los aspectos sociopolíticos que afectan el manejo de enlaces a la hora de desarrollar e implementar acciones prácticas (Capítulo 7). Luego se analiza el papel de los enlaces en estrategias de

conservación en el contexto de una orientación integrada en cuanto al paisaje para fines de conservación. Se dedica también atención a los criterios para asignar valores y prioridades a los enlaces (Capítulo 8). Finalmente, se presenta toda una serie de estudios de caso (Capítulo 9) para complementar los ejemplos utilizados en todo el texto, y para ilustrar las diversas formas en que los gestores de tierras planifican, implementan o manejan enlaces para la conservación.

Resumen

La pérdida y fragmentación de ambientes naturales y sus implicaciones para la conservación de la flora y de la fauna tienen importancia global. Proveer 'corredores' para enlazar hábitats por lo demás aislados fue una de las primeras recomendaciones prácticas que surgieron de estudios de fragmentación de hábitats. El concepto ha resultado atractivo para planificadores, gestores de tierras y comunidades, pero las ventajas de los corredores se han convertido en tema de debate. Este libro aborda el tema más amplio de la conectividad del paisaje y su papel en la conservación de la naturaleza. La tesis principal es que los patrones de paisaje que promueven la conectividad para especies, comunidades biológicas y procesos ecológicos son un elemento clave en la conservación de la naturaleza en ambientes que se han visto modificados debido a impactos humanos.

2 FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS Y CONSECUENCIAS PARA LA VIDA SILVESTRE

La pérdida y fragmentación de hábitats se reconoce en todo el mundo como un problema clave con el que se enfrenta la conservación de la diversidad biológica (IUCN 1980). A medida que aumenta la población mundial, va quedando cada vez menos superficie de la Tierra que no se vea afectada por interferencias humanas. Las actividades humanas han modificado el medio ambiente hasta el punto de que los patrones más comunes en paisajes son mosaicos de asentamientos humanos, terrenos agrícolas y fragmentos dispersos de ecosistemas naturales. La mayor parte de las reservas para la conservación, incluso las grandes, se están encontrando cada vez más rodeadas de ambientes intensamente modificados y a largo plazo parecen destinadas a funcionar como ecosistemas naturales aislados.

Antes de examinar la base teórica y la evidencia práctica en cuanto a la importancia de la conectividad del paisaje para la conservación, es preciso repasar el tema de la pérdida y fragmentación de hábitats como problema subyacente que hay que abordar. Los cambios en la situación de las poblaciones y comunidades de vida silvestre como consecuencia de la destrucción y fragmentación de sus hábitats han sido el estímulo primordial para que los gestores de tierras asuman iniciativas prácticas para mantener o restaurar la conectividad de hábitats en paisajes con desarrollos de infraestructura. El objetivo de esta revisión es proporcionar una base para entender y evaluar el papel potencial de la conectividad del paisaje en la conservación de las biotas. Este capítulo pondera brevemente por orden:

- Los cambios en los patrones de paisajes como resultado de la fragmentación.
- Los efectos de la fragmentación en las poblaciones y comunidades de vida silvestre.
- Las implicaciones del aislamiento para especies y comunidades.

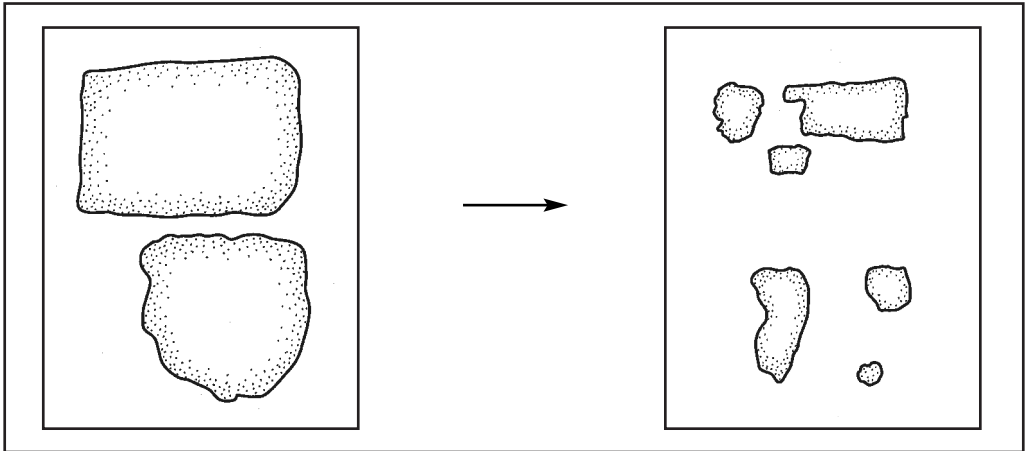
Fragmentación y cambios en los patrones de paisajes

La fragmentación de hábitats es un proceso dinámico que genera cambios notables en el patrón del hábitat en un paisaje dado en el curso del tiempo. El término 'fragmentación' se suele utilizar para describir cambios que se producen cuando grandes segmentos de vegetación se eliminan por completo, con lo cual quedan numerosos segmentos más pequeños separados unos de otros. El proceso de fragmentación tiene tres componentes reconocibles (Gráf. 2-1):

- Una '*pérdida*' general de hábitat en el paisaje (pérdida de hábitat).
- Disminución en el tamaño de los segmentos de hábitat que subsisten después de la subdivisión y clareo (reducción de hábitat).
- Mayor *aislamiento* de hábitats a medida que nuevas utilizaciones de la tierra ocupan el ambiente intermedio (aislamiento de hábitat).

Convendrá identificar las consecuencias de cada componente por separado para entender totalmente los impactos de la fragmentación, pero es importante reconocer que están

íntimamente relacionados entre sí como parte del proceso de cambio de hábitat (Recuadro 2-1). La naturaleza dinámica de la fragmentación se hace visible de manera impactante cuando se dispone de una serie de vistas 'instantáneas' de patrones de paisaje en intervalos sucesivos (Recuadro 2-1) (ver también Curtis 1956; Webb y Haskins 1980; Sander y cols. 1993).



Gráf. 2-1 El proceso de fragmentación de hábitats tiene tres componentes: (a) una pérdida generalizada de hábitat; (b) una disminución en el tamaño de hábitats que subsisten; y (c) un mayor aislamiento de hábitats.

Los cambios en patrones de paisaje que se generan con la fragmentación se pueden identificar y describir fácilmente midiendo atributos, como el área total del hábitat natural remanente, la distribución tamaño-frecuencia de los fragmentos, las formas de los fragmentos, la distancia media entre fragmentos y el nivel de contraste entre hábitats y utilidades de tierras adyacentes. Estos cambios en los patrones espaciales y distribución de hábitats también van generando más cambios en cadena a medida que los procesos ecológicos se modifican en respuesta a la geometría cambiante del hábitat. Estos cambios ecológicos pueden tener efectos de largo alcance en la flora y fauna, en los recursos de suelos e hídricos y en la ecología humana (Forman y Godron 1986; Saunders y cols. 1987, 1991; Forman 1995). Las consecuencias de los cambios en el patrón del paisaje sobre los procesos ecosistémicos es un campo fértil de investigación que tiene importancia directa para el manejo de la conservación (p.e. Lovejoy y cols. 1984; Hobbs 1993a).

Cantidad total de hábitat

A no ser que vaya acompañada de una sustitución o regeneración activas, la fragmentación del hábitat conlleva invariablemente a su pérdida total a escala de paisaje. El patrón de la pérdida y disminución de hábitat resulta más obvio cuando existe un marcado contraste entre la estructura vegetal de los fragmentos y la del paisaje alterado, como vegetación boscosa en tierras de cultivo con praderas.

Sin embargo, no siempre resulta obvia la fragmentación de hábitats: en algunas situaciones, la pérdida, disminución y aislamiento de hábitats pueden ser significativos en cuanto a extensión pero poco visibles. En el caso de especies dependientes de bosques antiguos, la tala permanente de madera conduce a que vaya quedando una cantidad cada vez menor de bosque antiguo intacto. Sin embargo, como suele darse una regeneración forestal subsiguiente, el deterioro en áreas con características de

‘antigüedad’ como grandes árboles viejos, grandes troncos y basura húmeda densa, quizá no los perciba fácilmente el ojo no adiestrado dentro de la extensión ininterrumpida de bosque. Asimismo, la fragmentación y sustitución de praderas nativas con céspedes de yerbas exóticas para pasto quizá no cambie mucho el aspecto de las llanuras herbáceas, pero tiene efectos ecológicos importantes.

En un caso típico de fragmentación, en el paisaje predomina inicialmente la vegetación natural con perturbaciones debidas al uso humano de tierras que crean pequeños claros o intrusiones en los bordes. A medida que avanza la perturbación, aumenta la cantidad y tamaño de los claros, la vegetación natural se va subdividiendo y aislando y disminuye el área total del hábitat natural. Se llega a un punto crítico cuando el terreno perturbado y no la vegetación natural pasa a ser la característica predominante en el paisaje y los fragmentos están cada vez más aislados. A medida que va disminuyendo el área total de vegetación natural, se produce un cambio en el equilibrio de los procesos ecológicos que moldean la estructura y función de comunidades bióticas en fragmentos. Los procesos que se generan con las diversas utilidades del terreno circundante se vuelven cada vez más importantes que los procesos internos como influencia determinante en la situación de la flora y la fauna (Saunders y cols.; Haila y cols. 1993b).

El ciclo hidrológico es un ejemplo de un proceso ecosistémico en el que influye mucho la cantidad total de hábitat natural en el paisaje. Los patrones de precipitaciones, las tasas de infiltración de suelos, deslizamientos e inundaciones, son todos sensibles a la cantidad y naturaleza de la cubierta vegetal regional. En el suroeste de Australia, por ejemplo, un efecto importante de clarear terrenos para la agricultura ha sido el incremento documentado en los niveles de mantos acuíferos como resultado de una disminución en la evaporación-transpiración de árboles y arbustos (Hobbs 1993a). El manto acuífero alto deja sal en la superficie de los suelos y se estima que unas 62.500 hectáreas de tierra se pierden cada año para la producción agrícola (Hobbs 1993a). Las reservas naturales y los fragmentos de áreas boscosas son también vulnerables a esta degradación.

Tamaños de parcelas de hábitat

La fragmentación, por definición, implica una disminución en el tamaño de los segmentos remanentes de hábitat. Al principio, se pueden subdividir tramos muy extensos en una pocas parcelas grandes. A medida que avanza el proceso, disminuye el tamaño medio y modal de los fragmentos remanentes. Lo usual es que la distribución por frecuencia de tamaño de los remanentes en paisajes fragmentados esté fuertemente sesgada hacia segmentos pequeños. Por ejemplo, en la Península Fleurieu de Australia Meridional, donde sólo el 9% de la región de 1500 Km.2 sustenta ahora vegetación natural (Williams y Goodwin 1989), el 67% de las 544 parcelas forestales remanentes tienen menos de 10 hectáreas y sólo tres son mayores de 500 hectáreas (Gráf. 2-2). La misma distribución sesgada se suele encontrar en los tamaños de parques nacionales y reservas naturales que se van convirtiendo en islas rodeadas de terrenos con desarrollo de infraestructura (Hopkins y Saunders 1987; Shafer 1990). De un total de 1270 reservas naturales en los Países Bajos en 1982, sólo nueve (menos de un 1%) eran mayores de 4000 hectáreas en tanto que 275 (22%) tenían menos de 40 hectáreas (van der Maarel 1982 citado en Shafer 1990).

Los grandes tramos de hábitat son un recurso escaso y valioso. Es fácil producir muchas parcelas pequeñas, pero los grandes tramos son básicamente irremplazables y tienen muchos valores ecológicos intrínsecos. Entre estos atributos con una correlación positiva con el tamaño del tramo de hábitat están la diversidad de tipos de vegetación, la probabilidad de que se encuentren hábitats raros o especializados, la riqueza de especies de plantas y animales, el tamaño

Recuadro 2-1 Fragmentación de bosques en el suroeste de Victoria, Australia

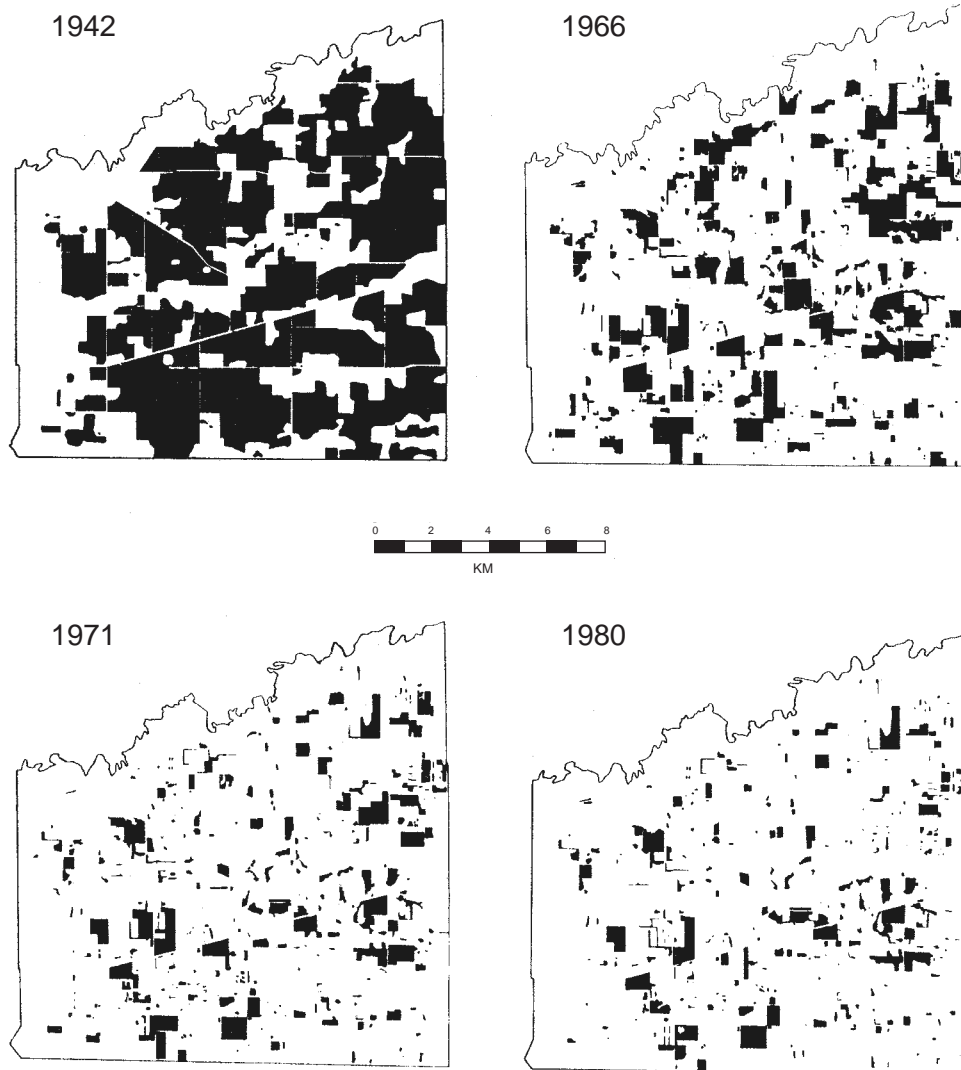
Un estudio de la utilización de la tierra, la fragmentación de bosques y cambios históricos en la fauna mamífera en una área de estudio de 20.000 hectáreas en el suroeste de Victoria, Australia, ofrece un ejemplo del proceso de pérdida y fragmentación de hábitat. Antes del establecimiento de los europeos, a comienzos de la década de los años 40, el área era densa en bosques que el pueblo aborigen utilizaba con poca frecuencia y de manera estacionaria. La densa vegetación forestal y suelos no fértiles, no se vieron favorecidos con una subsiguiente colonización pastoril, y la eliminación de bosques fue inicialmente lenta. La mayor parte de la pérdida de bosque se ha producido durante el siglo XX, sobre todo después de 1940.

El proceso de fragmentación del bosque ha tenido tres componentes: una pérdida general de bosque, una fragmentación progresiva de plataformas boscosas supervivientes en fragmentos más pequeños, y un aumento del aislamiento espacial de fragmentos con el paso del tiempo. En 1942, cerca del 51% del área seguía siendo boscosa; para 1971 la cobertura forestal se había reducido al 12%; y para 1980 era aproximadamente de un 9% del área estudiada. La vegetación forestal ha sido reemplazada por terrenos agrícolas que se utilizan principalmente para cultivo de productos lácteos y producción de carne de vacuna. En 1942, la mayor parte de la cobertura boscosa estaba interconectada, pero para 1980 la cobertura boscosa abarcaba muchos fragmentos pequeños y aislados, de los que el 92% eran de menos de 20 hectáreas y ninguno de más de 100 hectáreas (Bennet 1990c). Franjas de remanentes de bosques a lo largo de carreteras, caminos y cursos de agua (que no se muestran en el diagrama) conectan muchos fragmentos y contrarrestan el efecto aislante de terrenos agrícolas intermedios (Bennet 1988; 1990c).

Los cambios asociados con la pérdida y fragmentación de hábitat no sólo tienen relación con el patrón espacial de la vegetación. La estructura y composición de la vegetación se ven también afectadas por utilidades de la tierra relacionadas con la eliminación de bosques. Casi toda la vegetación forestal remanente es de propiedad privada y gran parte de la misma se ha visto muy modificada por regímenes alterados de incendios, la extensa tala de árboles para leña, el pastoreo de ganado doméstico y la invasión de malezas. Las parcelas de bosques que se ven sometidas al pastoreo constante de ganado doméstico van perdiendo progresivamente sus sub-capas nativas de matorrales y maleza, dejando el estrato de árboles como el principal elemento natural remanente. En 1983, la mayor parte del área de estudio sufrió una grave quema debido a un incendio incontrolable que consumió a su paso casi toda la vegetación forestal, y también produjo nueve víctimas humanas, la muerte de 19.000 cabezas de ganado y la pérdida de 157 casas.

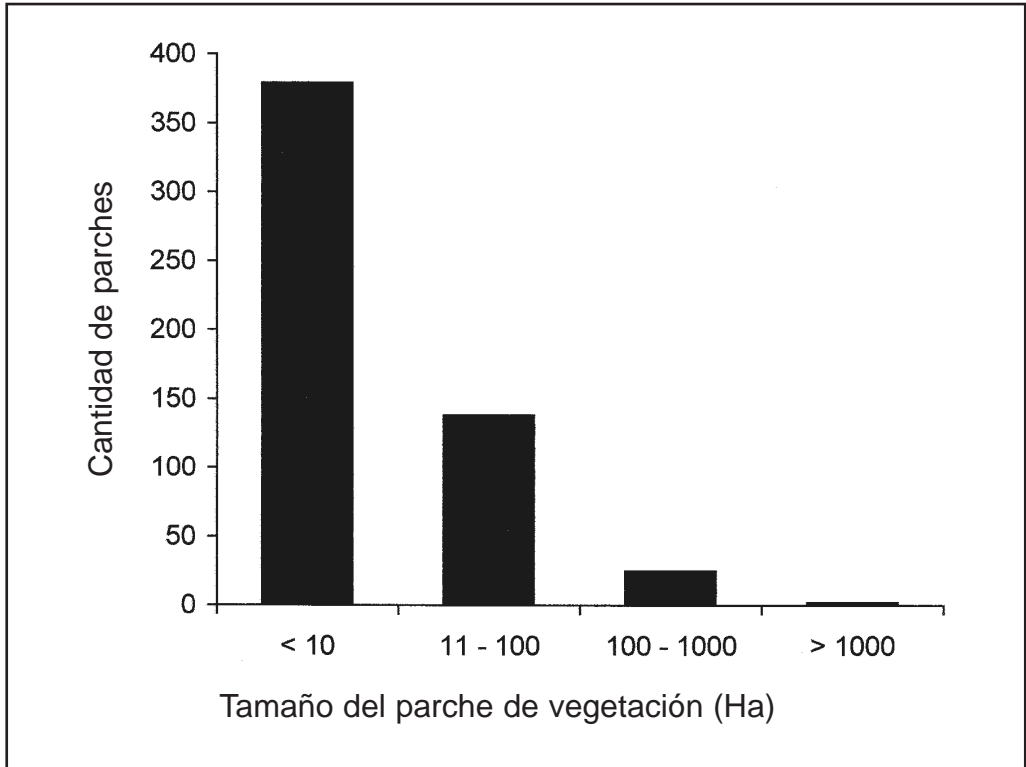
Por lo menos 33 especies de mamíferos nativos se sabe que viven en esta área, de las cuales seis ya han desaparecido y varias más son raras. Varias especies nativas se han adaptado parcialmente al ambiente modificado de tierras agrícolas, pero la mayoría dependen ahora del mosaico de vegetación forestal remanente para seguir subsistiendo en el área. Seis especies de mamíferos importados han establecido poblaciones salvajes en el área, incluyendo nuevos depredadores (zorra roja, tigres) y competidores (rata negra, ratón doméstico, conejo europeo) por especies nativas. Ninguna de las parcelas remanentes tienen el tamaño suficiente como para sustentar poblaciones viables de mamíferos nativos a largo plazo. La continuidad de la fauna nativa de mamíferos en este paisaje rural depende de hasta qué punto los fragmentos de bosque pueden funcionar como un sistema integrado de hábitat natural (Bennet 1990c).

Recuadro 2-1 (cont)



Cambio en la cobertura boscosa en Naringai, suroeste de Victoria, Australia, que ilustra el proceso de pérdida y fragmentación de hábitat en un ambiente rural. El área de estudio tiene un tamaño aproximado de 20.000 hectáreas. De Bennet (1990c) con permiso, CSIRO Publications, Australia.

de las poblaciones y la sostenibilidad de regímenes de perturbación natural. En particular, el mantenimiento de procesos naturales dinámicos en parcelas en paisajes fragmentados depende en forma crítica de que haya tramos de tamaño suficiente para sustentar un mosaico de hábitats que corresponden a estadios diferentes. La presencia de un mosaico natural de clases de vegetación inducidas con incendios, por ejemplo, depende de que un fragmento sea lo suficientemente grande como para que un solo incendio reduzca toda su vegetación al mismo estadio. El mantenimiento de regímenes naturales de perturbación es particularmente importante para la viabilidad a largo plazo de parques nacionales y reservas de conservación (Pickett y Thomson 1978; Baker 1992).



Gráf. 2-2 Distribución según frecuencia de tamaño de parcelas remanentes de vegetación natural en la Península Fleurieu, sur de Australia. El sesgo hacia hábitats pequeños (incluso a escala logarítmica) es característico de paisajes fragmentados. Datos de Williams y Goodwin (1988).

Parches de bosque y aislamiento de hábitats

El aislamiento de parches de bosque es también una consecuencia fundamental de la fragmentación. Los terrenos agrícolas que se establecen aíslan los parches de bosques; de igual manera las calles, casas y carreteras separan los bosques urbanos; los bosques primitivos quedan rodeados de bosques de regeneración; los remanentes de breñales desaparecen entre praderas; y las reservas naturales se encuentran rodeadas de zonas de actividad humana

intensiva.

¿Cómo podemos medir el aislamiento de parches? En un sentido espacial, el aislamiento se puede medir con una serie de indicadores, como la distancia hasta el fragmento mayor de hábitat más próximo, la cantidad de hábitat adecuado dentro de un radio definido, o la presencia de hábitats de enlace en el espacio intermedio (Forman y Godron 1986; Askins y cols. 1987; Forman 1995). Es indispensable que también se entienda el aislamiento en un sentido funcional, relacionándolo con las especies concretas o procesos ecosistémicos que se consideran. Un fragmento que está realmente aislado para un pequeño roedor de zona boscosa puede estar a fácil alcance de aves migratorias o de murciélagos de bosque.

Los procesos ecosistémicos que son sensibles a efectos de aislamiento son los que dependen de algún vector para la transmisión a través del paisaje. La dispersión de semillas, la polinización de plantas, las relaciones depredador-presa y la dispersión de parásitos y enfermedades, son ejemplos de procesos que pueden verse muy perturbados debido al aislamiento si sus vectores animales no pueden desplazarse fácilmente por el paisaje.

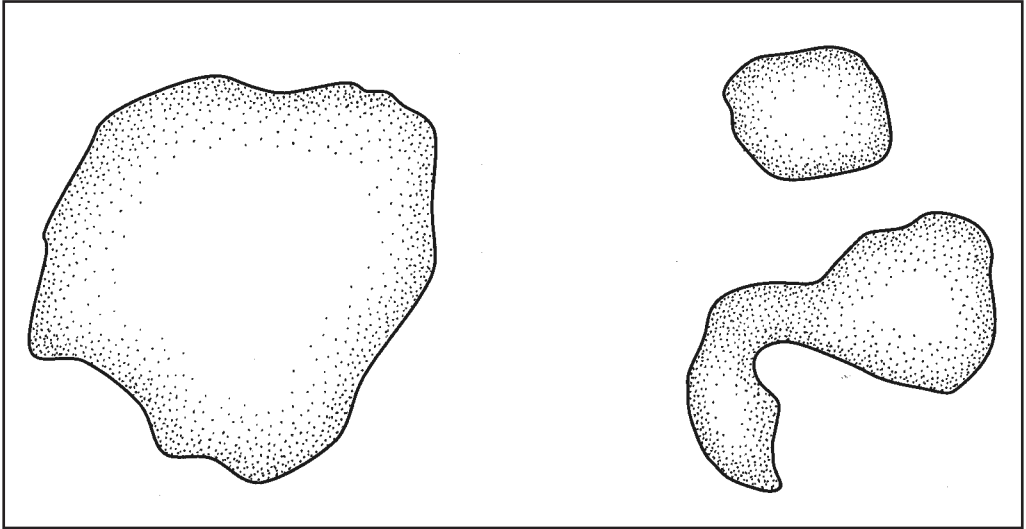
Composición de hábitats

La fragmentación y pérdida de hábitats en paisajes desarrollados no es un proceso al azar. El clareo, el cultivo y la utilización de tierra para pastos están sesgados hacia áreas que tienen los suelos más fértiles y son más accesibles, como llanuras y valles ribereños fértiles. A su vez, los parques nacionales, las reservas naturales y otras parcelas de vegetación natural que se ha conservado, con frecuencia están ubicados en áreas empinadas o pedregosas, suelos infértiles o pantanos y llanuras anegadizas, porque dichas áreas son más difíciles de desarrollar y menos valiosas para la utilización productiva (Leader-Williams y cols. 1990; Pressey 1995). Estas tendencias en la utilización de la tierra significan que algunas comunidades vegetales con frecuencia están 'ausentes' o poco representadas en sistemas de reservas, mientras que otras están proporcionalmente sobre representadas. Para las comunidades agotadas, pequeños fragmentos en paisajes con desarrollo de infraestructura son especialmente importantes porque a menudo son los únicos ejemplos remanentes de la vegetación, y pueden ser depósitos de plantas y animales escasos (McDowell y cols. 1991; Prober y Thiele 1993; Shafer 1995).

Cambios en las formas de hábitats

Los espacios naturales, como lagos y humedales, afloramientos rocosos, claros con árboles caídos y breñales suelen tener una forma curva o irregular. En contraste, fragmentos, parcelas regeneradas, plantaciones de árboles y reservas naturales que tienen su origen en la utilización humana de la tierra, en general tienen bordes rectos y de forma con frecuencia rectilínea (Forman y Godron 1986; ver Recuadro 2-1).

El aspecto de la forma de los fragmentos que tiene un impacto mayor en procesos ecológicos y ambientales es la proporción de la longitud del perímetro en relación con el área, y por tanto la exposición 'al efecto de borde' (Forman y Godron 1986; Yahner 1988; Angelstam 1992; Murcia 1995). Un incremento en la proporción perímetro-área significa que una mayor proporción del ambiente natural está cerca del lindero y, por tanto, está expuesta a cambios ecológicos que se producen ahí (Gráf. 2-3). En paisajes con desarrollo intensivo, los hábitats lineales y pequeños fragmentos con elevadas proporciones en los bordes con frecuencia



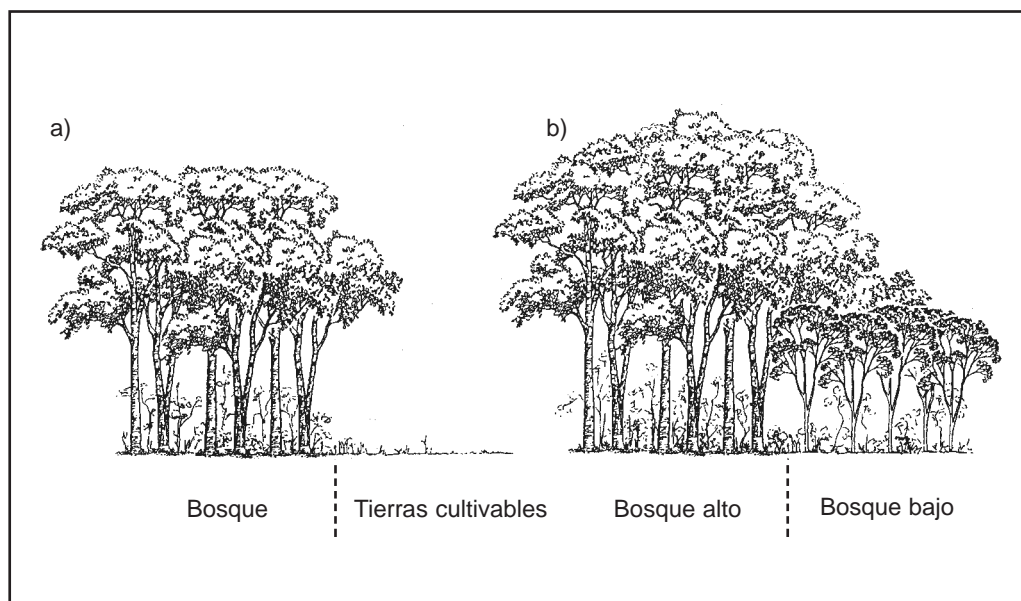
Gráf. 2-3 Fragmentos pequeños con una elevada proporción de perímetro respecto a área son más vulnerables a procesos de perturbación en los bordes que los fragmentos más grandes. En fragmentos pequeños, la zona perturbada (punteada) puede ocupar la mayor parte del fragmento o todo él, dejando poco hábitat libre de influencias que nacen del efecto de borde.

constituyen la mayor parte de los hábitats naturales remanentes.

Una cantidad cada vez mayor de estudios ha documentado una serie de cambios, tanto en los procesos físicos como en los biológicos, que se dan en los bordes. Estos abarcan cambios en condiciones microclimáticas (velocidad del viento, temperatura, humedad, radiación solar), cambios en la situación de nutrientes de los suelos y en otras propiedades de los suelos, invasión y competencia de parte de organismos en tierras circundantes, niveles elevados de depredación y parasitismo e incursión y perturbación humanas (Lovejoy y cols. 1986; Angelstam 1992; Hobbs 1993a; Scougall y cols. 1993; Young y Mitchell 1994). Los efectos de borde se examinan más en el Capítulo 7 como elemento importante en el diseño y manejo de enlaces.

Nitidez y contraste a través de límites de hábitats

La nitidez de los bordes de los hábitats y el contraste entre hábitats contiguos se suelen acentuar en paisajes con desarrollo de infraestructura. Suele haber un marcado contraste en la estructura y composición floral de la vegetación en el cruce entre áreas naturales y terrenos desarrollados como en los eco-tonos boscosos-terrenos agrícolas (Gráf. 2-4). El término ‘borde pronunciado’ se ha utilizado para describir las situaciones en que el nivel de contraste entre dos hábitats inhibe a muchos organismos en cuanto a desplazarse a través del borde (Wiens y cols. 1985). A su vez, los límites naturales a menudo son ‘bordes difusos’ a través de los cuales los animales se desplazan con facilidad. La vegetación junto a cursos de agua, por ejemplo, suele ser diferente de la de pendientes contiguas en bosques templados, pero se da una transición gradual y no brusca entre las clases de bosques. De igual modo, la transición entre clases de evolución por edad en bosques son bordes relativamente difusos.



Gráf. 2-4 El contraste en estructura del hábitat en el enlace entre (a) vegetación natural y terreno clareado, como las zonas agrícolas, suele ser mucho mayor que el que se da entre (b) dos hábitats naturales contiguos.

Efectos de la fragmentación en la vida silvestre

En todo el mundo, la preocupación por los efectos de la fragmentación de hábitats y del aislamiento de la fauna nativa ha estimulado una gran cantidad de estudios acerca de especies o poblaciones de animales en paisajes fragmentados. A modo de introducción en este campo, el Cuadro 2-1 ofrece ejemplos de estudios de mamíferos, aves, reptiles y anfibios e invertebrados de seis continentes.

Las consecuencias ecológicas de la fragmentación de hábitats son diversas y toda una serie de autores han estudiado este tema desde perspectivas diferentes (Sounders y cols. 1991; Bierregaard y cols. 1992; Haila y cols. 1993b; Fahrig y Merriam 1994; Wiens 1994). Aquí, se acepta que el proceso de fragmentación tiene tres clases principales de impactos en la fauna de los hábitats remanentes:

- Pérdida de especies en los parches de bosque.
- Cambios en la composición de las poblaciones de animales.
- Cambios en los procesos ecológicos que involucran a especies de animales

Cuadro 2-1 Ejemplos de estudios sobre los efectos de la pérdida y fragmentación de hábitats en diferentes grupos de animales en seis continentes

Continente	Mamíferos	Aves	Reptiles y anfibios	Invertebrados
Africa	East 1981; Struhsaker 1981; Western & Ssemakula 1981	Diamond 1981; Stuart 1981; Newmark 1991		
Asia		Diamond <i>et al.</i> 1987; Thiollay & Meyburg 1988		
Australia	Kitchener <i>et al.</i> 1980b; Suckling 1982; Bennett 1987, 1990b,c; Pahl <i>et al.</i> 1988; Laurance 1990; Arnold <i>et al.</i> 1991, 1993	Kitchener <i>et al.</i> 1982; Howe <i>et al.</i> 1981; Howe 1984; Loyn 1985a, 1987; Saunders 1989, 1990; Lynch & Saunders 1991; Saunders & de Rebeira 1991; Barrett <i>et al.</i> 1994	Kitchener <i>et al.</i> 1980a; Kitchener & How 1982; Sarré <i>et al.</i> 1995; Hadden & Westbrooke 1996	Main 1987; Ogle 1987; Keals & Majer 1991; Margules <i>et al.</i> 1994
Europa	Dickman 1987; Dickman & Doncaster 1987; Verboom & van Apeldoorn 1990; Szacki & Liro 1991; Kozakiewicz <i>et al.</i> 1993; Bright 1993; Fitzgibbon 1993	Moore & Hooper 1975; Opdam <i>et al.</i> 1984; van Dorp & Opdam 1987; Ford 1987; Haila <i>et al.</i> 1993a; McCollin 1993; Telleria & Santos 1995	Laan & Verboom 1990; Mann <i>et al.</i> 1991; Dickman 1987	Shreeve & Mason 1980; Mader 1984; Tschamtké 1992; Kindvall & Ahlen 1992; Thomas & Jones 1993
Norteamérica	Matthiae & Stearns 1981; Middleton & Merriam 1981, 1983; Henderson <i>et al.</i> 1985; Beier 1993; Bennett <i>et al.</i> 1994; Newmark 1995; Bolger <i>et al.</i> 1997	Galli <i>et al.</i> 1976; Whitcomb <i>et al.</i> 1981; Ambuel & Temple 1983; Blake & Karr 1984; Lynch & Whigham 1984; Freemark & Merriam 1986; Askins <i>et al.</i> 1987; Soulé <i>et al.</i> 1988; Bolger <i>et al.</i> 1991; Villard <i>et al.</i> 1995	Jones <i>et al.</i> 1985	Harrison <i>et al.</i> 1988; Taylor & Merriam 1996
Suramérica	Lovejoy <i>et al.</i> 1984; da Fonseca & Robinson 1990	Leck 1979; Lovejoy <i>et al.</i> 1984, 1986; Bierregaard <i>et al.</i> 1992; Willson <i>et al.</i> 1994; Stouffer & Bierregaard 1995a,b	Lovejoy <i>et al.</i> 1984	Lovejoy <i>et al.</i> 1984; Klein 1989

Pérdida de especies

La fragmentación desencadena un proceso de pérdida de especies a nivel local (fragmentación de hábitats) y de paisaje. Dicha pérdida de especies puede darse en cada una de las tres clases de cambios asociados con el proceso de fragmentación: pérdida general de hábitat, disminución en el tamaño de los parches de bosque y aislamiento creciente de la zona boscosa.

Existe una evidencia clara de la pérdida de especies a escala de paisaje y región en áreas donde el clearo y la fragmentación han eliminado gran parte de la vegetación natural (Matthiae y Steams 1981; Sounders 1989; Bennett 1990b; Bennett y Ford 1997). Sin embargo, con frecuencia resulta difícil atribuir en forma directa pérdidas de especies a un deterioro general en el hábitat, dado que también están asociados con la utilización humana de la tierra u otros factores que pueden contribuir potencialmente (la caza, la persecución de plagas, introducción de enfermedades y nuevos depredadores, modificación del hábitat). Resulta claro, sin embargo, que la pérdida de especies regionales es un proceso que se da a lo largo del tiempo a medida que las poblaciones separadas disminuyen, se deterioran y desaparecen una por una. Es de decisiva importancia reconocer que hay un retraso en el tiempo entre los cambios en los hábitats y el momento en que las comunidades de animales experimentan las consecuencias plenas de dichos cambios.

La evidencia más común de la pérdida de especies que acompaña a la fragmentación de paisajes se relaciona con la disminución del tamaño en los fragmentos cuando los tramos grandes se subdividen en dos o más segmentos aislados más pequeños. Los fragmentos resultantes son todos ellos más pequeños y, juntos, abarcan menos área que el tramo original debido a que se ha eliminado la vegetación intermedia. Disponemos de gran cantidad de evidencias que demuestran que las áreas más pequeñas en general sustentan menos especies que las áreas más grandes de la misma clase de vegetación. Una correlación muy significativa entre la cantidad de especies presentes y el tamaño de los fragmentos de hábitats se ha podido demostrar a partir de muchos taxones, incluyendo bosques y aves de zonas boscosas (Galli et al. 1976; Opdam y cols. 1984; Ambuel y Temple 1983; Blake y Carr 1984, Mc Collin 1993); mamíferos (Kitchener y cols. 1982; Suckling 1982; Bennett 1987; Laurance 1990); reptiles y anfibios (Kitchener y cols. 1980a; Caughley y Gall 1985; Kitchener y How 1982; Laan y Verboom 1990; e invertebrados (Shreeve y Mason 1980).

Se han propuesto tres explicaciones para esta relación ampliamente observada entre especies y tamaños del área (Connor y McCoy 1979):

- Un fragmento pequeño contiene una ‘muestra’ más pequeña del hábitat original, y, en consecuencia, es probable que tenga una muestra de una gama más limitada de fauna que un área más grande.
- Al disminuir el área suele darse una diversidad menor de hábitats que los animales pueden ocupar y, en consecuencia, la cantidad de especies puede reflejar la diversidad de hábitat disponible.
- Las áreas más pequeñas en general sustentan tamaños más pequeños de población y, por lo tanto, menos especies están en condiciones de mantener poblaciones viables que en un tramo grande.

La mayor parte de estos estudios han comparado parcelas de tamaños diferentes en un mismo

momento en el tiempo. Son más limitados los conjuntos de datos de estudios científicos en los que las observaciones se hicieron antes de la fragmentación, seguidas de un monitoreo posterior después del evento (Lovejoy y cols. 1984, 1986; Margules y cols. 1994), o de estudios donde se comparan fragmentos y 'áreas de control' de tamaño y hábitats parecidos dentro de tramos grandes (Howe 1984; Bolger y cols. 1991; Newmark 1991). Estos últimos estudios han demostrado que no sólo se da una pérdida de especies debido a cambios en el tamaño, sino que el efecto aislante de la fragmentación puede llevar a más pérdidas. En el sector urbano de San Diego, California, EE UU, las aves que dependen de matorrales de chaparral se censaron en pequeños cañones aislados de diversos tamaños (0.3-68 hectáreas de hábitat de chaparral) y se comparó la cantidad de especies en estos remanentes con una relación especies-área derivada de parcelas sometidas a muestreo en trechos grandes y continuos de chaparral (Bolger y cols. 1991). Los resultados demostraron con claridad que, los fragmentos aislados, sobre todo los de un tamaño menor de 10 ha (80% de los estudiados), se habían empobrecido en comparación con parcelas similares en hábitats continuos. Además, el tiempo en que cada cañón había estado aislado fue también una variable importante para predecir la cantidad de especies que se esperaba que estuvieran presentes. Así pues, no sólo el aislamiento conduce a una pérdida de especies, sino que se puede esperar que más especies vayan desapareciendo con el paso del tiempo.

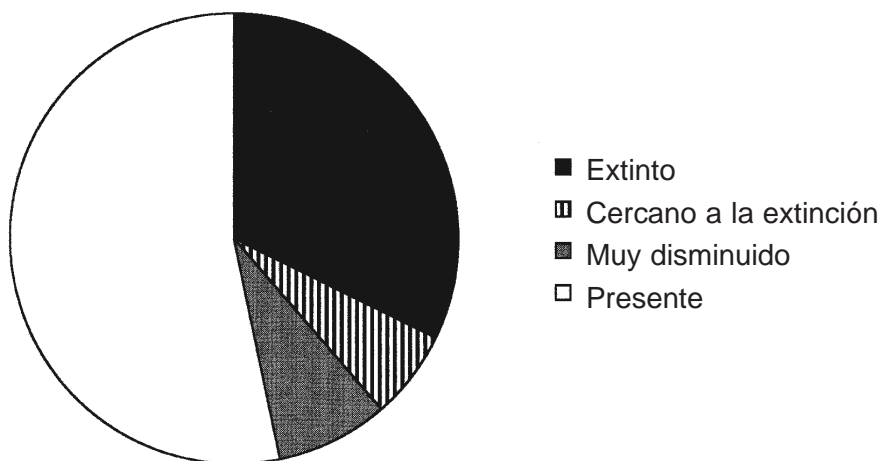
La pérdida de especies en los fragmentos no ocurre de inmediato al producirse el aislamiento. La disminución permanente de poblaciones y cantidades de especies en remanentes cuando se produce el aislamiento se ha llamado 'relajación animal' y es directamente comparable con la pérdida gradual de especies que se ha producido en islas interconectadas una vez que éstas quedan aisladas debido a la elevación de los niveles de agua (Wilcox 1980; Diamond 1984). La naturaleza dinámica de la pérdida de especies la han demostrado con mayor claridad los estudios que han censado los remanentes en dos o más intervalos después del aislamiento, con una pérdida demostrada de especies durante el período intermedio (Butcher y cols. 1981; Diamond y cols. 1987; Leck 1979; Sounders 1989; Recher y Serventy 1991). Todos ellos demostraron con claridad que la cantidad de especies presentes inmediatamente después del aislamiento era mayor que la que podía sustentarse a largo plazo (Recuadro 2-2).

Por ejemplo, un remanente de 87 hectáreas de bosque tropical húmedo en Ecuador, la Estación Río Palenque, se fue aislando cada vez más del bosque circundante en los años 70. De las 170 especies de aves dependientes del bosque que estudios ornitológicos previos habían registrado, 44 especies (26%) desaparecieron en los seis años entre 1973-1978, y otras 15 especies habían llegado a cantidades tan pequeñas en 1978 que era probable que también desaparecieran (Leck 1979). Esta disminución de poblaciones se refiere a las especies dependientes de bosques; muchas aves de áreas abiertas, bordes y bosques recultivados siguen subsistiendo y quizá incluso estén aumentando a medida que se van clareando y aislando bosques en la región (Leck 1979). Una pérdida rápida similar de especies se ha reportado en el King's Park, reserva aislada de terrenos de matorral de menos de 300 hectáreas en la ciudad de Perth, oeste de Australia (Recher y Serventy 1991). En el período de 60 años desde 1928 hasta 1986, el 20% de las especies de aves han desaparecido localmente y otro 11% han disminuido en cuanto a cantidad.

La pérdida de especies debido a la fragmentación y aislamiento no se limita sólo a fragmentos pequeños. Se ha documentado en cadenas montañosas, grandes reservas y parques nacionales (Picton 1979; Newmark 1987; Newmark y cols. 1991). Por ejemplo, la comparación de registros históricos con observaciones recientes de tres órdenes de mamíferos (logomorfos, carnívoros, artiodáctilos) en 14 parques nacionales en el oeste de EE UU mostró que la cantidad de extinciones ha superado en

Recuadro 2-2 Pérdida de aves reproductoras en una zona boscosa aislada de Java, Indonesia

Los Jardines Botánicos Bogor en la isla indonesia de Java es una zona boscosa de 86 hectáreas que contiene especies de árboles tanto nativos como exóticos. Los jardines quedaron aislados cuando se destruyeron las zonas boscosas circundantes alrededor de 1936, y los hábitats más próximos para aves de bosques están ahora a unos 5 a 10 Km. de distancia. Durante el período 1932-1952 se registraron 62 especies de aves que se reproducían en los jardines, y esto proporcionó una base de comparación con las especies de aves registradas de 1980 a 1985 (Diamond y cols. 1987). Veinte especies que antes estaban en los jardines ya no se reproducen en ellos, cuatro están a punto de desaparecer, cinco más han disminuido mucho y cerca de la mitad (33 especies) han conservado sus poblaciones. Como consecuencia del aislamiento de los jardines respecto a hábitats cercanos, han disminuido y desaparecido pequeñas poblaciones de aves de zonas boscosas con poca oportunidad para que los inmigrantes detuvieran la disminución. Las que han sobrevivido son primordialmente especies que pueden vivir en zonas de utilización intensiva que circundan a los jardines (Diamond y cols. 1987). La pérdida selectiva de especies significa que este fragmento de zona boscosa ahora sustenta una comunidad empobrecida que 'refleja' la utilización de la tierra circundante, en lugar de proporcionar un refugio eficaz para especies dependientes del bosque.



Cambio en la situación de especies de aves reproductoras en los Jardines Botánicos Bogor, Java, Indonesia entre 1932-52 y 1980-85. El diagrama ilustra la situación en 1980-85 de 62 especies que se registraron como en reproducción en 1932-52. Datos de Diamond y cols. (1987).

mucho la cantidad de colonizaciones desde el establecimiento de parques (Newmark 1995). Al menos 15 de las 38 especies (39%) de dichos órdenes han experimentado extinciones locales en por lo menos un parque nacional. Además la tasa de extinción presentaba una correlación negativa con el área del parque; los parques más pequeños experimentaban una tasa más elevada de extinción de poblaciones de mamíferos desde el establecimiento que la que ofrecían los parques grandes.

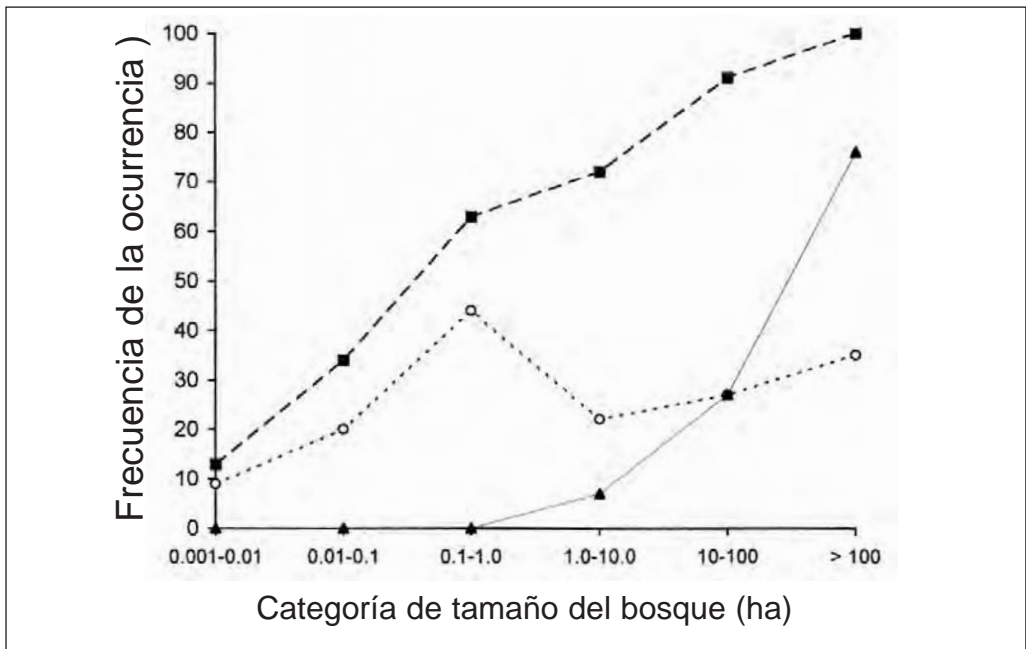
Un experimento natural que ha demostrado la pérdida de especies que se produjo con la inundación del Lago Gatún durante la construcción del Canal de Panamá en los años 20, cuando muchas antiguas cumbres de cerros se convirtieron en islas en el lago. Entre éstas se encuentra la muy bien estudiada Isla Barro Colorado (Willis 1974; Karr 1982 a,b). De aproximadamente 108 especies reproductoras registradas en la isla, unas 45 habían desaparecido después de este 'experimento natural de aislamiento'. Algunas de estas pérdidas, pero no todas, se pueden atribuir a cambios en el hábitat en la isla. Sin embargo, es probable que muchas otras especies pueden haber desaparecido, si bien no hay constancia de ello, dado que los estudios intensivos en Barro Colorado comenzaron mucho después de que se transformara esta área, de una cumbre de cerro a una isla (Diamond 1984).

Cambios en la composición de agrupaciones de animales

Las diferentes especies de animales responden a la destrucción y fragmentación de hábitats de manera diferente. Las diferencias en la dimensión del territorio de recorrido, el tamaño del cuerpo, los recursos de alimentos y patrones de búsqueda de los mismos, los requisitos para anidar y resguardarse, así como la tolerancia ante la perturbación del hábitat y la sensibilidad respecto a microclimas alterados, cada uno de ellos influye en la respuesta idiosincrática de cada especie ante la fragmentación. El resultado es que, después del aislamiento, la composición de las agrupaciones de animales en los fragmentos difiere de la que se encuentra en hábitats grandes intactos. ¿Es posible predecir los resultados de los cambios en cuanto a agrupaciones de animales en los remanentes? Un objetivo importante para los biólogos de la conservación y de los gestores de la vida silvestre es comprender qué clases de especies son más propensas a la extinción en hábitats remanentes y por qué son sensibles, de modo que se pueda dirigir con eficacia el manejo para fines de conservación (MacNally y Bennett 1997).

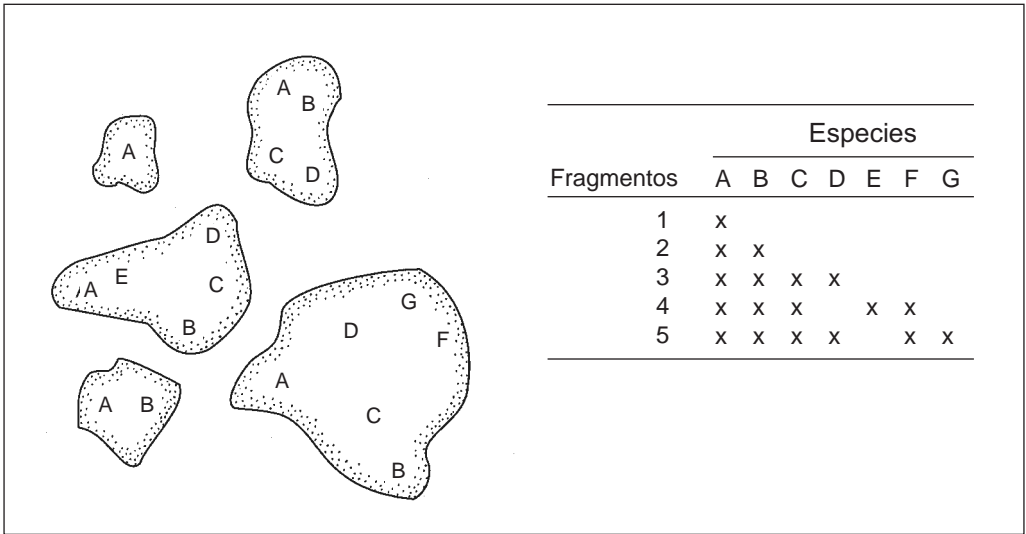
Cuando los biólogos examinaron por primera vez la presencia de especies en remanentes de hábitat, muy pronto resultó claro que la composición de remanentes pequeños pobres de especies no era una selección al azar entre el conjunto de especies disponibles en hábitats extensos. En concreto, los estudios de aves en zonas boscosas y remanentes de bosques sugirieron que el tamaño del fragmento tiene una fuerte influencia en la identidad de las especies que están presentes. Para muchas especies, la frecuencia de la presencia (conocida también como la función de incidencia) aumenta con el incremento en la categoría del tamaño de las parcelas de hábitats (Moore y Hooper 1975; Lynch 1987; Ogle 1987). Por ejemplo, un amplio estudio de 433 bosques en Gran Bretaña, que abarcaban seis órdenes de magnitud en cuanto a tamaño (de 0.0001 a 100 hectáreas), examinó la frecuencia de la presencia de especies de aves en cada categoría de tamaño. Aves como el mirlo, el tordo cantarín y la paloma de bosques se encontraban en todas las clases de tamaño, aunque se hallaban en un porcentaje mayor en bosques grandes. Por el contrario, especies como el gran pájaro carpintero moteado, la lechuza parda y el pato de marismas se localizaron básicamente sólo en bosques grandes (Gráf. 2-5) (Moore y Hooper 1975).

La hipótesis, en el sentido de que puede haber una secuencia relativamente predecible de presencia de especies en fragmentos se sustentó todavía más con el examen del patrón de presencia de aves, mamíferos y reptiles en verdaderas islas o en hábitats naturalmente insulares, como cumbres de montañas. Estos lugares aislados han tenido más tiempo para experimentar los efectos totales del aislamiento. Hay una tendencia constante en el sentido que la agrupación de especies en lugares aislados pobres en especies equivalgan a un subgrupo de los que se encuentran en lugares aislados más grandes y ricos en especies (Jones y cols. 1985; Patterson 1987; Cutler 1991). Patterson (1991) acuñó el término 'subgrupo anidado' para describir esta pauta (Gráf. 2-6). Ciertos datos limitados de fragmentos de hábitats sugieren una pauta parecida. Las agrupaciones de aves en segmentos boscosos rurales en Idaho, EE UU (Blake 1991), en pequeños bosques lluviosos aislados en Nueva Gales del Sur, Australia (Howe y cols. 1981), en fragmentos de bosques de robles en España (Tellería y Santos 1995) y de aves dependientes de chaparrales en cañones urbanos en San Diego, EE UU (Bolger y cols. 1991) también han demostrado un patrón 'anidado' de presencia.



Gráf. 2-5 Frecuencia de la ocurrencia de tres especies de aves en relación con el tamaño de las parcelas boscosas en Bretaña. El mirlo (■) aumenta su presencia a medida que se incrementa el tamaño del bosque, el gran pájaro carpintero moteado (▲) se encuentra primordialmente en bosques grandes, en tanto que la presencia del gorrión doméstico (○) no tiene una relación clara con el tamaño del bosque. Los datos son de Moore y Hooper (1975).

Aunque es posible ofrecer explicaciones alternativas de este fenómeno, se ha pensado generalmente que un escalonamiento en la propensión a la extinción es el mecanismo más probable para el patrón de subgrupos anidados, y que las especies van ‘desapareciendo’ en una secuencia relativamente ordenada. Este punto de vista recibe sustento con las observaciones de que los patrones de distribución de reptiles y mamíferos no voladores, que suelen tener habilidades menores de dispersión que las aves, muestran un mayor ‘encaje’ con el patrón anidado que las aves (Jones y cols. 1985; Cutler 1991).



Gráf. 2-6 Representación diagramática de un subgrupo anidado. Los fragmentos pobres en especies suelen contener un subgrupo anidado de especies que se encuentran en los fragmentos más ricos. (A-H representan especies de animales).

Los hábitats aislados de chaparrales en San Diego, EE UU, han experimentado una rápida pérdida de especies por el aislamiento y la pérdida mayor ha sido la de aves que están presentes naturalmente con una densidad baja (Bolger y cols. 1991). Como la probabilidad de dispersión y recolonización de hábitats aislados por parte de dichas aves es reducida, parece que la vulnerabilidad a la extinción, sobre la base de la baja densidad de población (y por tanto de las cantidades presentes en parcelas pequeñas) tiene una influencia más intensa en la estructura comunitaria (Bolger y cols. 1991). En contraposición, la movilidad de las aves de bosques en Idaho es relativamente elevada (muchas son emigrantes neotropicales) y en este caso el patrón anidado de presencia se atribuyó a la capacidad de reproducirse con éxito en bosques de tamaños diferentes (Blake 1991). Parece, que si bien el patrón de presencia de muchas especies en fragmentos no se da al azar, pueden estar operando una serie de procesos biológicos.

Se ha utilizado otro método para llegar a generalizaciones acerca de la composición de las comunidades en los parches boscosos. Este ha consistido en comparar características ecológicas de especies que son vulnerables a la disminución y aislamiento del hábitat con las especies que las toleran. Más adelante se analizan algunas tendencias pero queda todavía mucho por aprender antes de que se puedan formular predicciones confiables. En concreto, se necesita alcanzar una

mejor comprensión de la relación entre patrones que surgen de procesos aleatorios basados en áreas en las que se producen influencias externas en el medio ambiente.

Primero, es probable que sean más comunes las especies que toleran hábitats perturbados como bordes en remanentes pequeños, que la mayoría de especies que viven en sus hábitats. Numerosos estudios en el este de los EE UU (Galli y cols. 1976; Ambuel y Temple 1983; Lynch y Wingham 1984; Blake y Karr 1984) han puesto de relieve la presencia en bosques pequeños de especies de aves propias de bordes tales como el sinsonte maullador, el maullador gris, el colorín azul, el estornino, el abadejo doméstico y el tordo cabeza café. Por otro lado, especies del interior de los bosques como el tordo de bosque, el chipe suelero, la tångara escarlata, el sílvido blanquinegro y el sita pecho blanco es más probable que vivan en tramos grandes. Se encontraron tendencias parecidas en reservas naturales (de tamaño entre 34 y 5000 hectáreas), circundadas de terrenos agrícolas en el oeste de Australia (Humphreys y Kitchener 1982). El porcentaje de aves, mamíferos y reptiles que utilizan en forma regular ambientes perturbados (como terrenos agrícolas, bosques perturbados y terrenos junto a carreteras), era desproporcionadamente elevado en reservas naturales más pequeñas. Por el contrario, las especies que necesitan hábitats naturales alcanzaban una proporción mayor en la agrupación de las reservas más grandes.

En segundo lugar, hay cada vez más evidencia que sugiere que las especies más sensibles a la fragmentación de hábitats son las que se encuentran naturalmente con densidades bajas, o que tienen alguna dependencia innata de hábitats interiores (Tereborgh y Winter 1980; Diamond 1984; Soulé y cols. 1988; Laurence 1990). Entre las mismas pueden mencionarse:

- Animales de cuerpo grande que necesitan áreas grandes.
- Especies que están en la parte alta de la cadena de alimentación, como lechuzas, aves de rapiña, serpientes y mamíferos carnívoros grandes.
- Especies que tienen necesidades especiales de alimentos o hábitat, como los alimentos que varían con las estaciones o que están distribuidos en forma irregular.

Debido a su baja densidad de población, los fragmentos pequeños pueden sustentar sólo unos cuantos individuos o parejas reproductoras, o en el caso de algunas especies, el área

Recuadro 2-3 Necesidades de espacio de aves de rapiña de bosque lluvioso en la Guyana Francesa

Si se quiere conservar en las reservas naturales y las áreas protegidas el abanico completo de especies, es indispensable conocer las necesidades de los más vulnerables a la insularización. Los datos cuantitativos referentes al diseño de reservas naturales en bosques lluviosos tropicales de Suramérica provienen de un estudio de uno de esos grupos, las aves de rapiña de bosque lluvioso, incluyendo buitres, milanos, águilas, halcones y otras aves de rapiña (Thiollay 1989). La distribución y densidad de estas aves de rapiña de bosques lluviosos se estudiaron en una serie de grandes parcelas, de 2500 hectáreas y 10.000 hectáreas, en bosques lluviosos primarios no alterados en la Guyana Francesa.

Recuadro 2-3 (cont)

Normalmente se encuentran veintisiete especies de aves de rapiña (de un total de 54 especies que se han identificado en el país) en bosques lluviosos primarios en la Guyana Francesa. Entre 14 y 21 especies se encontraron en parcelas de 2500 hectáreas pero sólo de 12 a 16 de estas especies tenían por lo menos una pareja residente en la mayor parte de su terreno de recorrido, incluido en la parcela en estudio. En la parcela de 10.000 hectáreas, se encontraron 23 especies, de las cuales 21 estaban representadas por entre una a ocho parejas.

La distribución irregular de los terrenos de recorrido de las aves de rapiña, incluso en este vasto bosque lluvioso no alterado y el gran espacio que necesitan las parejas de muchas especies significa que se necesitarán áreas grandes para proteger adecuadamente una agrupación completa de aves de rapiña de bosques lluviosos. A partir de estos datos sobre distribución, se necesitará una reserva de bosque lluvioso de al menos 1 millón de hectáreas (10.000 Km.2) para proteger toda la comunidad de aves de rapiña (Thiollay 1989). La extensión de bosque lluvioso íntegro en la Guyana Francesa, con 70.000 Km.2 no poblados, significa que todavía es posible esta oportunidad. Estos datos también confirman que el Parque Nacional Manu, gran área protegida de 1,600.000 hectáreas en Perú es del orden correcto de magnitud para conservar agrupaciones completas de animales de bosque lluvioso.

disponible puede resultar insuficiente para una sola pareja reproductora (Recuadro 2-3). Estas diminutas poblaciones aisladas son vulnerables a procesos aleatorios, incluyendo fluctuaciones fortuitas en procesos ambientales, demográficos y genéticos, y pueden desaparecer en forma rápida (ver Recuadro 3-1).

Una serie de influencias externas (utilización cambiante de la tierra en el ambiente circundante, depredadores que se han importado) y de cambios internos dentro de remanentes (sucesión de vegetación, por ejemplo) también pueden tener una influencia vigorosa en la vulnerabilidad de especies a la extinción local. En consecuencia, la composición relativa de las agrupaciones de animales en fragmentos puede cambiar sustancialmente con el paso del tiempo, aunque siga igual el tamaño del hábitat aislado (Butcher y cols. 1981; Diamond atal. 1987; Recher y Serventy 1991). Se realizaron censos de aves en una sección de 23 hectáreas del Arboremum de Connecticut, New London, Connecticut, EE UU, durante 11 estaciones de reproducción entre 1953 y 1985 (Butcher y cols. 1981; Askins y cols. 1987). La composición de la avifauna de este bosque de frondosas mostró una variación importante a lo largo de este período. Entre 1953 y 1976, ocho especies de aves de bosque desaparecieron o disminuyeron y hubo una reducción significativa en la abundancia de emigrantes de larga distancia. Al mismo tiempo, se incrementó la presencia y abundancia de especies características de ambientes suburbanos, al producirse un vasto desarrollo suburbano y la destrucción de bosques en los alrededores (Butcher y cols. 1981). Posteriormente, desde 1976 hasta 1985, la tendencia a la baja en el caso de emigrantes de larga distancia se invirtió. La abundancia creciente de estas especies se atribuyó a repoblación de bosques en zonas cercanas y a una mayor utilización de los bosques de más edad (Askins y cols. 1987).

Cambios en los procesos ecológicos en fragmentos

Los procesos ecológicos que forman parte del funcionamiento natural de ecosistemas (incluyendo las relaciones depredador-presa, interacciones competitivas, dispersión de semillas, polinización de plantas, ciclos de nutrientes, mantenimiento de mosaicos de sucesiones por razón de perturbaciones) se ven alteradas o modificadas con frecuencia debido a la fragmentación. Estos cambios pueden deberse a influencias provenientes de dentro de parches de bosque o a influencias de los ambientes *que lo circundan*. Hasta la fecha, lo que sabemos de cómo la fragmentación ha afectado procesos ecológicos es limitado, pero es por medio de esos cambios en la forma como funcionan las comunidades naturales que la fragmentación de hábitats tendrá su mayor impacto en la conservación de la biodiversidad. Es probable, por ejemplo, que cada vez nos demos más cuenta de extinciones secundarias de plantas y animales en parches de bosque a medida que se hagan realidad en el curso del tiempo las implicaciones totales de los cambios ecológicos. Los ejemplos siguientes ilustran algunas de las diferentes formas en que los cambios en procesos ecológicos tienen profundas implicaciones potenciales para la conservación de la flora y de la fauna de paisajes fragmentados.

Dispersión de semillas

El término ‘especies clave’ se utiliza para describir especies cuya pérdida tendría efectos ecológicos amplios. Por ejemplo, la pérdida en ambientes fragmentados de animales que desempeñan un papel clave en la polinización o dispersión de semillas tendrá efectos negativos en la situación de numerosas especies de plantas y esta disminución, a su vez, puede tener efectos ecosistémicos diversos a lo largo y ancho de todo el ecosistema.

El Casuario de Ceram, una gran ave (de hasta 80 kg) que no puede volar de los bosques lluviosos tropicales del norte de Australia y de Papua Nueva Guinea, es un ejemplo de especie clave que desempeña un papel importante en la dispersión de semillas en bosques tropicales. Este comedor de frutas consume varios centenares de especies de frutas carnosas de la comunidad de bosques lluviosos (Marchant y Higgins 1990; Crome y Bentrupperbaumer 1993). En los trópicos húmedos del norte de Australia, el Casuario de Ceram es el único vector conocido de dispersión para más de 100 especies de plantas de bosque lluvioso que producen frutos grandes con semillas grandes. Las semillas se limpian y quedan intactas en el desplazamiento del animal por su vasto terreno de recorrido y de este modo las va dispersando por todo el paisaje forestal.

La distribución del Casuario de Ceram se está volviendo fragmentada y aislada a medida que se van eliminando bosques tropicales en las tierras bajas costeras y va aumentando la transformación de la tierra. También está expuesto a otras amenazas directas, como muerte en los caminos, cacería y caza depredadora por parte de cerdos salvajes (Crome y Bentrupperbaumer 1993). La pérdida de este frugívoro y de su función de dispersión de semillas en fragmentos de bosques tropicales tiene efectos potencialmente vastos y a largo plazo sobre la composición de los bosques y la dinámica de la vegetación. En la actualidad es el punto focal de un programa de conservación y recuperación integral en por lo menos una localidad, con el fin de restaurar su hábitat y mejorar su situación de conservación (Crome y Bentrupperbaumer 1993).

Relaciones depredador-presa

La pérdida de depredadores grandes en los fragmentos de bosque, y los cambios consiguientes en la abundancia e impactos ecológicos de especies presa, se han identificado como situaciones que pueden tener efectos importantes en la estructura de las comunidades de plantas y animales en hábitats aislados (Terborgh y Winter 1980; Soulé y cols. 1988. En los EE UU, Soulé y cols. 1988.) utilizaron el término 'liberación de meso-depredadores' para describir la creciente abundancia de omnívoros y depredadores más pequeños ante la ausencia de depredadores grandes dominantes. Los meso-depredadores, como el mapache, la zorra y felinos grises suelen ser comunes en hábitats aislados, sobre todo en ambientes próximos a zonas urbanas, y se han asociado con la creciente mortalidad de aves que viven y anidan en tierra en hábitats aislados (Matthiae y Stearns 1981; Soulé y cols. 1988; Harris y Gallagher 1989).

Se han hecho observaciones parecidas en cuanto a la 'liberación' de especies presa en ausencia de grandes depredadores en la isla Barro Colorado, Panamá (Terborgh y Winter 1980), donde se sugirió que densidades elevadas de pecarís de collar y de pizotes pueden estar asociadas a niveles elevados de caza depredadora de nidos. Una prueba experimental de esta hipótesis, está basada en la pérdida de huevos en nidos- artificiales, mostró que la caza depredadora de nidos en la isla Barro Colorado era significativamente mayor que en bosques adyacentes en el continente, sobre todo en el caso de nidos colocados a nivel del suelo (Loiselle y Hoppes 1983).

Recuadro 2-4 Caza depredadora de nidos y su relación con patrones de paisaje en Suecia

En tiempos recientes se ha prestado mucha atención a la cuestión de si las poblaciones de animales en fragmentos de bosque están sujetas a niveles más elevados de caza depredadora que las poblaciones comparables en hábitats grandes continuos. Se ha ofrecido evidencia para mostrar que en algunas situaciones, en particular en fragmentos pequeños en zonas agrícolas, los niveles de caza depredadora de los nidos de aves de zonas boscosas son elevados cerca de los bordes del área de bosque (Wilcove 1985; Angelstam 1986; Andrén y Angestlam 1988). Esto se ha atribuido a depredadores generales que viven en la matriz colindante de tierras agrícolas y que cazan en nidos cercanos a los bordes de las tierras boscosas.

En Suecia, se estudió la caza depredadora de córvidos de huevos en nidos artificiales en una serie de paisajes a lo largo de una gradiente de cobertura forestal que iba desde tierras mayoritariamente forestales a tierras mayoritariamente agrícolas (Andrén 1992). Tanto la densidad de los córvidos como la intensidad de la caza depredadora en nidos aumentaron a medida que aumentaba la proporción de tierras agrícolas en el paisaje. Sin embargo, la identidad de los depredadores de nidos en nidos artificiales colocados en la vegetación forestal variaba mucho en relación con el patrón del paisaje. Los dos córvidos que vivían en bosques, el cuervo común y el arendajo europeo, cazaban sobre todo en nidos en fragmentos boscosos grandes. El chova y la urraca pico negro cazaban sobre todo en nidos colocados en tierras deforestadas para fines agrícolas, en tanto que el cuervo encapuchado, general de hábitats, cazaba en nidos en tierras tanto agrícolas como boscosas.

Recuadro 2-4 (cont)

La densidad de cuervos encapuchados era más elevada en paisajes con una mezcla tanto de tierras boscosas como agrícolas. Fue esta especie general que se identificó como el miembro más importante de la familia de córvidos que producía mayor presión de caza depredadora cerca de los bordes de los bosques y en fragmentos pequeños de bosques (Andrén 1992).

Ciclo de nutrientes

Los escarabajos de estiércol y los escarabajos de carroña de la familia Scarabidae se alimentan exclusivamente de estiércol y carroña. Entierran estiércol y carroña ricos en nutrientes como alimento para sus crías y al hacerlo incrementan de manera accidental la tasa del ciclo de nutrientes del suelo. En bosques tropicales amazónicos en Brasil, se registraron menos especies de escarabajos, densidades menores de población e individuos más pequeños en fragmentos de reducido tamaño que en sitios comparables de control en bosques intactos colindantes (Klein 1989). Estudios experimentales revelaron una tasa menor de descomposición de estiércol en los fragmentos más pequeños (1 hectárea) comparado con bosques intactos, resultado que fue coherente con los cambios observados en la cantidad de escarabajos.

Las actividades de los escarabajos también influyen en otros procesos ecológicos en el bosque tropical, de modo que los cambios en la cantidad de escarabajos en fragmentos de bosque pueden tener más efectos secundarios (Klein 1989). Por ejemplo, al comer y enterrar estiércol, los escarabajos matan larvas nemátodas y otros parásitos gastrointestinales de animales vertebrados. Además, al enterrar semillas dentro del estiércol pueden impedir que pequeños roedores se las coman con lo cual ayudan a la supervivencia y dispersión de semillas (Klein 1989).

Parasitismo de nidos

Se han asociado niveles mayores de parasitismo de nidos de poblaciones de aves en fragmentos boscosos con una mayor abundancia del tordo cabeza café, parásito de nido de pequeñas aves de zonas boscosas, después de una dramática expansión de su terreno de recorrido en el este de EE UU en este siglo. La tala de bosques para obtener tierras agrícolas ha proporcionado un hábitat adicional para esta ave de campo abierto, y ha podido aumentar en número gracias a una mayor abundancia de alimentos para el invierno procedentes de cosechas de cereales y de piensos artificiales. Se ha sugerido que el parasitismo de nidos cerca de bordes de bosques por parte de la oropéndola de cabeza marrón es una causa potencial de la disminución y desaparición en fragmentos pequeños de aves que viven en el interior de bosques (Ambuel y Temple 1983; Brittingham y Temple 1983; Terborgh 1989). Por lo menos una especie rara, la curruca de Kirtland, se habría extinguido debido a parasitismo de nidos de no haber sido por una campaña anual para eliminar la oropéndola de cabeza marrón de su hábitat de reproducción en Michigan, EE UU. Durante los años 60, antes

de la intervención de los gestores, las oropéndolas parasitaban el 70% de los nidos, con la consecuencia de que el éxito anual en reproducción de las curruca era insuficiente para compensar su mortalidad natural (Terborgh 1989).

También se han reportado niveles elevados de parasitismo de nidos para otras especies de zonas boscosas. En un estudio en Wisconsin, el 65% de todos los nidos que se encontraban en los bordes de zonas boscosas estaban parasitados (Brittingham y Temple 1983). Se teme que el menor éxito en reproducción de especies parasitadas en fragmentos de bosque, junto con otras presiones, como la mayor caza depredadora de nidos, puede inclinar la balanza en el caso de muchas especies y contribuir a disminuciones regionales en paisajes fragmentados (Wilcove 1985; Terborgh 1989). La situación se agrava debido a que la cantidad de especies parasitadas, como la curruca encapuchada y la curruca come gusanos, no solían ser huéspedes de las oropéndolas, pero han entrado en contacto en tiempos recientes debido a la expansión territorial de estas últimas.

Los mismos parásitos de nidos pueden llegar a desaparecer si disminuyen sus especies huéspedes, ejemplo de extinción secundaria o 'cascada trófica' (es decir, los efectos de cambios ecológicos que pasan a influir en otros niveles de organización ecológica). El cuco cepillo, parásito de nidos de aves de bosque, ha desaparecido del área Borgor en Indonesia junto con dos de sus especies huéspedes probables, la paloma Cola de Abanico Pálido y la Niltava Azul (Diamond y cols. 1987 (Recuadro 2-2)).

¿Es importante el aislamiento de hábitats?

El aislamiento de hábitats remanentes es una consecuencia fundamental de la fragmentación de hábitats. Sin embargo, la naturaleza del aislamiento de fragmentos de hábitats difiere de las verdaderas islas rodeadas de agua, con las que se han comparado los fragmentos de bosque. Cuando se subdividen grandes tramos, los pequeños remanentes quedan aislados por una nueva forma de utilización de la tierra. Las diferentes formas de utilización de la tierra actúan como filtros variables respecto a los desplazamientos de animales por el paisaje. Algunos usos de la tierra ofrecen poca resistencia al desplazamiento, en tanto que otros pueden constituir una barrera eficaz para todos los intercambios. Las tierras que se manejan en forma intensiva para cosechas, por ejemplo, pueden tener un efecto aislante más fuerte sobre pequeños roedores que el que tiene una extensión similar de tierras agrícolas abandonadas con árboles dispersos y arbustos leñosos que se regeneran. De igual modo, una urbanización de viviendas es probable que tenga un efecto aislante más grave para las mariposas de terrenos boscosos que un campo de golf con pocos árboles. El grado de aislamiento de las poblaciones de animales en parches respecto a los que están en hábitats cercanos varía mucho según la utilización de la tierra y la biología de las especies correspondientes.

¿Cuán importante es el aislamiento para la conservación de la vida silvestre en paisajes fragmentados? Se trata de una pregunta clave, de interés tanto teórico como práctico y de importancia inmediata para el manejo de la tierra para la conservación. Si las poblaciones tienen una elevada probabilidad de supervivencia en fragmentos aislados, o si tienen una gran capacidad para desplazarse por toda la matriz modificada

circundante, entonces la distribución espacial de los hábitats en el paisaje tiene poca importancia. En tales circunstancias, los enlaces de los hábitats tendrán un valor limitado porque la utilización de la tierra no obstaculiza la continuidad de la población. Por otra parte, si existe un riesgo claro de que poblaciones aisladas disminuirán y de que el desplazamiento de especies está restringido debido a la utilización de la tierra circundante, entonces la distribución espacial de los hábitats tiene gran importancia. En estas circunstancias, los enlaces de hábitats que fomentan el desplazamiento de animales y la continuidad de las poblaciones por todo el paisaje beneficiarán a la subsistencia de la población. La prioridad en la estrategia de conservación debe entonces otorgarse a preservar y manejar sistemas de hábitats con un patrón espacial que maximizará la oportunidad para el desplazamiento y el intercambio.

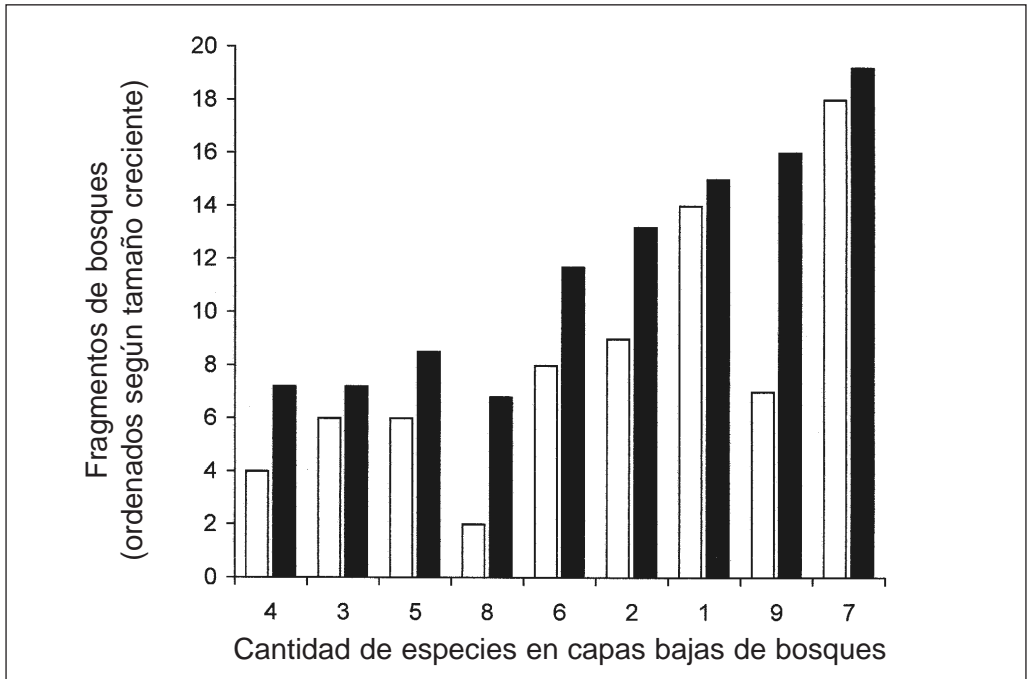
¿Cuántas especies y situaciones corresponden a las posiciones descritas? No hay respuesta fácil. Resulta claro que las especies y agrupaciones de animales responden de variadas maneras ante diferentes niveles de aislamiento, y que una forma concreta de utilización de la tierra genera niveles diversos de aislamiento en especies distintas. La evidencia obtenida en estudios de grupos de animales muestra que el aislamiento tiene efectos negativos en la distribución y presencia de muchas especies, pero no necesariamente todas.

Primero, algunos estudios experimentales que comparan la fauna de hábitats remanentes antes y después del aislamiento respecto a un área amplia de hábitat (Stouffer y Bierregaard 1995 a,b), o que comparan comunidades en fragmentos aislados con las que se encuentran en áreas equivalentes de 'control' de tamaño similar en parcelas amplias de hábitat (Howe 1984; Bolger et al. 1991, 1997; Newmark 1991), presentan evidencia convincente de los efectos perjudiciales del aislamiento.

La pérdida de aves en fragmentos aislados de chaparral en California se analizó antes, y se demostró que se produjeron pérdidas parecidas de roedores nativos en los mismos fragmentos de bosque (Bolger y cols. 1997). Otro ejemplo procede de Tanzania, donde se encontró que las aves en las capas inferiores de bosques eran sensibles al aislamiento de fragmentos de bosques tropicales (Newmark 1991). Todos, menos los mayores de nueve fragmentos aislados, tenían significativamente menos especies que las reportadas en un censo parecido en bosques tropicales extensos (Gráf. 2-7). Además, la cantidad de especies en los fragmentos de bosque también sufre la influencia del grado de aislamiento: después de controlar por tamaño del bosque, la cantidad de especies en capas inferiores disminuía al aumentar la distancia respecto a bosques extensos.

Hay otros muchos ejemplos que ilustran cómo el grado de aislamiento, medido a menudo como la distancia espacial respecto a otras poblaciones o hábitats, también afecta varias especies de animales.

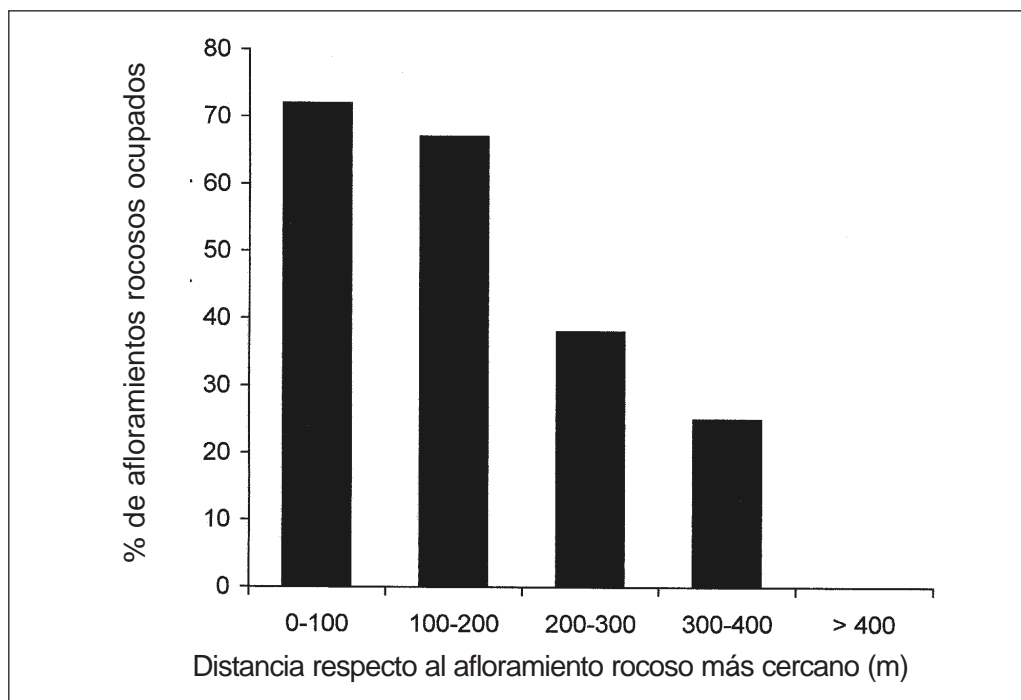
- El guaco elegante en las Adirondack Mountains de Nueva York, EE UU, era menos probable que se encontrara en parcelas pantanosas de coníferas cercanas a parcelas ocupadas, que en las más distantes (Fritz 1979).
- Afloramientos rocosos (restos de minas) en la Sierra Nevada, EE UU, cercanos de otros



Gráf. 2-7 Efecto del aislamiento de fragmentos de bosques tropicales en la riqueza de aves de capas inferiores en East Usambara Mountains, Tanzania. La cantidad de especies capturadas en nueve fragmentos de bosques tropicales (barras en blanco) era significativamente menor que la cantidad promedio de especies capturadas con una muestra equivalente en bosques extensos (barras en oscuro), excepto en el fragmento 7. Datos de Newmark (1991).

afloramientos, eran más probables que fueran ocupados por pikas (mamífero parecido al conejo), que en afloramientos más aislados (Gráf. 2-8) (Smith 1974).

- En Suiza, la presencia del pájaro carpintero mediano en remanentes de bosques de robles, tenía relación con el tamaño de los bosques y con la distancia respecto al bosque más cercano mayor de 40 hectáreas. Los que estaban aislados por más de 9 Km. no estaban ocupados (Muller 1982 citado en Opdam 1991).
- La rara mariposa de Quino era más probable que se la encontrara en pastizales sinuosos remanentes cercanos a un área grande fuente, que en remanentes distantes de hábitat adecuado similar (Harrison y cols. 1988).
- En bosques de pinos bajo manejo en Carolina del Sur, EE UU, era más probable que gorriones de Bachman colonizaran bosques talados cercanos a poblaciones fuente conocidas que los que estaban más lejos de la fuente (Dunning y cols. 1995).
- En los Países Bajos, la abundancia de campañoles hembras en bosques en tierras agrícolas estaba muy influida por la distancia de una zona boscosa fuente de tamaño mayor de 25 hectáreas (van Apeldoorn y cols. 1992).



Gráf. 2-8 Frecuencia de ocupación de afloramientos rocosos por parte de pikas en Sierra Nevada, EE UU, en relación con la distancia a hábitats cercanos. Datos de Smith (1974).

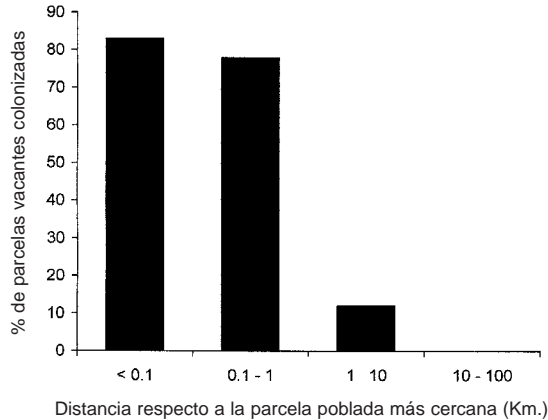
Recuadro 2-5 Efectos del aislamiento en la recuperación de una mariposa rara en Bretaña

En Bretaña, la mariposa saltadora rayada común vive en praderas calcáreas de hierba densa. Cuando la mixomatosis mató a los conejos en los años 50, algunas parcelas de praderas buenas crecieron demasiado y la distribución de la mariposa saltadora rayada común se redujo a unas 46 localidades en 10 estaciones de refugio (Thomas y cols. 1986). La reintroducción de ganado doméstico para que pastara en estas praderas y la recuperación de poblaciones de conejos, condujeron a una calidad mejor de hábitat para la mariposa y a una lenta recolonización de parcelas de praderas adecuadas.

Entre 1982 y 1991, hubo un 30% de aumento en la cantidad de parcelas ocupadas, involucrando al menos 29 colonizaciones y 10 extinciones de parcelas (Thomas y Jones 1993). La probabilidad de colonización durante este período aumentó con el tamaño de las parcelas y disminuyó con el aislamiento respecto a la parcela poblada más cercana. Es decir, las parcelas de pradera que era más probable que colonizaran las mariposas eran las mayores o las próximas a una población cercana de mariposas. El aislamiento espacial respecto a una población vecina era la influencia más importante. Se disponía de muchas parcelas de praderas de tamaño y hábitat adecuados, pero no se colonizó

Recuadro 2-5 (cont)

ninguna a más de 10 Km. respecto a la parcela ocupada. A su vez, la probabilidad de extinción entre 1982 y 1991 disminuyó con el tamaño de las parcelas y aumentó con el aislamiento respecto a la población de la parcela más cercana (Thomas y Jones 1993). Las extinciones fueron más frecuentes en las parcelas que sustentaban poblaciones pequeñas en 1982 (es decir, menos de 225 individuos); no hubo extinciones en parcelas con poblaciones inicialmente grandes en 1982 (225-800 o 800-3000 individuos).



Frecuencia de la colonización de parcelas vacantes de praderas por parte de la mariposa saltadora rayada común entre 1982 y 1991 en relación con su distancia respecto a una población cercana de mariposas. Datos de Thomas y Jones (1993).

La influencia del grado de aislamiento espacial también lo han puesto de relieve estudios que han mostrado relaciones significativas entre la riqueza de especies en fragmentos de bosque aislados y la proximidad a hábitats cercanos. Una serie de estudios (aunque no todos) de las aves de bosques y remanentes de zonas boscosas han reportado que cierta medida de aislamiento, junto con el área del fragmento, proporcionan una predicción mejor de riqueza de especies que sólo el área (Howe y cols. 1981; Whitcomb y cols. 1981; Howe 1984; Opdam y cols. 1984; Atkins y cols. 1987; van Dorp y Opdam 1987; Newmark 1991; McCollin 1993). Por ejemplo, el área del fragmento de bosque era el mejor pronosticador de todos de la cantidad de aves de zonas boscosas en 36 fragmentos en el valle del Rin en los Países Bajos (Opdam y cols. 1984) pero otras tres medidas diferentes de aislamiento eran también pronosticadores importantes en un modelo de regresión múltiple.

La distancia respecto al bosque más cercano mayor de 25 hectáreas, la distancia al tramo mayor y más cercano de bosque, y el área total de zona boscosa dentro de un radio de 3 Km; cada uno de estos factores explicaba parte de la variación en la cantidad de especies de aves por encima de lo atribuible al tamaño de la zona boscosa. En otras palabras, en el caso de bosques de un cierto tamaño los que estaban más cerca de otros bosques es más probable

que sustenten más especies de aves de zona boscosa.

¿Por qué el aislamiento afecta a poblaciones y comunidades de animales?

La interpretación subyacente del efecto del grado de aislamiento espacial sobre especies en hábitats fragmentados o aislados es que se han producido cambios porque los animales se han visto limitados o impedidos de dispersarse entre sitios separados. De hecho, se ha afirmado que en el caso de poblaciones fragmentadas, la dispersión es la 'clave para sobrevivir' (Opdam 1990). La capacidad disminuida de los animales de desplazarse por el paisaje tiene una serie de consecuencias importantes; limita su capacidad de suplir poblaciones en disminución, de recolonizar hábitats donde se han producido extinciones, o de colonizar nuevos hábitats adecuados. Se ha ofrecido evidencia empírica clara en apoyo de esta hipótesis para una serie de especies (aves, mariposas, grillos) al demostrarse relaciones negativas significativas entre la tasa de recolonización de fragmentos y su aislamiento respecto a hábitats próximos (Verboom et al en Opdam 1991) Thomas y Jones 1993; Kindvall y Ahlen 1992). En todo caso, la tasa en que los animales recolonizaban fragmentos desocupados era más elevada para los que estaban más próximos a áreas fuente (Recuadro 2-5).

También hay sustento teórico sólido para la afirmación de que la capacidad de los animales para desplazarse por el paisaje es fundamental para la conservación de ecosistemas naturales. Las bases teóricas y conceptuales principales para entender la situación de poblaciones y comunidades en ambientes irregulares reconocen todas, implícita o explícitamente, la importancia de los desplazamientos de animales. Este es el tema del capítulo siguiente.

La fragmentación de hábitats es un proceso dinámico que tiene tres componentes básicos: pérdida generalizada de hábitats en el paisaje, reducción en el tamaño de los bloques remanentes y aislamiento creciente debido a nuevas formas de utilización de la tierra. Los cambios en el patrón de los hábitats en el paisaje desembocan en cambios en procesos ecológicos que a su vez afectan la situación de la flora y de la fauna. Los efectos de la fragmentación de hábitats sobre la vida silvestre incluyen: pérdida de especies en fragmentos, cambios en la composición de agrupaciones de animales y cambios en procesos ecológicos que involucran a animales. El aislamiento de hábitats es una consecuencia fundamental de la fragmentación. Toda una gama de evidencias muestran que el aislamiento y su grado espacial tienen impactos negativos en muchas poblaciones y comunidades. Los efectos negativos del aislamiento se atribuyen a la menor oportunidad de desplazamientos de animales hacia otros hábitats y desde ellos.

3 ÓPTICAS PARA COMPRENDER LOS BENEFICIOS DE LA CONECTIVIDAD

¿Por qué resulta beneficiosa la conectividad? ¿Por qué muchos científicos y gestores de tierras, en todo el mundo, concluyen que manejar los hábitats y los enlaces para disminuir el aislamiento de poblaciones de vida silvestre genera beneficios para la conservación de la naturaleza? Conviene revisar cuatro ópticas (que no son mutuamente exclusivas) las cuales reconocen, implícita o explícitamente, que la capacidad de los animales para desplazarse por el paisaje es fundamental para la conservación de la biodiversidad. La primera óptica es pragmática; se basa en el conocimiento de la historia natural de especies y comunidades y en la experiencia práctica en manejo de la vida silvestre. Las otras tres son bases conceptuales importantes relacionadas con la comprensión científica de cómo los organismos viven en ambientes irregulares; a saber, la teoría del equilibrio de la biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1967; Diamond 1975), modelos de la dinámica de poblaciones subdivididas (Hanski 1989; Gilpin y Hanski 1991; Opdam 1991), y principios de ecología del paisaje (Forman y Godron 1986; Noss y Harris 1986; Turner 1989; Hansson y cols. 1995).

El propósito de revisar estas ópticas no es valorar en forma crítica su importancia teórica o su validez para la biología de la conservación. Más bien, se quiere poner de relieve que los mayores empeños que han realizado los ecologistas para entender cómo viven los animales en ambientes fragmentados enfatizan la necesidad de desplazamientos de individuos y especies entre fragmentos para que se pueda lograr una conservación eficaz a largo plazo. Más abajo se mencionan los beneficios potenciales de tales desplazamientos (y de ahí de la conectividad) que cada óptica sugiere. También se resumen en el Capítulo 4 (Cuadro 4-2) donde se trata en detalle la cuestión de las ventajas y desventajas relativas de los enlaces.

Historia natural y manejo de la vida silvestre

Los biólogos que trabajan en el terreno y dedican mucho tiempo a observar, estudiar y manejar poblaciones animales en estado silvestre, consiguen abundancia de conocimientos prácticos y comprensión de las especies y comunidades que observan. Este conocimiento pragmático, basado en la experiencia, ejerce gran influencia en la creación de modelos de los principios sobre los que se basa el manejo de la tierra; además, en muchas situaciones influye de manera más poderosa en quienes gestionan la tierra que las teorías y modelos científicos.

Varias clases diferentes de observaciones han convencido a muchos biólogos en el terreno de la necesidad de mejorar la conectividad del paisaje por medio de la incorporación de enlaces de varias clases. Primero, el conocimiento de los desplazamientos migratorios de muchas especies, sobre todo aves acuáticas y mamíferos grandes, ha estimulado acciones nacionales e internacionales para proteger sendas migratorias. Este manejo puede asumir la forma de identificar y proteger puntos críticos de escala, o asegurar que la utilización intensiva de la tierra no se convierta en una barrera ecológica para el desplazamiento por rutas tradicionales.

Segundo, las observaciones de los impactos de las barreras locales (carreteras, tuberías de petróleo, vías férreas y canales) en los desplazamientos y mortalidad de animales han constituido un vigoroso estímulo para que los gestores implementen y evalúen medidas artificiales como túneles, pasos subterráneos o puentes para ayudar a los desplazamientos a través de la barrera (Harris y Gallagher 1989; Langton 1989; Bennett 1991; Forman y Hersperger 1996). Los desplazamientos que se restringen o impiden pueden ser migraciones estacionarias o desplazamientos de animales de largo recorrido dentro de un vasto terreno.

Tercero, el conocimiento de la historia natural de animales que se desplazan entre diferentes hábitats sobre una base diaria o regular para conseguirse los recursos necesarios (como las aves que se alimentan y se posan en áreas diferentes) indica la necesidad de una conectividad adecuada del paisaje para que puedan satisfacer sus necesidades diarias y sobrevivir en ambientes que los humanos han modificado con su uso (Sounders y Ingram 1987; Wauters y cols. 1994).

Finalmente, las observaciones en el sentido de que poblaciones locales de especies de caza (como las ardillas zorro y los patos salvajes en EE UU), podrían recolonizar después de haber quedado ‘encerrados’ en pequeños hábitats condujo a que los biólogos especialistas en animales de caza reconocieran la importancia de ‘carriles para viajar’ como un principio para el manejo de la vida silvestre (Harris y Gallagher 1989).

Este conocimiento de la historia natural y las ideas que se han generado a partir de experiencias en manejo práctico, subrayan los beneficios potenciales para la conservación que se obtienen con enlaces en el sentido de:

- Ayudar a los animales a atravesar barreras locales y mantener desplazamientos a través de ambientes que son ecológicamente inhóspitos.
- Ayudar a especies a que mantengan desplazamientos migratorios tradicionales entre áreas geográficas diferentes.
- Permitir que las especies recolonizen hábitats mediante una mayor dispersión e inmigración.

Teoría del equilibrio de la biogeografía de islas

La teoría del equilibrio de la biogeografía de islas la desarrollaron MacArthur y Wilson (1963, 1967) en respuesta a observaciones en el sentido de que las islas contenían menos especies que áreas de tierra firme de tamaño comparable. La teoría del equilibrio propuso que la cantidad de especies que están presentes en una isla tiende hacia un nivel de equilibrio que viene determinado por una proporción entre la tasa de colonización de especies nuevas y la tasa de extinción de especies residentes en la isla. La tasa de colonización la determina primordialmente el grado de aislamiento de la isla respecto a áreas fuente en tierra firme, en tanto que la tasa de extinción la determina principalmente el área de la isla. La cantidad de especies en la isla permanecería aproximadamente constante (o sea, una cantidad equilibrada), pero la composición de la agrupación de animales variaría, o presentaría un ‘reemplazo’, a lo largo del tiempo.

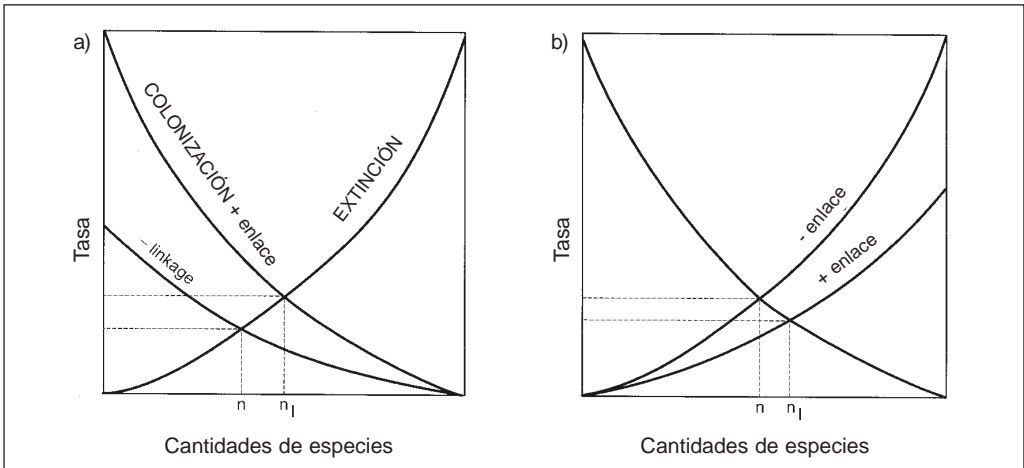
Muy pronto se vio que zonas aisladas de hábitat en tierra firme, como cimas de montañas, lagos, fragmentos de bosques y reservas naturales, podrían verse también como ‘islas’ rodeadas de un ‘mar’ de hábitat desfavorable. Así pues, la teoría del equilibrio se convirtió en el primer marco teórico para interpretar la distribución y dinámica de la fauna en remanentes de hábitat. Ha estimulado gran cantidad de investigación acerca de las consecuencias de la fragmentación y aislamiento de hábitats para los animales (véanse reseñas en Simberloff 1974; Gilbert 1980; Shafer 1990).

La importancia potencial del aislamiento para determinar la cantidad de especies que un aislado o remanente podrían sustentar en equilibrio sugirió que tendrían un beneficio significativo para la conservación las medidas tomadas para disminuir el aislamiento y aumentar la tasa de colonización. En consecuencia, se recomendó que en el diseño de estrategias para la conservación de la naturaleza se incluyeran trampolines o preferiblemente corredores continuos de hábitat que facilitarían los desplazamientos de animales entre aislados (Diamong 1975; Wilson y Willis 1975). Además, la presencia de corredores para facilitar la colonización de animales podría también completar poblaciones en disminución antes de que llegaran de hecho a extinguirse. A esto se lo ha llamado el ‘efecto rescate’ (Brown y Kodric-Brown 1977).

Así pues, la teoría biogeográfica de las islas predice que un mayor desplazamiento de animales entre fragmentos mejorará la situación de conservación de áreas al mantener en equilibrio un nivel más elevado de riqueza de especies (Gráf. 3-1). Esto se logra:

- Con el incremento de la tasa de colonización de especies en el sitio aislado.
- Complementando poblaciones en disminución y con ello aminorar la tasa de extinción de especies.

La teoría de la biogeografía de islas ha perdido apoyo entre los biólogos de la conservación, en gran parte porque los aislados naturales y los fragmentos de hábitats difieren fundamentalmente de las verdaderas islas en cuanto a la forma en que están aislados. En contraste con lagos u océanos que rodean a las verdaderas islas, la tierra con desarrollo de infraestructura que circunda las áreas aisladas sustenta una flora y fauna modificadas y contiene utilidades de la tierra que interactúan con la biota dentro del fragmento (Saunders y cols. 1991; Wiens 1995). Así pues, si bien la colonización y dinámica de extinción (basados en área y aislamiento) pueden seguir siendo influencias importantes, se requiere un marco más exhaustivo que reconozca también el papel de procesos e impactos ecológicos que provienen



Gráf. 3-1 La contribución de los enlaces a la riqueza de especies de un hábitat aislado según lo predice la teoría del equilibrio de la biogeografía de islas. La cantidad (n) de especies en equilibrio, es una proporción entre la tasa de colonización de especies en el aislado y la tasa de extinción de especies. La presencia de un enlace de hábitat incrementa la riqueza de especies en equilibrio (nI) de dos formas: (a) mediante el incremento de la tasa de colonización y (b) mediante la disminución de la tasa de extinción. Rediseñado a partir de Bennet (1990a).

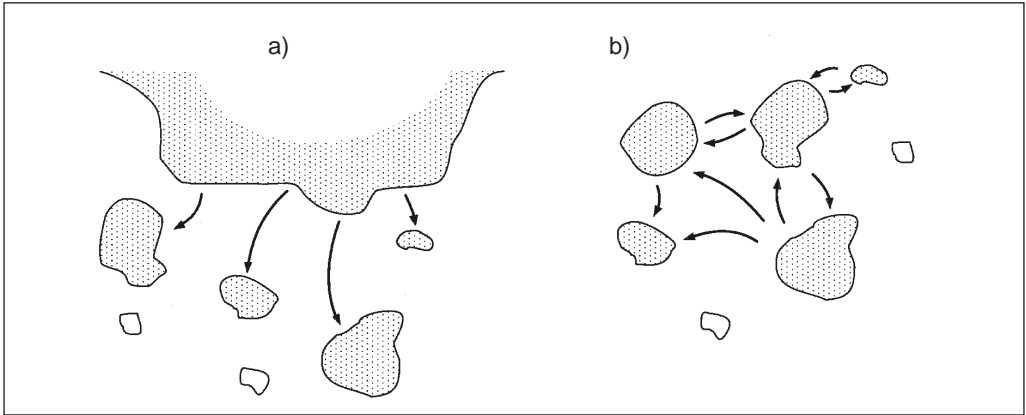
Dinámica de poblaciones subdivididas

Los ambientes naturales no son homogéneos sino que están más bien compuestos de hábitats que varían en lo espacial y en lo temporal en cuanto a su calidad y adecuación para especies animales (Wiens 1976, 1989; den Boer 1981; Dunning y cols. 1992). Una especie puede estar presente en forma natural como una serie de ‘poblaciones locales’ (sensu Hanski y Gilpin 1991) que ocupan parcelas de hábitat adecuado que están separadas de poblaciones similares por áreas de calidad más pobre. De igual modo, en paisajes fragmentados, una especie puede estar presente como un conjunto de poblaciones locales en parcelas remanentes de hábitats que están aisladas por terreno circundante inadecuado. Junto, este grupo de poblaciones locales forma una población regional. Las poblaciones pequeñas son especialmente sensibles a perturbaciones y variaciones aleatorias (ver Recuadro 3-1), y en consecuencia cada población local es potencialmente vulnerable a la extinción. Sin embargo, mientras haya desplazamiento suficiente entre poblaciones locales para complementar poblaciones en disminución antes de que desaparezcan, para agregar nuevos genes, o de manera que la tasa de recolonización supere la tasa de extinción de poblaciones locales, la población regional puede subsistir. Este concepto general de una serie de poblaciones subdivididas que interactúan a escala de paisaje o regional se ha propuesto con la ayuda de una gama de modelos y terminología (Fahrig y Merriam 1994), pero la manera más común de referirse a esto es como ‘meta-población’ o ‘población de poblaciones’ (Harrison y cols. 1988; Hanski 1989; Hanski y Gilpin 1991; Merriam 1991; Opdam 1991; Verboom y cols. 1991).

Las formas principales de modelos de metapoblación más relevantes para la conservación de animales en paisajes fragmentados son dos (Gráf. 3-2).

- El modelo ‘isla-tierra firme’ o ‘núcleo-satélite’ se basa en la presencia de una gran población en tierra firme que constituye una fuente de colonizadores para las poblaciones locales circundantes de diverso tamaño y grado de aislamiento (Harrison y cols. 1988). En este modelo, la tierra firme rara vez va a experimentar extinción pero pueden darse en forma regular la extinción local y la recolonización en zonas aisladas circundantes.
- El modelo ‘población irregular’ no supone la presencia de una población en tierra firme sino que se basa en una serie de poblaciones locales aisladas que tienen cada una de ellas una probabilidad finita de extinción (Harrison 1991; Merriam 1991; Opdam 1991). El tamaño de cada población local y la distribución espacial dentro de la serie de dichas poblaciones son los principales determinantes de la colonización y de la extinción y, por tanto, de la distribución dinámica y situación de las especies a escala regional. Dependiendo del nivel de dispersión entre las poblaciones locales, esas poblaciones irregulares variarán en todo un gradiente entre metapoblación ‘típica’ y lo que es, en efecto, una población dinámica única.

Los elementos esenciales de una metapoblación son un conjunto de poblaciones locales distintas que están conectadas gracias a desplazamientos de animales. Se dan extinciones y colonización dentro de las poblaciones locales, con lo que se produce un patrón de distribución que varía con el tiempo (Opdam 1991; Villard y cols. 1992). Sin embargo, el desplazamiento de animales entre poblaciones locales no puede producirse a no ser que los animales encuentren alguna forma de llegar de hecho a un punto de destino. La posibilidad de que los animales se puedan desplazar por el paisaje es crucial



Gráf. 3-2 Representación diagramática de dos modelos de metapoblación. (a) El modelo isla-tierra firme en el que un gran tramo de hábitat actúa como fuente de colonizadores para poblaciones locales en pequeñas parcelas de hábitat. Las extinciones y recolonizaciones locales se supone que ocurren en pequeñas parcelas de hábitat pero no en tierra firme. (b) El modelo de población irregular basado en una serie variada de poblaciones locales que pueden experimentar todas ellas la extinción y la recolonización. El sombreado representa parcelas ocupadas, las partes en blanco significan parcelas desocupadas y las flechas indican desplazamientos.

para la forma en que funciona la metapoblación (Hansson 1991; Taylor y cols. 1993). Si las poblaciones locales están aisladas y el desplazamiento entre ellas es limitado, será baja la probabilidad de recolonización después de eventos de extinción local. Por otro lado, si las poblaciones locales están conectadas, lo cual facilita que se produzcan desplazamientos más frecuentes, las extinciones serán menos frecuentes y la recolonización más rápida a nivel regional (Fahrig y Merriam 1994). En consecuencia, las configuraciones de hábitats que ayudan a los desplazamientos de animales por el paisaje tendrán beneficios para la permanencia general de las especies.

En el mundo real, las parcelas de hábitat varían mucho en cuanto a los recursos que les proporcionan a los animales y a la perturbación que experimentan. En consecuencia, algunas poblaciones se pueden considerar como 'fuentes' que producen un exceso neto de animales que están disponibles como colonizadores potenciales para otras parcelas de hábitat. Por otro lado, 'sumideros' son las poblaciones en las que la mortalidad supera la natalidad y la continuidad de la población depende de una entrada regular de inmigrantes (Pulliam 1988; Pulliam y Danielson 1991; Dunning y cols. 1992). Hasta ahora, son limitados los datos acerca de la frecuencia relativa de fuentes y sumideros en ambientes naturales pero los modelos teóricos sugieren que las proporciones relativas de cada uno y el nivel de dispersión entre ellos pueden ejercer una influencia significativa en la dinámica de la población regional y en la conservación de especies.

El concepto de metapoblación ha reemplazado a la biogeografía de islas como base teórica para entender la dinámica de las poblaciones de animales en ambientes fragmentados. Si bien es valioso como marco conceptual, es limitada la evidencia de su valor práctico y capacidad de predicción en el manejo de vida silvestre y biología de conservación (ver Harms y Opdam 1990; Opdam y cols. 1995). Entre los desafíos concretos se pueden mencionar la necesidad de modelos que incorporen

Recuadro 3-1 Amenazas a la continuidad de poblaciones pequeñas

Los impactos primordiales de la pérdida y fragmentación de hábitat sobre poblaciones de vida silvestre son la disminución en tamaño de las poblaciones y un creciente aislamiento respecto a otras poblaciones. Las poblaciones pequeñas y aisladas son más vulnerables a la disminución que las grandes. Hay ejemplos documentados de extinciones de especies que a menudo muestran un patrón inicial de disminución y fragmentación importantes de terreno de recorrido seguido de extinciones sucesivas de poblaciones locales hasta que no queda ninguna (p.e. Petterson, 1985).

¿Por qué las poblaciones pequeñas son vulnerables a la disminución y extinción? Primero, tanto las poblaciones pequeñas como las grandes están sujetas a procesos constantes de perturbación en el paisaje, como la constante pérdida y fragmentación de hábitats, mayor caza debido a depredadores que ingresan, deterioro de hábitats y suministro alterado de alimentos. Un tamaño grande en la población y una distribución amplia de la misma es probable que proporcione un mejor amortiguamiento contra esos procesos determinadores.

Segundo, las poblaciones pequeñas son más sensibles que las grandes a por lo menos cuatro fuentes de variación casual (Shaffer 1981; Soulé 1986; Simberloff 1988; Caughley 1994).

- *Estocasticidad demográfica:* se refiere a una variación al azar en parámetros de la población como tasa de natalidad, tasa de mortalidad y proporción de sexo. Por ejemplo, si una población pequeña de una especie de vida corta experimenta, por casualidad, una tasa baja de natalidad en dos años sucesivos, la probabilidad inmediata de supervivencia de la población puede disminuir mucho.
- *Estocasticidad genética:* se refiere a procesos genéticos al azar que pueden conducir a una pérdida de variación genética y a una menor capacidad de la población para resistir a alelos recesivos letales o para responder a condiciones ambientales cambiantes. La depresión endogámica, la desviación genética y el efecto fracaso pueden contribuir a una pérdida de variación genética en poblaciones pequeñas.
- *Estocasticidad ambiental:* es la variación al azar en procesos ambientales que pueden afectar una población, como por ejemplo fluctuaciones en temperatura, precipitaciones, recursos alimenticios y poblaciones de depredadores y competidores.
- *Catástrofes naturales:* como inundaciones, incendios, sequías, huracanes y terremotos, que se producen a intervalos irregulares y que pueden tener un efecto importante en la supervivencia de la población. Los incendios descontrolados, por ejemplo son un evento natural pero irregular en muchos ecosistemas forestales. Pueden desaparecer poblaciones localizadas de animales, pero en tramos extensos de bosque siempre hay pequeños refugios que no se queman. Sin embargo, en ambientes fragmentados, pueden quemarse por completo pequeños remanentes aislados y quedar totalmente eliminada la población local de una especie.

la variación real en tamaño de parcelas, calidad y capacidad de dispersión de especies por el paisaje (Fahrig y Merriam 1994). También se necesita definir con cuidado qué constituye extinción y colonización (ver Haila y cols. 1993a) y llegar a valorar mejor la probabilidad real de reemplazo de especies a escalas que son relevantes para la conservación en una región concreta. Los eventos de colonización y extinción pueden producirse regularmente en fragmentos muy pequeños de tierras agrícolas (Fahrig y Merriam 1994) pero es poco probable que esto se dé (o se pueda dar) en reservas naturales que constituyen el núcleo de una red nacional de conservación.

La óptica de la metapoblación, por tanto, reconoce la importancia de los desplazamientos de animales entre parcelas de hábitat y poblaciones separadas con el fin de:

- Complementar poblaciones locales que están disminuyendo.
- Recolonizar hábitats donde se han extinguido poblaciones a nivel local.
- Colonizar nuevos hábitats a medida que se vuelven disponibles.

Esta es una óptica a nivel de especies y los beneficios de la conectividad se miden en función de la continuidad de poblaciones viables de las especies blanco en el paisaje o región.

Ecología del paisaje

La ecología del paisaje es una disciplina que está desarrollándose y que trata de elaborar una comprensión integrada e integral de los ambientes a escala de paisajes completos. Reconoce que todos los paisajes, tanto los que son casi totalmente naturales como los que han sido modificados por los seres humanos, son mosaicos de clases diferentes de hábitats. La atención se centra en patrones espaciales dentro de dichos mosaicos de un paisaje, en cómo los patrones espaciales influyen en los procesos ecológicos y en cómo el mosaico de un paisaje cambia con el tiempo (Forman y Godron 1986; Merriam 1988; Turner 1989; Hansson y Angestlam 1991; Forman 1995; Hansson y cols. 1995). Así pues, la ecología del paisaje proporciona un marco amplio para estudiar la función ecológica de fragmentos de hábitat en ambientes que han sido afectados por el desarrollo de infraestructura y los beneficios de la conectividad y el intercambio entre fragmentos en cuanto a sustentar dinámicas locales y regionales de población (Noss 1983, 1987; Forman y Godron 1981, 1986; Harris y Gallagher 1989; Forman 1991, 1995).

Los desplazamientos de animales, el agua y el viento por los mosaicos de paisajes y el flujo de materiales, energía y nutrientes que se transportan de esta manera, son básicos para la forma como funciona el paisaje y para su sostenibilidad ecológica (Hobbs 1993a; Forman 1995). Estos flujos a través del paisaje están claramente bajo la influencia del patrón espacial y de la composición de los diferentes hábitats. En consecuencia, los cambios en los patrones de paisaje debido a la eliminación y fragmentación, a un mayor aislamiento o a la imposición de barreras artificiales, o a la restauración y revegetación, tienen fuertes influencias no sólo en patrones de desplazamientos de animales sino también sobre el flujo de otros componentes bióticos y abióticos como plantas, malezas, semillas, fertilizantes, nieve, polvo, sal y así sucesivamente.

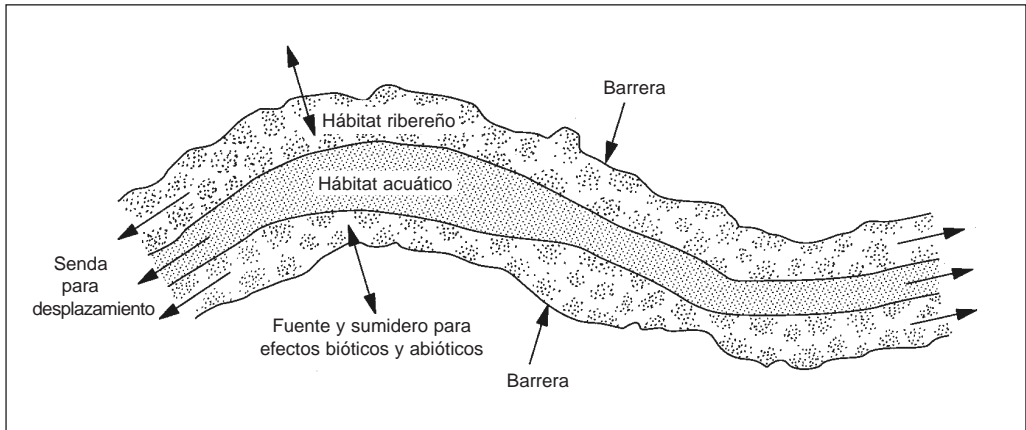
El flujo de especies y materiales por el paisaje se produce de diversas formas. En algunas situaciones los desplazamientos pueden ser directos, atravesando todas las fronteras que se presentan. Un zorro que se desplaza por un territorio agrícola, por ejemplo, puede hacerlo

directamente a través de campos yermos, a través de tierras de cultivo y hacia zonas boscosas, atravesando fácilmente la frontera entre cada clase de hábitat. Sin embargo, en muchas situaciones los desplazamientos de animales, el agua y el viento tienden a seguir la misma clase de hábitat o elemento del paisaje, y minimizar el cruce de hábitats. En consecuencia, en virtud de su homogeneidad y de su elevada conectividad estructural, los hábitats lineales continuos desempeñan potencialmente un papel clave como conductos del flujo de especies y materiales a través del ambiente (Cantwell y Forman 1994). Los sistemas de cursos de agua son un buen ejemplo. Son hábitats lineales continuos que canalizan con eficacia el desplazamiento de agua, sedimentos e invertebrados acuáticos por grandes distancias con dirección agua abajo a través del paisaje, en tanto que los desplazamientos activos de peces y mamíferos acuáticos permiten que estos animales se desplacen también agua arriba, contra corriente.

Es importante advertir que los hábitats lineales y otros hábitats que conectan o enlazan el paisaje, desempeñan papeles ecológicos más amplios que simplemente ayudar al traslado de animales y materiales a través del ambiente; forman parte integral del paisaje y contribuyen también a su estructura y función en otras formas (Gráf. 3-3) (Forman 1991, 1995).

- *Hábitat para plantas y animales.* Hay muchas evidencias de que enlaces como vegetación ribereña, setos vivos y franjas arboladas entre reservas proporcionan hábitat para una amplia gama de plantas y animales. En el capítulo 6 se analizan numerosos ejemplos.
- *Filtros o barreras para el desplazamiento de ciertas especies.* Las características naturalmente lineales, tales como cursos de agua, pueden formar una barrera para terrenos domésticos de recorrido de animales, para poblaciones e incluso para unidades taxonómicas (subespecies o especies) cuando existe un aislamiento eficaz de poblaciones a ambos lados. Hay ejemplos notables de ríos importantes, como el Amazonas en América del Sur, que forman fronteras entre subespecies de animales (Ayres y Clutton-Brock 1992). El aislamiento debido a barreras naturales forma parte de procesos naturales de un paisaje. En contraposición, los corredores perturbadores de origen humano (carreteras, canales, tuberías, vías férreas) imponen una red siempre creciente de barreras parciales o completas a través del paisaje (Klein 1971; Oxley y cols. 1974; Singer 1975; Campbell 1981; Mader 1984; 1988; Bennett 1991; Askins 1994). El efecto aislante en poblaciones de vida silvestre que resulta de estas franjas lineales perturbadoras es una preocupación importante en cuanto a la conservación.
- *Fuentes y sumideros para efectos ambientales y bióticos.* Los hábitats lineales y otros enlaces interactúan de muchas maneras con su ambiente circundante. Pueden proporcionar abrigo, sitios para anidar o refugios para especies que viven en el ambiente circundante y con ello actuar como sumidero); o animales dentro del hábitat lineal pueden salir para alimentarse en hábitats adyacentes y con ello actuar como fuente. Los sistemas viales, por ejemplo, son una fuente de contaminantes químicos y físicos de los automóviles y pueden introducir plantas y animales invasores en ambientes por los que atraviesa la carretera (Bennett 1991). Por otro lado, la vegetación ribereña es bien conocida como amortiguador o sumidero que limita el flujo hacia cursos de agua de productos químicos, nutrientes y materia en partículas (Binford y Bucheneau 1993).

La ecología del paisaje se basa en la premisa de que tanto los ambientes naturales como los desarrollados por el ser humano son mosaicos, y que si deseamos conservar



Gráf. 3-3 Representación diagramática de un curso de agua que ilustra cuatro funciones principales de un enlace en el paisaje. Las zonas ribereña y acuática: (i) proporcionan un hábitat para plantas y animales; (ii) proporcionan una senda para el desplazamiento de animales a través del ambiente circundante; (iii) crean una barrera o filtro para el desplazamiento de ciertos animales; y (iv) son fuente y sumidero para interacciones con el ambiente circundante. De Bennett (1990a).

especies y comunidades debemos comprender su capacidad para vivir dentro de tales mosaicos y desplazarse a través de ellos. En paisajes relativamente naturales, la capacidad de los animales para desplazarse influye no sólo en la situación de poblaciones en diferentes parcelas de hábitat sino que, debido a que los animales son también vectores para el flujo de energía, nutrientes y otra biota (como parásitos, semillas y esporas), sus desplazamientos también influyen en procesos ecológicos en el ambiente. Se puede esperar, por tanto, que en paisajes dominados por el ser humano la capacidad de los animales para desplazarse entre parcelas de hábitats tiene también una fuerte influencia en la sostenibilidad de poblaciones y procesos ecológicos.

Resumen

Las principales ópticas conceptuales que sustentan la comprensión actual de cómo viven los animales en paisajes fragmentados, reconocen cada una de ellas la necesidad que tienen de poder desplazarse entre hábitats y parcelas de recursos para poder alcanzar su conservación eficaz a largo plazo. Observaciones pragmáticas que han realizado biólogos en el campo reconocen que en ciertas circunstancias debe ayudarse a los animales a atravesar ambientes inhóspitos y a cruzar barreras ecológicas en desplazamientos diarios, regulares o migratorios. La teoría del equilibrio de la biogeografía de las islas predice que desplazamientos crecientes de animales sustentarán una mayor riqueza de especies en áreas aisladas al mejorar la tasa de colonización de especies y disminuir la tasa de extinciones de especies. Los modelos de metapoblación asumen una óptica a nivel de especie y abogan por la importancia de los desplazamientos entre parcelas de hábitats para complementar las poblaciones locales que están disminuyendo, para recolonizar hábitats en los que han desaparecido las poblaciones locales, y para colonizar nuevos hábitats a medida que se encuentren disponibles. La ecología del paisaje trata de entender cómo están estructurados los mosaicos de tierra, cómo funcionan y cómo cambian con el tiempo. El flujo de energía, los nutrientes, la materia biótica y abiótica a través del mosaico depende de tres vectores primordiales; viento, agua y animales. Los desplazamientos de animales, por tanto, no sólo son decisivos para la supervivencia de poblaciones locales, sino también para la función ecológica del paisaje más amplio.

SEGUNDA PARTE

VALOR DE LOS ENLACES

4 CONECTIVIDAD Y CONSERVACIÓN DE LA VIDA SILVESTRE

La primera parte de este libro ha abordado los temas y consideraciones teóricas que han conducido a muchos científicos, planificadores y gestores de tierras, a reconocer la importancia de mantener la conectividad para las especies, comunidades y procesos ecológicos dentro de paisajes modificados por el ser humano. El tema de esta segunda parte lo constituyen los valores que tienen los enlaces para lograr dicha conectividad. Se examinan los diferentes tipos de enlaces que promueven la conectividad del paisaje, los beneficios de los enlaces en cuanto ayudan a los desplazamientos de animales y el papel de los enlaces como elementos ecológicos en el paisaje.

Este capítulo analiza cómo pueden lograr la conectividad en el paisaje diferentes clases de configuraciones de hábitats y enfatiza la importancia de tomar en cuenta las escalas tanto temporal como espacial en las que se requiere la conectividad. Concluye con un resumen y análisis de las propuestas ventajas y desventajas de los enlaces.

Corredores, trampolines y otras configuraciones de hábitats para mejorar la conectividad

¿Cuáles son las formas para mantener con la mayor eficacia posible la conectividad para una especie o comunidad concreta? ¿Hay ciertas distribuciones o configuraciones de hábitats que son más eficaces que otras? ¿Requieren todas las especies enlaces concretos para desplazarse por paisajes que el ser humano ha modificado?

Las especies animales varían mucho en cuanto a su nivel de especialización y a su tolerancia ante perturbaciones y cambios en el hábitat. Estos atributos son influencias importantes en cómo perciben un paisaje concreto y el nivel de conectividad que permite. Algunas especies toleran el uso humano de la tierra y pueden vivir en una mezcla de hábitats naturales deteriorados y de ambientes antropogénicos y se desplazan fácilmente por ellos. Dichas especies en general no necesitan estructuras o distribuciones especiales de hábitats para mantener la conectividad. Por ejemplo, la mariposa de col blanca se desplaza sin problemas por ambientes perturbados, e incluso paisajes muy modificados pueden no resultar hostiles a su dispersión (Fahrig y Paloheimo 1988). Por el contrario, hay muchos organismos que son sensibles a los cambios y deterioro del hábitat y cuya supervivencia y desplazamientos quedan limitados en paisajes muy perturbados. Las especies de aves que dependen de las capas bajas del bosque tropical son un ejemplo de tolerancia limitada y para ellas la tierra clareada resulta una barrera casi impenetrable (Newmark 1991). Para estas especies, la supervivencia y el mantenimiento de la conectividad en paisajes perturbados depende de la existencia de hábitats adecuados.

Se puede formular una distinción básica, por tanto, entre especies que no requieren ninguna clase o patrón de hábitat para mantener la conectividad en el paisaje y las que sí requieren

alguna clase y distribución de hábitats adecuados. Pocas especies entran en la primera categoría: las que sí lo hacen no es probable que preocupen desde una perspectiva de conservación, dada su amplia tolerancia de ambientes perturbados. Las consideraciones que se encuentran en este libro se refieren primordialmente a especies en la segunda categoría, que no se encuentran con frecuencia en paisajes perturbados. Se puede pensar que la presencia de esas especies se da a lo largo de una escala de tolerancia a la perturbación del hábitat.

La conectividad del paisaje se puede lograr de dos formas principales para las especies animales (Gráf. 4-1): Manejando el mosaico entero del paisaje para promover el desplazamiento y la continuidad de la población, o manejando hábitats concretos dentro del paisaje para lograr dicho propósito. Sin duda la alternativa más deseable es que se maneje el paisaje entero de una forma que conserve la conectividad para las especies, comunidades y procesos ecológicos. Este método es especialmente adecuado para especies que perciben al paisaje como un mosaico de hábitats de adecuación variable, ninguno de los cuales es hostil. Estos animales pueden no vivir ni reproducirse en todas las partes del mosaico, pero pueden desplazarse entre la mayoría de los hábitats para tener acceso a recursos como alimento y refugio, o para desplazarse entre poblaciones locales.

Por otro lado, para las especies que perciben el paisaje como compuesto de parcelas adecuadas de hábitat ubicadas dentro de una matriz de ambientes generalmente inadecuados u hostiles, la conectividad del paisaje depende de la disponibilidad y distribución de hábitats adecuados. Tanto los corredores continuos de hábitats como los trampolines dispersos de hábitat preferido pueden ayudar a que los individuos se desplacen por la matriz inhóspita. Este método depende de que se identifiquen y manejen hábitats concretos para la vida silvestre.

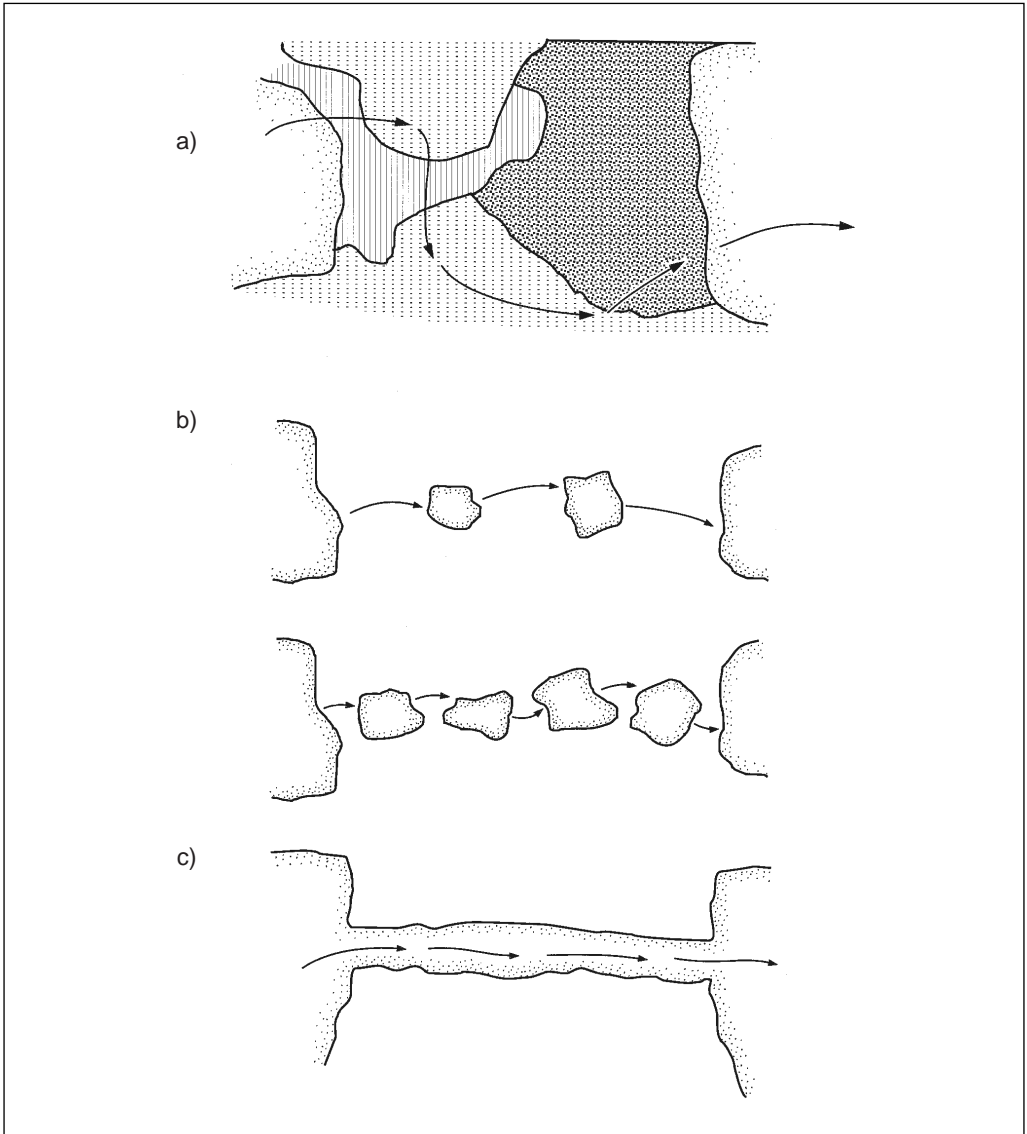
Mosaicos de hábitats

En algunas situaciones, como es el caso de la utilización sostenible de territorios pastoriles o bosques para la producción de madera, el uso humano de la tierra produce modificación, y no eliminación y pérdida totales de hábitats naturales. A menudo, el resultado es un mosaico de hábitats en el que los límites entre vegetación intacta y los estados modificados de ésta no están bien definidos y se producen como mosaicos o gradientes y no como discontinuidades bien definidas (Gráf. 4-1a). No resulta obvia una distinción primordial entre hábitats “adecuados” e “inadecuados” en el paisaje; más bien, muchas especies utilizan una gama de hábitats, por lo menos hasta cierto punto. Esta clase de mosaico de hábitat también ha recibido el nombre de ‘hábitat diversificado’ (McIntyre y Barrett 1992; McIntyre 1994), como alternativa al concepto más común de hábitats fragmentados (Recuadro 4-1).

La conectividad en dichos paisajes depende de que las especies utilicen el mosaico de vegetación natural o modificada para desplazarse entre recursos o poblaciones locales. El desplazamiento no depende de una distribución de franjas o parcelas de hábitats preferidos, sino de la utilización de todo el mosaico. Partes de este serán adecuadas para que una especie concreta viva en ellos, otras partes pueden resultar inadecuadas para vivir en ellas pero no inhiben los desplazamientos, mientras que algunas partes pueden resultar relativamente inhóspitas.

El manejo del paisaje entero como mosaico de hábitats es probable que resulte ser una forma eficaz de proporcionar conectividad en situaciones en que:

- Una gran parte del paisaje permanecerá en forma natural o seminatural.
- Las especies o comunidades que interesan tienen un elevado nivel de tolerancia a las formas de utilización de la tierra que se dan.
- La meta es proteger especies de amplio terreno de recorrido que requieren grandes áreas de hábitats.



Gráf. 4-1 La conectividad del paisaje puede lograrse de dos maneras principales; (a) con el manejo de todo el mosaico del paisaje para facilitar el desplazamiento; o (b) y (c) manteniendo hábitats concretos que ayuden al desplazamiento a través de un ambiente inhóspito. Estos patrones de hábitat pueden tener la forma de (b) trampolines de varios tamaños y espaciamiento, o (c) corredores de hábitats que proveen una conexión continua de hábitats preferidos.

Resulta ser un método menos eficaz y adecuado en paisajes que han sido sustancialmente modificados, sobre todo para especies que no toleran las perturbaciones o para mantener la conectividad para comunidades y procesos (Cuadro 4-1).

El concepto de mosaico de hábitats en el paisaje es un marco prometedor para entender la dispersión de animales en bosques utilizados de manera sostenible para producir madera (Franklin 1989, 1992; Simberloff 1993). Con la recolección de madera se llega a un mosaico espacial de cortes recién recolectados, parcelas de regeneración joven y vieja, franjas de bosques intactos a lo largo de cursos de agua o en pendientes pronunciadas, y algunos remanentes de bosque más viejo intacto. Aunque la mayor parte del bosque cambia a situaciones diferentes, no se clarea por completo ni se sustituye con una matriz inhóspita, como ocurre en tierras de cultivos agrícolas o en ambientes residenciales suburbanos. Si bien regenerar bosques puede no proporcionar todos los recursos que necesita una especie concreta para sobrevivir (como los grandes árboles con cavidades), pueden ofrecer poca resistencia al desplazamiento de muchos animales entre áreas protegidas donde se dispone de estos recursos. Se puede manejar el mosaico completo para mantener la conectividad para la vida silvestre y al mismo tiempo permitir un cierto nivel de recolección de recursos.

Recuadro 4-1 Aves en un hábitat diversificado, New England Tablelands, Australia

En las mesetas de New England de Nueva Gales del Sur, Australia, el paisaje agrícola no encaja en el modelo de 'áreas aisladas de hábitat en un mar de terrenos modificados', típico de muchas otras regiones rurales de Australia donde subsiste menos el 10% de la vegetación natural. Más bien, gran parte de las tierras agrícolas conservan cobertura boscosa dispersa y praderas nativas entre parcelas de bosques y de zonas boscosas de tamaño, perturbación e historia de manejo diferentes (McIntyre y Barrett 1992; Barrett y cols. 1994; McIntyre 1994). En total, cerca del 50% de las mesetas conservan cobertura boscosa en varias formas, y juntas constituyen lo que se ha llamado un 'hábitat diversificado' para la flora y la fauna.

De un total de 137 especies de aves terrestres que se conocen en la región, cerca de la mitad (68 especies) se consideran como comunes dentro del mosaico rural de hábitats. Otras han disminuido en cantidad, algunas se han extinguido localmente, en tanto que otras se cree que nunca han sido comunes en esta área. Barret y cols. 1994 sugirieron que una prioridad importante para la conservación de la avifauna es conservar un mosaico de hábitats seminaturales dentro del ambiente de tierras agrícolas, en lugar de centrar la atención en garantizar unas pocas reservas grandes. Sólo 17 especies se cree que son especialmente dependientes de grandes bloques de más de 400 hectáreas y muchas de ellas tienen distribuciones que son marginales en la región. La mayoría de la avifauna presente se puede conservar trabajando con terratenientes para maximizar la salud de las parcelas de zonas boscosas, muchas de

Recuadro 4-1 (cont)

las cuales han sufrido grandes perturbaciones y se han deteriorado debido al pastoreo de ganado y a la paulatina desaparición de árboles. Son especialmente valiosas las parcelas de bosque mayores de 20 hectáreas. La conectividad del paisaje para la mayoría de las aves se puede lograr si se mantiene el difuso mosaico de bosque, de zonas boscosas abiertas y de árboles dispersos (Barrett y cols. 1994).



Perspectiva de un paisaje diversificado en la región New England Tablelands, Nueva Gales del Sur, Australia. La cobertura de árboles se da en forma de mosaico y no como parcelas y franjas bien definidas. (Foto: G. Barrett)

Corredores de hábitats

El corredor eficaz de hábitats proporciona un enlace continuo o casi continuo de hábitats adecuados a través de un ambiente inhóspito. Estos corredores han sido llamados ‘corredores de vida silvestre’, ‘corredores de dispersión’ o ‘corredores de desplazamiento’ donde se sabe que los animales los utilizan para trasladarse (Narris y Scheck 1991; Newmark 1991; Simberloff y cols. 1992; Noss 1993).

Es probable que los corredores de hábitats sean un medio más eficaz de promover la conectividad del paisaje en las siguientes condiciones (Cuadro 4-1):

- Donde gran parte del paisaje ha sido modificado y resulta inhóspito para especies nativas.
- Para especies que son especializadas de ciertos hábitats o tienen una dependencia obligada de hábitats intactos.

Cuadro 4-1 Resumen de la eficacia potencial de diferentes clases de enlaces en paisajes que han experimentado niveles diferentes de perturbación ambiental.

Los símbolos indican que el enlace es probable que sea: *** un método eficaz; * algo eficaz; o – no sea un método eficaz

Clase de uso	Clase de enlace		
	Mosaico de hábitat	Corredores de hábitats	
		Trampolines	Corredores de hábitats
A. Paisajes menos perturbados			
Especies que toleran perturbaciones de hábitat	***	***	-
Especies que no toleran perturbaciones de hábitat	*	*	***
Especies de terreno amplio de recorrido y móviles	***	***	*
Comunidades y procesos ecológicos	***	*	***
B. Paisajes muy perturbados			
Especies que toleran perturbaciones de hábitat	*	***	*
Especies que no toleran perturbaciones de hábitat	-	*	***
Especies de territorio amplio de recorrido y móviles	*	***	*
Comunidades y procesos ecológicos	-	-	***

- Para especies que tienen una escala limitada de desplazamientos en relación con la distancia que se debe atravesar. En estas situaciones, el corredor de hábitats debe proveer recursos para sustentar individuos residentes o una población.
- Donde la meta es la continuidad de todas las comunidades de fauna.
- Donde el mantenimiento de procesos ecosistémicos requiere hábitats continuos para que puedan funcionar.

Hay muchos ejemplos diarios de corredores de hábitats que enlazan fragmentos de vegetación natural a escala local en paisajes modificados. Las características lineales como setos vivos, cercas, plantaciones, vegetación remanente junto a caminos, franjas al lado de cursos de agua y franjas no taladas de bosque, pueden funcionar todas ellas como enlaces. De igual modo, tramos amplios de vegetación natural que enlazan reservas naturales u otras áreas naturales grandes a escala de paisaje, región o incluso continental, también operan como corredores de hábitats (aquí se los llama enlaces de paisaje).

Resulta útil distinguir entre clases diferentes de corredores de hábitats según su origen (Forman y Godron 1986) porque así se indican la composición y calidad probables de los hábitats para la vida silvestre. Los corredores de origen diferente también difieren en la clase de manejo permanente que requieren.

Los corredores de hábitats naturales, como cursos de agua y la vegetación ribereña asociada con ellos, suelen seguir contornos topográficos o ambientales y son el resultado de procesos ambientales naturales.

Los corredores de hábitats remanentes, como franjas de bosques no talado dentro de claros, zonas boscosas naturales a lo largo de orillas de caminos o hábitats naturales conservados como enlaces entre recursos naturales, son el resultado del claro, alteración o perturbación del ambiente circundante.

Los corredores de hábitats regenerados se dan como resultado del nuevo crecimiento de una franja de vegetación que antes se clareó o perturbó. Como ejemplos se pueden mencionar las vallas y bordes compuestos de plantas que se originan en rizomas, semillas almacenadas en los suelos o semillas dispersadas por el viento o las aves.

Los corredores de hábitats plantados, como plantaciones en fincas, protecciones contra el viento o cinturones de refugio, muchos setos vivos y algunos anillos verdes urbanos los han establecido los seres humanos. Con frecuencia se componen de especies de plantas no autóctonas o de plantas exóticas.

Los corredores de hábitats perturbados incluyen vías férreas, carreteras, líneas de transmisión y otras características que proceden de la perturbación permanente dentro de una franja lineal. La característica que enlaza es una línea de tierra perturbada que difiere de lo circundante. Muchos corredores de hábitats perturbados, como servidumbres de líneas eléctricas (Gráf. 4-3), tienen consecuencias perjudiciales para los ambientes naturales (Rich y cols. 1994).

Trampolines

Los trampolines de hábitats adecuados mejoran la conectividad en paisajes modificados para el caso de especies que pueden realizar desplazamientos cortos a través de ambientes perturbados (Gráf. 4-1b). La conectividad se logra con una secuencia de desplazamientos cortos o ‘saltos’ de trampolín en trampolín a

lo largo del enlace, o con desplazamientos combinados de dispersión de numerosos individuos que se desplazan entre poblaciones residentes dentro de una cadena de hábitats trampolín (Recuadro 4-2).

Es probable que los trampolines constituyan un método eficaz para mantener la conectividad del paisaje en las siguientes situaciones:

- En el caso de especies que se desplazan regularmente entre diferentes parcelas recurso en el paisaje (como fuentes de alimentos que varían temporalmente, o hábitats



Gráf. 4-2 Cursos de agua y la vegetación ribereña que se asocia con ellos son ejemplos de corredores de hábitats naturales que se originan en procesos ambientales naturales. (Foto: A. Bennett).

espacialmente separados para anidar o buscar comida).

- En el caso de especies relativamente móviles y capaces de desplazarse a distancias sustanciales en relación con la distancia que hay entre fragmentos.
- En el caso de especies que toleran paisajes perturbados, aunque no son necesariamente capaces de vivir en la zona modificada.



Gráf. 4-3 Los claros para líneas de transmisión son ejemplos de corredores perturbados que se mantienen debido a intervenciones humanas continuas. Cerca de Ottawa, sur de Ontario, Canadá. (Foto: A. Bennett).

- Donde el objetivo es mantener la continuidad de procesos ecológicos que dependen de desplazamientos de animales y los animales vectores son capaces de desplazarse a través de las brechas.

Al igual que los corredores de hábitats, los hábitats trampolín tienen orígenes diferentes. Pueden ser parcelas naturales, como una cadena de humedales a través de una región o parcelas de bosque lluvioso húmedo dentro de bosques más secos circundantes. Pequeñas parcelas remanentes de vegetación o secciones incompletas de hábitats lineales remanentes también pueden funcionar como trampolines. Por otro lado, los hábitats trampolín pueden ser de origen humano, como plantaciones, estanques artificiales o una secuencia de parques urbanos a través de un área metropolitana.

Conectividad a escalas diferentes

Escala espacial

El mundo natural es complejo. En él se dan una serie de procesos ecológicos que operan a escalas espaciales y temporales diferentes. Si la meta de la conservación de la biodiversidad es preservar comunidades naturales viables y la integridad de procesos ecológicos, entonces las estrategias de conservación en paisajes modificados deben garantizar que se mantenga una conectividad eficaz en una amplia gama de escalas espaciales (Noss y Harris 1986; Noss 1991).

Al nivel más simple, es obvio que grupos diferentes de animales manifiestan niveles claramente diversos de movilidad y operan en el ambiente a escalas espaciales distintas. Aves, murciélagos e insectos voladores tienen mayor movilidad que las especies no voladoras como las alamanquesas, los ciempiés o los roedores terrestres. Los animales de cuerpos grandes tienden a desplazarse más lejos sobre una base regular que las especies más pequeñas y los carnívoros en general buscan alimento por un terreno más amplio de recorrido que los herbívoros sedentarios. Estas escalas diferentes de desplazamiento significan que se necesitan enlaces adecuados entre recursos a una escala relevante para cada especie.

Incluso dentro de grupos similares de especies, un examen más minucioso revela una gama de patrones diferentes de desplazamiento en una serie de escalas. Dentro de una comunidad de aves de bosque, por ejemplo, ya sea en África, Suramérica o Asia, es probable que haya especies que corresponden a las categorías siguientes:

- Especies residentes que son relativamente sedentarias, que viven dentro del mismo hábitat todo el año.
- Residentes que se desplazan en forma regular entre varios hábitats para conseguirse diferentes recursos (alimentos, refugio).
- Especies que muestran desplazamientos irregulares entre hábitats para explotar recursos que varían según las estaciones tales como frutos y néctar.
- Especies que emprenden migraciones anuales, hacia áreas cercanas (p.e. emigrantes de altura) o a regiones geográficas diferentes.

Además, las necesidades de la historia vital de muchas especies de animales implican que los individuos se desplacen a escalas espaciales variadas durante fases diferentes de su vida. Las

ranas en general pasan la primera parte de su vida como renacuajos en agua, luego se dispersan a hábitats terrestres y más adelante pueden migrar entre ambientes terrestres y acuáticos para reproducirse. Las especies migratorias emprenden migraciones a grandes distancias en períodos regulares durante toda su vida. La mayor parte de las especies de aves y mamíferos pasan por una fase en la que los individuos se dispersan de su ámbito natal, de ordinario desplazándose a varios órdenes de magnitud más lejanos que los desplazamientos cotidianos.

El punto fundamental es que para que las especies y comunidades de animales prosperen en paisajes que las personas han modificado mucho, la conectividad dentro del paisaje debe ser suficiente para que los animales se desplacen para conseguir los recursos que necesitan en diferentes fases de la vida. No existe una solución general para que un enlace satisfaga las necesidades de todas las especies. Un eslabón que es eficaz para una especie puede ser ineficaz para otras que se desplazan a escalas diferentes. Se requieren diferentes clases de enlaces ecológicos para desplazamientos que abarcan escalas diferentes. La clase, calidad y escala del enlace deben armonizar con las necesidades y escala de desplazamiento de la especie blanco.

Recuadro 4-2 ¿Cómo se desplazan los animales a través de enlaces?

Los animales emprenden varias clases de desplazamientos a través de enlaces, cada uno de los cuales puede mejorar la continuidad entre poblaciones y contribuir al mantenimiento de procesos ecológicos en ambientes irregulares (Bennett 1990a).

Primero, animales solos pueden iniciar movimientos directos individuales entre fragmentos con recursos, utilizando enlaces para atravesar ambientes inhóspitos. Estos desplazamientos directos por toda la longitud de un eslabón es probable que los realicen animales grandes, o los que suelen desplazarse a una escala espacial mayor que las dimensiones del enlace. Un depredador mamífero que incursiona dentro de un paisaje agrícola, por ejemplo, puede recorrer un corredor de hábitat en pocos minutos. Los animales que utilizan túneles para superar barreras locales, o que se desplazan a diario entre hábitats para anidar y para buscar comida, también realizan desplazamientos directos.

Segundo, los desplazamientos a través de enlaces pueden ir acompañados de una o más pausas. Los animales que buscan alimento en sus desplazamientos pueden hacer pausas de varias horas, en tanto que las aves o mamíferos migratorios pueden detenerse por días o semanas, utilizando el nexo como 'escala' para buscar alimento o descansar antes de proseguir el viaje (ver Recuadros 5-2, 5-3). Sin embargo, el mismo animal recorre toda la distancia a través del nexo.

Tercero, en el caso de una especie residente dentro del eslabón, los numerosos desplazamientos cortos de animales hacia el nexo o desde el nexo o dentro del nexo, pueden lograr una verdadera continuidad en la población. Los efectos combinados de

Recuadro 4-2 (cont)

numerosos desplazamientos generan cambio demográfico y flujo de genes entre las poblaciones segmentadas que se conectan de esta manera. La reproducción dentro de los hábitats enlazados proporciona una fuente adicional de animales que se dispersan y aumenta el tamaño total de la población. Para que los enlaces de tamaño y calidad de hábitat suficientes sustenten las poblaciones residentes (en especial eslabones amplios de paisaje), esta clase de desplazamiento es la manera más eficaz de funcionamiento del eslabón. Es la única forma en que los enlaces pueden funcionar con eficacia en los casos en que la escala de desplazamiento de los organismos es pequeña en relación con la distancia entre ellas, o donde la meta es la continuidad de comunidades enteras de plantas y animales.

Representación diagramada de tres formas principales en que los enlaces facilitan la continuidad entre poblaciones: (a) desplazamiento directo de animales solos; (b) desplazamiento de un animal solo acompañado de pausas de diferente duración dentro del eslabón; y (c) flujo de genes a través de una población residente en el enlace, que proviene de desplazamientos combinados de una serie de animales solos.

En el Cuadro 4-2, se ofrecen ejemplos de diferentes formas de configuración de hábitats que pueden mejorar la conectividad a través de tres escalas principales: la escala local (menos de 1 Km.); la escala de paisaje (de 1 a decenas de Kilómetros); y la escala regional o biogeográfica (de centenares a miles de Kilómetros). A escala local, por ejemplo, una serie de hábitats lineales como setos vivos, vegetación junto a caminos y corredores boscosos pueden ayudar a que los animales se desplacen desde metros hasta kilómetros a través de tierras modificadas. Esta es la escala en la que se han observado con más frecuencia los desplazamientos a través de enlaces (Capítulo 5). Para mantener la conectividad para las especies animales y los procesos ecológicos a escala del paisaje, quizá entre reservas de conservación, un corredor adecuado de hábitat podría ser un río con amplia vegetación ribereña o una amplia franja de vegetación natural que se haya reservado ex profeso para este fin. A escala biogeográfica, características naturales como sistemas fluviales o cadenas montañosas importantes pueden proveer continuidad de hábitat (Bridgewater 1987).

Existe una necesidad evidente de llegar a una comprensión mejor de cómo usan los enlaces a diferentes escalas especies diferentes. Los ejemplos que se han documentado han sido más a escala local, donde se ha observado a los animales que utilizan corredores de hábitats o trampolines para desplazarse a cortas distancias a través de terrenos clareados, en general en ambientes agrícolas. Pero para la estrategia de conservación tiene importancia especial la conectividad a escalas de paisaje, regional y continental. Es a esta escala que se están haciendo muchas propuestas para el manejo de la tierra, a saber enlaces entre reservas de conservación o desarrollo de redes regionales de conservación (Harris y Scheck 1991; Ahern 1995; Jongman 1995; Kube_ 1996) (ver ejemplos en el Capítulo 9)

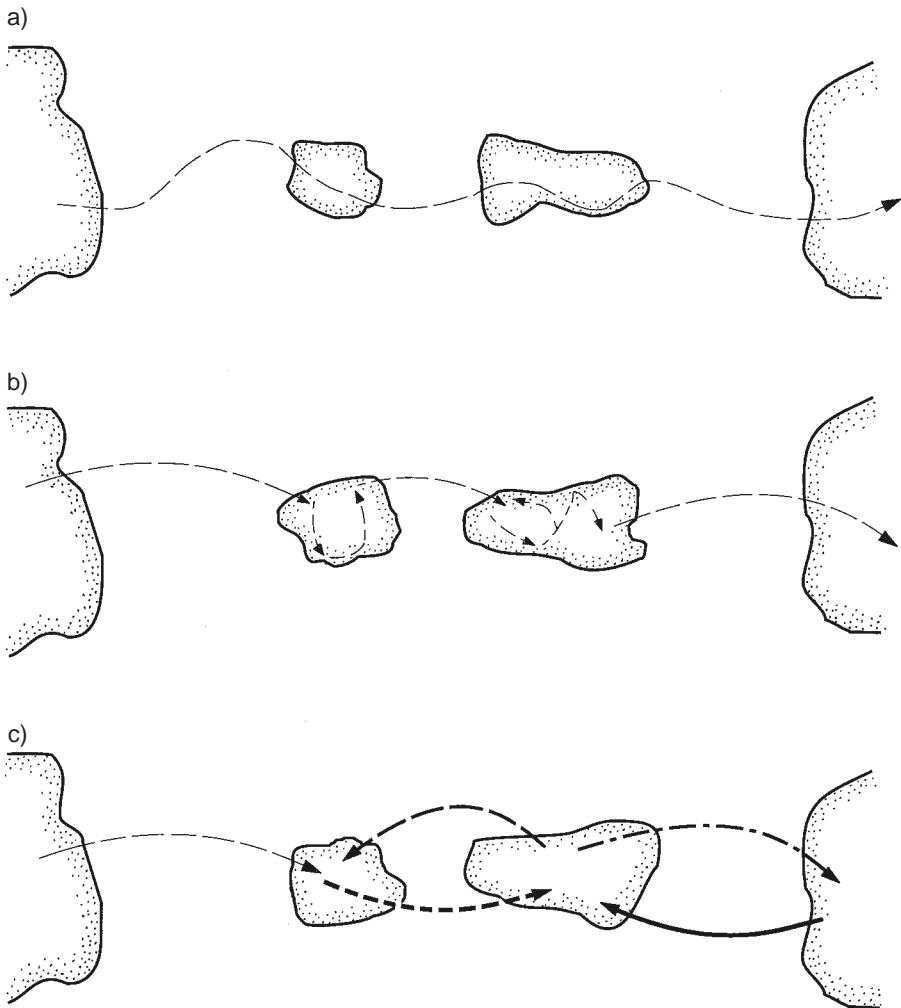
Escala temporal

La escala temporal también es importante en la planificación de la conectividad del paisaje. Los ambientes naturales no son rígidos, sino que cambian con el tiempo, aunque esto no

siempre se reconoce en los programas de manejo. Los cambios en hábitats pueden originarse en procesos naturales como parte de la sucesión de vegetación (como cambios en la estructura de capas bajas en respuesta a fuegos), o debido a regímenes de perturbación que surgen de los ambientes circundantes. Estos últimos cambios, como la invasión de maleza, exceso de pastoreo de animales domésticos y recolección de recursos naturales, adquieren una importancia creciente en paisajes muy modificados.

Estos cambios significan que parcelas concretas de hábitat o clases de recursos modifican con el tiempo su adecuación para especies de animales, de manera que algunas poblaciones fluctuarán en cuanto a densidad o desaparecerán. Para que los animales individuales y las poblaciones puedan utilizar al máximo los recursos en el momento apropiado, tiene que haber

Recuadro 4-2 (cont)



una conectividad adecuada que les permita el acceso a esas parcelas de recursos. Las poblaciones deben poder ‘localizar’ el patrón cambiante de hábitats convenientes a lo largo del tiempo (Thomas 1994). En el caso de algunos invertebrados, como mariposas, la adecuación del hábitat puede cambiar con rapidez en pocos años; por otro lado, en el caso de vertebrados que dependen de árboles viejos en bosques, el cambio en la adecuación del hábitat puede tomar varios siglos. Se requiere planificación a largo plazo para asegurar que se incorpore una conectividad adecuada al manejo de la tierra en paisajes modificados por el ser humano.

Los hábitats dentro de paisajes también son dinámicos y cambian en cuanto a calidad a lo largo del tiempo. Esto significa que la capacidad de un enlace para cumplir con su papel cambia

Cuadro 4-2 Configuraciones de paisaje para mejorar la conectividad para poblaciones de animales a diferentes escalas espaciales.

Configuración de paisaje	Escala local (1 km)	Escala de paisaje (1 - 10 kms)	Escala regional o biogeográfica (100 - 1000s kms)
<i>Corredor de hábitat</i>	setos vivos; empalizadas; arroyos; bordes de caminos; corredores forestales; pasos subterráneos	ríos y vegetación ribereña asociada; eslabones amplios entre reservas	sistemas fluviales importantes; cadenas montañosas; istmos entre terrestres
<i>Trampolines</i>	parcelas de plantas; pequeños bosques; plantaciones; cadenas de pequeños humedales	series de pequeñas reservas; parcelas de terrenos boscosos en territorio agrícola; parques urbanos	cadenas de islas en archipiélago; humedales a lo largo de trayectorias de vuelo de aves acuáticas; hábitats alpinos a lo largo de una cadena montañosa
<i>Mosaicos de hábitats</i>	vegetación clareada en parcelas en territorio agrícola; mosaico de jardines y parques en ciudades	mosaicos de bosque en regeneración o primitivo en segmentos de bosques	mosaicos regionales de suelos que sustentan diferentes comunidades de vegetación

y que quizá se necesite un manejo activo para mantener su función a lo largo del tiempo. Parcelas trampolín de praderas, por ejemplo, las cuales proporcionan una senda para que las mariposas recolonizen un mosaico cambiante de hábitat (ver Recuadro 2-5) pueden a su vez volverse inadecuadas y limitar los desplazamientos de animales individuales a otras parcelas. Debe elaborarse un manejo activo que mantenga la calidad del hábitat o que proporcione sendas trampolín alternativas.

Ventajas y desventajas de los enlaces

Se están adoptando en el manejo de la tierra medidas prácticas para promover la conectividad de hábitats en paisajes alterados, pero el concepto se enfrenta a críticas y debates. Como se expuso en el Capítulo 1, las preocupaciones se han centrado en tres puntos principales (que se han dirigido en particular a los ‘corredores’):

- La evidencia científica es insuficiente para demostrar los beneficios de los corredores.
- Los corredores y otros enlaces pueden producir efectos negativos que exceden los beneficios.
- Los corredores pueden no ser una opción costo eficiente en comparación con otras formas de utilizar recursos escasos de conservación.

Es importante que se examinen estos puntos. Se abordan luego, aunque desde la perspectiva más amplia de evaluar la conectividad del paisaje y no tanto los corredores de hábitats per sé.

Evidencia científica insuficiente

Las ventajas y desventajas de los enlaces que se han definido las han analizado muchos autores (Ambuel y Temple 1983; Noss 1987; Simberloff y Cox 1987; Bennett 1990a; Henein y Merriam 1990; Soulé y Gilpin 1991; Hobbs 1992; Simberloff y cols. 1992, Newmark 1993; Lindemayer 1994; Wilson y Lindenmayer 1995). En el Cuadro 4-3 se sintetizan los puntos principales de cada lado, desde la perspectiva de la conservación de la biodiversidad (adaptada de Noss 1987). No se incluyen, por ejemplo, los beneficios potenciales de los enlaces para el recreo humano y la estética del paisaje (ver Forman 1991; Ahern 1995).

La evidencia en sustento de los beneficios alegados de los enlaces es el tema de los dos capítulos siguientes. En el Capítulo 5, se ofrecen ejemplos de la forma en que los enlaces pueden ayudar a los desplazamientos de animales a través de paisajes alterados. A esto le siguen ejemplos de estudios que ilustran las clases de beneficios para la conservación que se obtienen con estos desplazamientos. Luego, en el Capítulo 6, se revisan los beneficios de los enlaces como hábitats para especies y comunidades, que es su papel más amplio en el ecosistema.

Si bien es fundamental que se demuestren científicamente los beneficios de los enlaces como base para utilizarlos en el manejo de la tierra, además resulta adecuado abordar este tema desde una perspectiva diferente. También podemos preguntar ‘¿Hay suficiente evidencia científica para demostrar que la *pérdida* de enlaces ecológicos no tiene *efectos perjudiciales* en la conservación de especies y comunidades en paisajes fragmentados?’. Esta pregunta es igualmente pertinente por cuanto en la mayoría de las propuestas para conservar los enlaces, deben tomarse decisiones acerca de las prioridades de manejo y hay que asignar recursos a hábitats que *ya existen*. Es decir, en la mayor parte de las situaciones el hábitat que enlaza ya existe pero no se lo designa y maneja como eslabón. El punto, pues, se relaciona con cómo deberían manejarse esos hábitats de enlace en el futuro. Si se acepta el punto de vista de que los enlaces de nada sirven porque no se ha demostrado en forma adecuada su valor científico, se podría llegar, lamentablemente, a perder la vegetación natural existente debido a negligencia o falta de preocupación. La escasez de datos científicos no es evidencia contra los enlaces, sino una razón para realizar más y mejores estudios para resolver el tema (Hobbs 1992). Merecen considerarse unos cuantos puntos más.

Cuadro 4-3 Ventajas y desventajas alegadas de los enlaces para la conservación de la biodiversidad.

Ventajas alegadas

1. Ayudan al desplazamiento de animales a través de paisajes alterados, incluyendo:
 - especies muy esparcidas que se desplazan entre hábitats en forma regular;
 - especies nómadas o migratorias que se desplazan entre recursos irregulares o variables según las estaciones;
 - especies que se desplazan entre hábitats en diferentes fases del ciclo vital
2. Incrementan las tasas de inmigración a hábitats aislados que podrían:
 - mantener una riqueza y diversidad mayores de especies;
 - complementar poblaciones en declive, y con ello disminuir su riesgo de extinción.
 - permitir restablecer la extinción local subsiguiente;
 - mejorar la variación genética y disminuir el riesgo de depresión por endogamia.
3. Facilitar la continuidad de procesos ecológicos naturales en paisajes modificados.
4. Proporcionar hábitat para muchas especies, incluyendo:
 - refugio y abrigo para animales que se desplazan por el paisaje;
 - plantas y animales que viven dentro de enlaces.
5. Proporcionar servicios ecosistémicos como mantenimiento de la calidad de agua, disminución de la erosión y estabilidad de los ciclos hidrológicos.

Desventajas alegadas

1. Incrementa las tasas de inmigración a hábitats aislados que podrían:
 - facilitar la difusión de especies indeseables como insectos, malas hierbas y especies exóticas;
 - facilitar la difusión de enfermedades;
 - introducir nuevos genes que podrían perturbar adaptaciones locales y complejos coadaptados de genes (depresión de reproducción) y promueven la hibridización entre formas taxonómicas previamente separadas (razas, subespecies).
2. Incrementan la exposición de los animales a:
 - depredadores, cacería o caza vedada de parte de humanos u otras fuentes de mortalidad (p.e. muertes en caminos);
 - competidores o parásitos.
3. Actuar como 'hábitats sumidero' en los que la mortalidad supera la reproducción, con ello funciona como 'desagüe' sobre la población regional.
4. Facilitar la diseminación de incendios u otras perturbaciones abióticas.
5. Los costos de su creación y manejo podrían disminuir los recursos disponibles para medidas más eficaces de conservación, como la compra de hábitats para especies amenazadas.

- La conectividad de hábitats es un rasgo característico de ambientes naturales. La protección y restauración de la conectividad no es un cambio artificial en el paisaje; más bien, la pérdida de conectividad y el aislamiento de ambientes naturales son resultado de la acción humana en la utilización de la tierra (Noss 1991).
- El ‘principio de precaución’ exige que cuando el conocimiento es limitado, la alternativa prudente es mantener los enlaces naturales existentes por si fueran beneficiosos (Hobbs 1992).
- El peso de la evidencia muestra que el aislamiento de poblaciones y comunidades debido a la pérdida de hábitats intermedios, tiene un efecto perjudicial (Capítulo 2).

Las desventajas pueden ser más que las ventajas

Se han identificado una serie de problemas potenciales relacionados con corredores de hábitats (Cuadro 4-3), que varios profesionales sugieren pueden ser más que los beneficios que se alegan (Ambuel y Temple 1983; Simberloff y Cox 1987). Se trata de aspectos importantes. Van desde la posible difusión de malas hierbas, insectos y enfermedades al tema de los enlaces actuando como hábitats sumidero en los que elevados niveles de mortalidad ‘agotan’ la población general. Son importantes varios puntos.

- Es muy probable que los problemas ambientales se incrementen en enlaces de origen humano, sobre todo si tratan de enlazar áreas que no están conectadas naturalmente. Los corredores que perturban, como las servidumbres clareadas para líneas eléctricas a través de bosques naturales, son ejemplos en los que puede haber efectos negativos significativos (Rich y cols. 1994).
- Hay poca evidencia, por el momento, que sustente algunas preocupaciones, como el aumento de mortalidad en enlaces o difusión de enfermedades. Esto no quiere decir que haya que dejar de lado estos puntos: antes bien, se necesitan estudios empíricos y monitoreo de enlaces existentes para evaluar dichas preocupaciones.
- Resulta difícil valorar si los problemas relacionados con enlaces pueden comprometer todas, o sola algunas, de las funciones de un enlace. La invasión de maleza, por ejemplo es un problema típico de hábitats lineales (Loney y Hobbs 1991), pero puede tener muy poco efecto sobre el uso de un hábitat lineal de parte de aves de la canopea. Por otro lado, un grupo particular de especies puede sufrir consecuencias debido a la caza ilegal o la simple caza en un eslabón de paisaje, pero esto puede que no afecte el uso que le dan otros organismos.
- La importancia relativa de estos aspectos varía entre enlaces de diferentes formas, dimensiones e historia de manejo. Se pueden abordar muchas preocupaciones por medio del manejo y mediante la ubicación y dimensión de hábitats protegidos como enlaces (Capítulo 7).

Los enlaces pueden no ser una opción eficiente costos

Este tema resulta difícil de abordar en términos generales dado que requiere un método de caso por caso para valorar los costos y beneficios de situaciones particulares. Sin duda que hay ejemplos en los que es válida la preocupación, donde los enlaces propuestos es probable que tengan un valor

limitado para la conservación de la naturaleza en comparación con usos alternativos de recursos de conservación. Respecto a este tema se pueden hacer varias consideraciones.

- El uso de recursos de conservación para enlaces que tienen un valor biológico limitado se puede minimizar si se evalúan con cuidado las propuestas antes de comprometer recursos. En el Capítulo 8 se exponen una serie de criterios para evaluar la prioridad relativa de conservación de diferentes enlaces, y también se ofrece una lista de verificación de aspectos a considerar.
- Es probable que surjan situaciones en que los enlaces no resulten en costos eficientes cuando haya que restablecer un hábitat por completo porque la vegetación natural de conexión ha sido destruida. En tales circunstancias, no sólo se da el costo de revegetar, sino también la incertidumbre de si el ecosistema natural puede de hecho restaurarse.
- El resultado de un análisis de costo beneficio depende de los atributos incluidos en la valoración. Calcular los beneficios de los enlaces sólo en función de su capacidad para facilitar desplazamientos directos de animales individuales (Simberloff y cols. 1992) equivale a prescindir de otras formas en que mejoran la conectividad para especies de vida silvestre (Recuadro 4-2). También pasa por alto su contribución como hábitat y para el mantenimiento la función ecosistémica en el ambiente local. Estos otros valores que no tienen que ver con los desplazamientos son importantes en el caso de enlaces de paisajes amplios o en el de corredores ribereños importantes, por ejemplo; o donde se logra la conectividad por medio del manejo de un mosaico de hábitats a lo largo y ancho del paisaje. La valoración de costos y beneficios debe tomar en cuenta varias de estas funciones. En situaciones en que los eslabones con vegetación ya existen, pero no se los designa como tales, el costo tiene que ver con mantener su función ecológica a largo plazo. Esto puede asumir la forma de manejo permanente o el costo de comprar tierra si los usos actuales de la tierra son incompatibles. Sin embargo, se produce una pérdida ecológica si esa vegetación existente, ya sea que se maneje como enlace o no, se destruye o deteriora. El costo de no manejar el área como enlace y permitir luego que se deteriore, también debe incluirse en la evaluación.
- También deben valorarse alternativas a los enlaces, como la reubicación deliberada de animales (Simberloff y Cox 1987) según su costo y eficacia relativos como medida de conservación en la vida silvestre.

Resumen

Se puede lograr la conectividad del paisaje para especies y comunidades de vida silvestre con el manejo del mosaico entero del paisaje, o con el manejo de patrones específicos de hábitat adecuado como son los trampolines o corredores de hábitats. El método más favorable depende de la cuantía de la modificación de hábitat en el paisaje y de las especies afectadas, en especial su tolerancia de hábitats alterados. La opción más atractiva para mantener la conectividad es manejar mosaicos enteros de hábitats, pero es probable que esto resulte eficaz sólo donde haya una cubierta vegetal en gran parte natural, o en el caso de especies que toleran la modificación de hábitat. Los organismos se desplazan en una serie de escalas

espaciales, desde metros hasta centenares de kilómetros. La conservación de la biodiversidad en ambientes modificados por el desarrollo requiere medidas que mantengan la conectividad para especies, comunidades y procesos ecológicos en escalas múltiples. El mantenimiento de la conectividad también debe abordarse a escala temporal, para permitir que las especies ‘sigan la pista’ a los cambios en cuanto a disponibilidad de recursos y calidad de hábitat a lo largo del tiempo. Los beneficios alegados de una mejor conectividad provienen de una mayor capacidad de los animales para desplazarse por paisajes alterados, de más oportunidades para dispersarse a hábitats y poblaciones aisladas, y a una mayor probabilidad de la continuidad de procesos ecológicos en ambientes fragmentados. Los enlaces que promueven la conectividad del paisaje pueden tener un valor sustancial como hábitats para plantas y animales, y también contribuir de manera importante a otros procesos ecológicos en el paisaje. Las desventajas alegadas de los enlaces incluyen su potencial para difundir especies plaga, enfermedades o perturbaciones abióticas; la mayor exposición de animales a depredadores, competidores o parásitos, y el riesgo de que la asignación de recursos para mantener enlaces tendrá menor costo- eficiencia que emprender otras medidas de conservación.

5 DESPLAZAMIENTOS DE ANIMALES A TRAVÉS DE ENLACES

El propósito de este capítulo es examinar la utilización de enlaces como sendas para los desplazamientos de animales a través de ambientes inhóspitos. Primero, se ofrecen ejemplos que ilustran las diferentes clases de desplazamientos de animales a los que se puede ayudar con enlaces. Estos ejemplos se basan en datos que van desde observaciones anecdóticas hasta estudios minuciosos con el empleo de la radiotelemetría. Es importante que se tome en cuenta que en la mayor parte de los casos no se diseñaron los estudios para examinar en forma directa el empleo de enlaces. Segundo, se revisa una serie de estudios que ofrecen evidencia de los beneficios para la conservación que se derivan de una mayor conectividad en paisajes urbanizados. Estos incluyen estudios experimentales, inferencias a partir de modelos estadísticos, estudios de simulación a partir de datos recopilados en el terreno, y estudios del uso de túneles y pasos subterráneos de parte de animales.

Clases de desplazamientos a los que ayudan los enlaces

Desplazamientos diarios o regulares

El uso diario o regular de enlaces suele darse cuando un animal se alberga o reproduce en un hábitat y busca alimento en otras clases de hábitat que se encuentran separados por terrenos urbanizados (Recuadro 5-1). Se han reportado desplazamientos regulares a lo largo de corredores de hábitats en el caso de cacatúas y loros en Australia (Cuadro 5-1). Por ejemplo, el perico regente anida en cavidades en árboles grandes en zonas boscosas mésicas a lo largo del río Murray y se alimenta en zonas vecinas de matorrales 'mallee' en el medio ambiente semiárido del suroeste de Victoria, Australia (Burbidge 1985). Durante la estación de cría las aves se desplazan a diario entre el hábitat donde anidan y las áreas donde se alimentan y su ruta de vuelo suele pasar por encima o a lo largo de vegetación remanente a orillas de caminos. Para esta especie amenazada el nivel de separación espacial entre el hábitat de cría y núcleos de hábitat donde se alimentan parece ser importante: las aves ya no anidan a lo largo de segmentos del río Murray donde el clareo de zonas de matorrales "mallee" para convertirlas en terrenos agrícolas ha hecho que haya una separación de más de 10 Km. entre las áreas potenciales para anidar y para alimentarse (Burbidge 1985).

En Ontario, Canadá, se observó a arrendajos que recorrían muy de cerca setos vivos en vuelos de hasta 4 Km., llevando nueces de hayas desde el bosque a sus refugios invernales (Johnson y Adkisson 1985). Los setos vivos brindan una senda para desplazarse además de protección frente a depredadores de aves. En Polonia, se encontró que los desplazamientos de aves paserinas entre un bosque de pinos y la zona litoral de un lago eran más en los casos en que un corredor de arbustos conectaba los dos hábitats que en un sitio cercano donde se encontraban separados por una extensión de pradera con hierba (Dmowski y Kozakiewicz 1990). Las aves no encontraban obstáculos para ir a alimentarse en la zona litoral por falta de una conexión, pero el corredor de arbustos incrementaba la tasa de desplazamientos que emprendían, medida según capturas en red oscura.

Los desplazamientos regulares con el uso de enlaces los efectúan especies en terrenos amplios cuando viven en zonas que abarcan varias áreas de vegetación remanente o un mosaico de hábitats. Dos especies de canguros grandes, el canguro gris y el canguro o ualuru común, incluyen en su terreno de recorrido en zonas agrícolas en Australia Occidental una serie de parcelas en zonas boscosas o de matorrales remanentes (Arnold y cols. 1991, 1993). Los desplazamientos entre fragmentos siguen principalmente franjas de vegetación a lo largo de orillas de caminos y cercas, o implican un tránsito rápido a través de espacios pequeños en terreno agrícola. Los desplazamientos a mayores distancias a través de terrenos agrícolas suelen darse donde las cercas con vegetación autóctona y parcelas de árboles ofrecen trampolines de cobertura. Los límites para las poblaciones locales los establecen los tramos amplios de terreno agrícola que son demasiado anchos para que los animales los crucen fácilmente (Arnold y cols. 1993).

En estudios de radiotelemetría de ardillas rojas en Bélgica (Wauters y cols. 1994) se ha encontrado que las ardillas adultas utilizan setos vivos para desplazarse entre pequeños bosques dentro de su terreno de recorrido para explotar los recursos alimenticios. Los desplazamientos diarios de la mariposa cooper en zonas agrícolas en Noruega siguen de cerca límites lineales de terrenos, orillas y setos vivos herbosos, y rara vez cruzan terrenos descubiertos (Fry y Main 1993).

Sin duda que no todos los animales que se desplazan regularmente entre recursos fragmentados necesitan eslabones de hábitat que faciliten sus desplazamientos. Las especies que toleran hábitats alterados o animales individuales que cruzan sólo espacios cortos en su hábitat lo pueden hacer con facilidad. Por ejemplo las lechuzas pardas que viven sobre todo en zonas agrícolas en Bretaña pudieron incorporar varios bosques pequeños dentro de su terreno de recorrido, al parecer desplazándose fácilmente entre distancias cortas a través de terreno descubierto entre bosques (Redpath 1995).

También realizan desplazamientos regulares animales que viven o se alimentan dentro de hábitats lineales. Hay animales acuáticos, como las nutrias de río y los ornitorrincos, que tienen un terreno de recorrido lineal y alargado y que se desplazan regularmente corriente arriba y corriente abajo de sistemas fluviales.

Desplazamientos estacionarios y migratorios

Los desplazamientos migratorios los emprenden una amplia gama de animales, sobre todo en respuesta a condiciones ambientales que producen cambios estacionarios en la calidad o abundancia de sus recursos alimentarios. La migración se puede definir como un desplazamiento 'de ida y vuelta' dentro de la vida de un individuo, aunque lo típico es que involucre la salida y regreso respecto a un área de cría todos los años (Sinclair 1983). Otras clases de desplazamientos en respuesta a recursos que fluctúan, y que no involucran un viaje de regreso, se han llamado emigración o nomadismo.

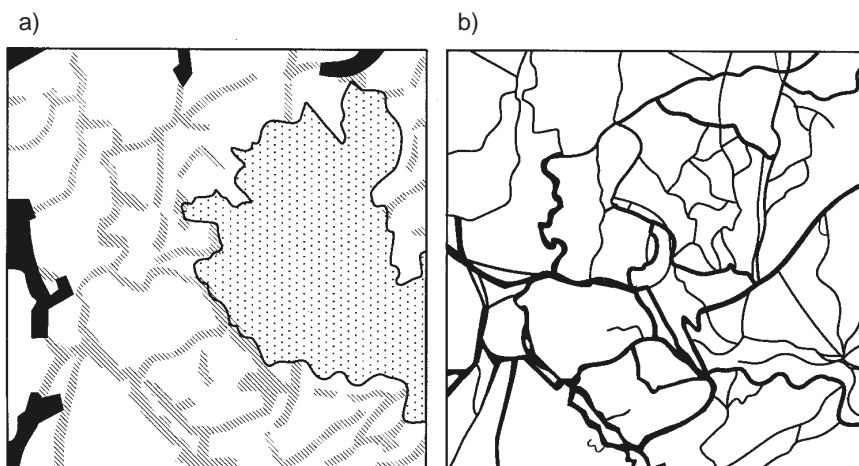
Los movimientos migratorios se producen a escalas que van desde desplazamientos locales de menos de un kilómetro entre diferentes clases de vegetación o zonas de altura, hasta desplazamientos intercontinentales, como los de muchas aves zancudas paleárticas y neárticas que migran anualmente entre los hemisferios norte y sur. Las aves migratorias

Recuadro 5-1 Rutas de vuelo de murciélagos insectívoros en los Países Bajos

Los refugios de día (sitios de descanso) y las áreas nocturnas donde alimentarse de los murciélagos suelen estar lejos unos de otros. En los Países Bajos, la observación y el rastreo de las rutas diarias de vuelo de 11 especies de murciélagos microquirópteros mostraron que las rutas de vuelo estaban estrechamente relacionadas con hábitats lineales como bordes de bosques, sendas, veredas, setos vivos y canales (Limpens y Kapteyn 1989; Verboom y Huitema 1997). Las rutas de vuelo adyacentes a vegetación boscosa alta eran las que seguían con más frecuencia a lo largo del período de actividad en verano. Estos hábitats lineales los utilizaban los murciélagos como ruta directa a una zona donde alimentarse, como ruta de vuelo acompañado de búsqueda de alimento camino a áreas de alimentación o como una fuente importante de alimentos en sí mismos.

Las especies más pequeñas de murciélagos, como el murciélago enano, que suele utilizar una alta frecuencia para ecoubicación y tiene un ámbito sonar corto, seguían de cerca elementos lineales. Rara vez se registraba al murciélago enano en áreas descampadas como terrenos de cultivo. Las especies más grandes, que utilizan frecuencias más bajas y tienen un ámbito sonar mayor, como el murciélago hortelano, parecían estar menos limitados a hábitats lineales y ser más capaces de cruzar espacios descubiertos. Se registraron murciélagos hortelanos en una proporción similar de sitios cercanos a hábitats lineales que en espacios descubiertos (Verboom y Huitema 1997).

Las comparaciones cualitativas y cuantitativas entre paisajes con diferentes patrones de hábitat han puesto de manifiesto diferencias en su uso por parte de murciélagos. Se observaron una densa red de rutas de vuelo y una cantidad mayor de murciélagos en un paisaje donde había un sistema bien desarrollado de hábitats lineales, y se observó una cantidad menor de rutas de vuelo donde había pocos elementos de conexión en el paisaje (Limpens y Kapteyn 1989).



Relaciones entre estructura lineal del paisaje (a) y las rutas de vuelo de murciélagos (b) en un paisaje en los Países Bajos con una red densa de hábitats lineales. La estructura de paisaje en (a) se presenta como: rayas finas = hábitats lineales con árboles, punteado = zonas boscosas, y sombreado = áreas construidas. Adaptado de Limpens y Kapteyn (1989) con permiso, Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming.

neotrópicas que se desplazan entre hábitats de cría en los bosques de Canadá y EEUU y hábitats donde invernar en América Central y Meridional, constituyen un grupo que ha sido muy estudiado (Keast y Morton 1980; Terborgh 1989). También es común la migración por altitud entre hábitats en altitudes mayores y menores entre algunos grupos de animales. Por ejemplo, al menos 75 de entre unas 500 especies de aves en la región La Selva – Braulio Carrillo de Costa Rica emprenden desplazamientos regulares entre bosques montanos y de zonas bajas (Loiselle y Blake 1992). En las altitudes mayores en esta región (1500-2000 m) un porcentaje incluso mayor de la comunidad de aves (40-45%) emprenden esa migración.

¿Cuán importantes son los enlaces para especies migratorias? Muchos animales migratorios están en condiciones de desplazarse a través de toda una gama de clases de vegetación y en general no requieren para viajar corredores continuos de hábitat adecuado. Sin embargo, la migración no se da de manera fortuita; la mayor parte de las especies siguen rutas bien definidas, y se utilizan de diversas formas hábitats que eslabonan (Elphick 1995; Bildstgein y cols.1995). La destrucción de elementos clave en tales enlaces puede tener consecuencias nocivas determinantes para las especies afectadas (Recuadro 5-2). Las aves que habitan en costas y las aves acuáticas migratorias, por ejemplo, utilizan una cantidad limitada de ‘paradas’ a lo largo de las rutas de migración para alimentarse y descansar antes de proseguir su viaje. En esos momentos, puede estar concentrada en un área relativamente pequeña un gran porcentaje de la población. En consecuencia, el deterioro o destrucción de hábitats de humedales de parada, o la cacería excesiva en dichos puntos, puede producir un impacto grave en la migración y en las cantidades totales de la población y su situación de conservación. Así pues, los gestores del deporte de la caza en Norteamérica, por ejemplo, han trazado mapas detallados de las rutas migratorias de vuelo de las aves acuáticas y se ha establecido como prioridad la protección de los puntos principales de paradas (Peek 1986). De igual modo, muchas aves de rapiña emprenden migraciones anuales norte-sur en Europa, Norteamérica, Sudamérica, África y en otras zonas, para lo que utilizan rutas de vuelo definidas. Se producen concentraciones de aves en lugares peculiares, como cadenas montañosas y pasos montañosos, llanuras costeras angostas, istmos y penínsulas (Bildstein y cols. 1995). Las aves migratorias son especialmente vulnerables a la caza en dichos sitios, y se matan cantidades importantes a propósito. En estas clases de desplazamientos migratorios, la conectividad se mejora a una escala espacial amplia por medio de la protección de puntos estratégicos de parada (trampolines) a lo largo de estas sendas migratorias continentales e intercontinentales.

En el caso de los grandes herbívoros terrestres en África, Norteamérica y Europa, los asentamientos humanos y otras construcciones que bloquean las sendas tradicionales constituyen impedimentos importantes para los desplazamientos migratorios. Los gestores de vida silvestre han utilizado enlaces artificiales, como túneles y pasos subterráneos en las carreteras, para superar tales barreras (ver más adelante). El mantenimiento de las sendas migratorias tradicionales para los grandes mamíferos ha sido la razón principal de la creación de una serie de enlaces entre paisajes, sobre todo en África (Baranga 1991; Mwalyosi 1991). (ver ejemplos en el Capítulo 9). La expansión de asentamientos humanos y de terrenos de cultivo a través de sendas migratorias, junto con la caza y la destrucción de animales salvajes que comen en cultivos, constituyen barreras. cada vez mayores a la migración, con lo que la cantidad de animales migratorios va

Cuadro 5-1 Ejemplos de desplazamientos de animales que utilizan enlaces de hábitats

Especie o grupo	Conector	Descripción	País	Referencia
1 Desplazamientos diarios o regulares				
Ratón pata blanca	setos vivos	desplazamiento a través de tierras agrícolas	Canadá	Merriam y Lanoue (1990)
Ardilla roja	hileras de árboles, cercas	desplazamientos entre parcelas donde comer dentro de su terreno de recorrido	Bélgica	Wauters y cols. (1994)
Ardilla listada oriental	setos vivos	desplazamientos dentro de su terreno de recorrido	Canadá	Bennett y cols. (1994)
Puma	cañón con vegetación deteriorada	desplazamiento regular entre lugares de descanso y áreas donde comer	EE UU	Beier (1993)
Murciélago microquiróptero	setos, setos vivos, sendas, veredas	vuelo diario entre lugares de descanso y de comer	Holanda	Limpens y cols. (1989)
Cabra montés	pasos subterráneos en carreteras	desplazamientos regulares a y desde suelos salinos naturales.	EE UU	Singer y cols. (1985)
Canguro común, Occidental gris	vegetación junto a caminos, pequeños segmentos de tierras agrícolas	desplazamientos dentro de territorio de subpoblación, que abarcan múltiples remanentes en zonas agrícolas	Australia	Arnold y cols. (1991,1993)

Cuadro 5-1 Ejemplos de desplazamientos de animales que utilizan enlaces de hábitats (cont)

Especie o grupo	Conector	Descripción	País	Referencia
Perico regente	arbustos junto a caminos	vuela entre hábitats de anidar y de alimentarse	Australia	A. Bennett (obs.pers.)
Papagayo soberbio	arbustos junto a caminos	vuela entre hábitats de anidar y de alimentarse	Australia	Webster y Ahern (1992)
Cacatúa negra cola blanca	vegetación remanente a lo largo de caminos y líneas férreas	busca recursos, se desplaza entre hábitats de anidar y de alimentarse	Australia	Saunders (1980)
Cacatúa rosada	árboles, parcelas de árboles	vuelo de bandadas que se alimentan en sitios de anidar	Australia	Rowley y Chapman (1991)
Cotorra azul	cercas	sendas de vuelo para llevar comida a escondites invernales	Canadá	Johnson y Adkisson (1985)
Kiwi marrón	pequeños remanentes de bosques	desplazamiento entre hábitats a través de tierras agrícolas	Nueva Zelanda	Potter (1990)
Pájaros paserinos	franjas de arbustos	desplazamientos entre bosques de pinos y hábitats junto a lagos	Polonia	Dmowski y Kozakiewicz (1990)
Mariposa cobre	orillas herbosas y márgenes de terrenos, franjas boscosas, anillos refugio	alimentarse y desplazamiento alrededor de terrenos cultivados	Noruega	Fry y Main (1993)

Cuadro 5-1 Ejemplos de desplazamientos de animales que utilizan enlaces de hábitats (cont)

Especie o grupo	Conector	Descripción	País	Referencia
2. Desplazamientos estacionarios o migratorios				
Ciervo mulo	pasos subterráneos en carreteras	desplazamiento entre terrenos de recorrido de invierno y verano	EE UU	Reed y cols. (1975), Ward (1982)
Elefante indio	franjas boscosas y cruces de ríos	desplazamiento entre secciones de Parque Nacional	India	Johnsing y cols. (1990)
Elefante africano	tramos amplios de tierra no cultivada	desplazamientos entre Parques Nacionales	Tanzania	Newmark y cols. (1991)
Zarigüeya pigmea de montaña	corredor y túnel en talud rocoso	desplazamiento de machos hacia y desde hábitats de cría, dispersión de crías	Australia	Mansegh y Scotts (1989)
Pájaro mielero Nuca blanca	zonas boscosas junto a caminos	migración estacional de bandadas	Australia	Middleton (1980)
Vibora	setos vivos	desplazamiento entre áreas de hibernación y de actividades de verano	R.U.	Presst (1971)
Anfibios	túneles bajo caminos	desplazamiento a través de caminos a estanques de reproducción	Europa	Langton (1989)
3. Desplazamientos de dispersión				
Ardilla roja	setos vivos, hileras de árboles	dispersión de crías jóvenes entre parcelas boscosas	Bélgica	Wauters y cols. (1994)

Cuadro 5-1 Ejemplos de desplazamientos de animales que utilizan enlaces de hábitats (cont)

Especie o grupo	Conector	Descripción	País	Referencia
Petauro o falangero ardilla	vegetación boscosa junto a caminos	dispersión de crías jóvenes entre fragmentos de bosques	Australia	Sückling (1984)
Potorú de hocico largo, Rata de maleza	vegetación boscosa junto a caminos	dispersión entre fragmentos de bosques en tierras agrícolas	Australia	Bennett (1990b)
Ardilla de Columbia	senderos, líneas de drenaje	dispersión entre colonias, a través de hábitat boscoso	Canadá	Wiggett y Boag (1989)
Koala	remanentes de terrenos boscosos, plantaciones, vegetación junto a caminos, árboles individuales	dispersión de animales transubicados	Australia	Prevett (1991)
Ardilla listada oriental	cercas	dispersión de subadultos entre bosques, recolonización de bosques	Canadá	Henderson y cols. (1985)
Equidna pico corto	vegetación junto a caminos	dispersión de jóvenes crías de su territorio base natal	Australia	Abensberg-Traun (1986)
Puma	canales de agua, líneas montañosas, caminos	dispersión de jóvenes crías entre cadenas de montañas	EE UU	Beier (1995)
Nutria de río	zanjas, corrientes, ríos	dispersión entre sistemas de cursos de agua	EE UU	Forman y Godron (1986)

Cuadro 5-1 Ejemplos de desplazamientos de animales que utilizan enlaces de hábitats (cont)

Especie o grupo	Conector	Descripción	País	Referencia
Campanol de ribera	corredor de arbustos	dispersión entre bosques de pinos remanentes	Polonia	Szacki (1987)
Paloma corona blanca	fragmentos de bosque caduco	dispersión de aves después de que pueden volar a áreas grandes de bosque	EE UU	Strong y Bancroft (1994)
Tordo amarillo occidental	vegetación junto a caminos	desplazamiento entre vegetación remanente	Australia	Saunders y de Rebeira (1991) Merriam y Saunders (1993)
Marmota bermeja	vegetación junto a caminos	dispersión de remanentes grandes de vegetación autóctona	Australia	Lynch y cols.(1995)
Tordo manto rojo	vegetación junto a caminos	desplazamiento entre matorrales remanentes	Australia	Cale (1990)
Tordo americano	líneas boscosas de drenaje	dispersión para criar entre anillos boscosos de refugio	EE UU	Haas (1995)
Mariposa anillada	viajes a descampado	dispersión entre terrenos al descubierto y claros dentro de zonas boscosas	Inglaterra	Sutcliffe y Thomas (1996)
3. Expansión de territorio base				
Campanol de pradera	bordes herbosos de carreteras interestatales	expansión de terreno de recorrido hacia nuevas áreas de prados	Illinois,	Getz y cols. (1978) EE UU

Cuadro 5-1 Ejemplos de desplazamientos de animales que utilizan enlaces de hábitats (cont)

Especie o grupo	Conector	Descripción	País	Referencia
Ardillón de bolsillo	microhábitat a lo largo de caminos	expansión de terreno de recorrido a través de desierto	EE UU	Juey (1941)
Visón	ríos y cursos de Agua	expansión de terreno de recorrido de especies importadas	Bretaña	Harris y Woollard (1990)
Mainá común	carreteras	expansión de terreno de recorrido de una especie importada	Australia	Bennett (1991)
Sapo caña	caminos y sendas	colonización de nuevas áreas expansión de terreno de recorrido	Australia	Seabrook y Dettman (1996)
Rana herbosa moteada	zanjas junto a Caminos	expansión de terreno de recorrido después de transubicación accidental a una nueva área geográfica	Australia	Martin y Tyler (1978)

mermando y con el tiempo desaparecen por completo (Borner 1985; Baranga 1991). En el Parque Nacional Tarangire en Tanzania, grandes manadas de ungulados, como cebras, ñus, alcéfalos, elanes y órices del Cabo, se encuentran a lo largo del río Tarangire durante la estación seca pero durante la húmeda abandonan el parque y se dispersan mucho por las vastas llanuras herbosas circundantes. Las sendas tradicionales de migración hacia el norte se están viendo obstruidas debido a grandes fincas, otra infraestructura agrícola y asentamientos humanos, lo cual hace que disminuya mucho o se detenga por completo el desplazamiento de animales. Las sendas hacia el este siguen abiertas y son eslabones vitales entre hábitats de la estación seca y los de la húmeda para unos 50.000 animales que migran (Borner 1985). Si con el tiempo se obstruyen las sendas remanentes de migración, se irán diezmando sin remedio las manadas de estas especies por cuanto el parque, en sí mismo, no es suficiente para sustentar esta cantidad de animales todo el año.

Los desplazamientos nómadas estacionarias de parte de especies cuyas fuentes de alimento varían en una forma relativamente impredecible también pueden recibir ayuda gracias a corredores de hábitats o enlaces trampolín. Por ejemplo, las palomas frugívoras que se alimentan sobre todo en parcelas de bosques lluviosos en el este de Australia están adaptadas a utilizar un recurso que se encuentra en forma natural en parcelas aisladas entre bosques esclerófilos (Date y cols. 1991). Las palomas utilizan remanentes de bosques lluviosos y esclerófilos y también parcelas de laurel alcanfor, árbol frutal que se ha introducido, y pueden proporcionar trampolines a través de tierras agrícolas entre los tramos principales de bosque lluvioso remanente en altitudes tanto costeras como elevadas (Date y cols. 1991).

Desplazamientos de dispersión

La dispersión se puede describir como el desplazamiento en una sola dirección de un individuo que se aleja de su terreno de recorrido hacia un área nueva. Por ejemplo, una cría de ratón saltarín, ardilla o el canguro Wallaby abandona el terreno materno de recorrido y se dispersa hacia una nueva área donde establece su propio territorio. El empleo de enlaces para ayudar a la dispersión de animales entre parcelas de hábitats por lo demás aisladas es una medida importante que permite mejorar la conservación de especies. La inmigración de nuevos individuos puede complementar una población en declive para impedir que desaparezca, introducir nuevos genes en una población aislada y permitir la colonización de nuevos hábitats a medida que van reuniendo condiciones.

¿Qué evidencia existe de que los animales que se dispersan utilizan enlaces? Los desplazamientos de dispersión resultan a menudo difíciles de observar o de seguir, a no ser que se marque a cada animal o se les instale un radiotransmisor. Incluso así, puede seguir siendo difícil determinar la senda real que toma el animal que se desplaza. Sin embargo, se dispone de una serie de ejemplos que ilustran cómo hábitats eslabón facilitan los desplazamientos de animales que se dispersan, sobre todo en el caso de mamíferos (Cuadro 5-1) (Recuadro 5-3).

Los mamíferos arbóreos viven en la superficie en el estrato de arbustos o canopea de árboles y en general dependen de redes de árboles o arbustos para desplazarse por terrenos clareados. El uso por parte de ardillas de hileras de árboles y de cercas está bien documentado (ver luego).

Recuadro 5-2 Impactos de variaciones en la calidad de hábitats de ‘parada’ en el caso de los colibríes bermejos a lo largo de un corredor de migración en el oeste de EE UU

El colibrí bermejo es una de las muchas especies de aves terrestres migratorias que se reproducen en áreas septentrionales y que emprenden migración estacional hacia los neotrópicos donde pasan los meses de invierno. Esta especie se reproduce en el noroeste de EE UU y a finales de verano migra hacia el sur por las cadenas montañosas Cascada-Sierra Nevada y Rocky Mountain a sus territorios invernales en México. Las aves de manera individual van necesitando varias paradas para ‘reabastecerse’ antes de continuar su migración. Estas paradas las hacen en praderas montañosas donde establecen territorios temporales alrededor de parcelas de flores y se alimentan de néctar por períodos que van de tres días a varias semanas para conseguir suficiente fuerza (grasa corporal) para seguir migrando.

En un sitio de estudio en California durante la migración hacia el sur en un período de siete años se hicieron observaciones minuciosas de los territorios del colibrí bermejo, de la duración de las paradas y de los recursos alimenticios (Russell y cols. 1994). La calidad del hábitat de parada, medida en función de la densidad de las flores que proporcionan néctar a los colibríes, varió mucho de año en año. En años de poca abundancia de alimento, la masa corporal de las aves que llegaban se redujo y la duración de las paradas era mayor. Además, en años de escasa calidad del hábitat, la tasa general de migración tendía a ser menor, lo cual indicaba impactos en la población en general (Russell y cols. 1994).

¿Cuáles son las implicaciones de la variación en la calidad de los hábitats de parada? Primera, las paradas más largas en años de escasez demoran la migración y aumentan el riesgo de que los pájaros no completen la migración dentro del período limitado de floración de las plantas que los alimentan. Los pájaros que vuelan tarde también pueden encontrarse con tormentas y mal tiempo en la ruta de migración. Segunda, en la mayoría de los años en que la comida es escasa en los puntos de parada, los pájaros con poco peso corporal no pueden conseguir territorios y por ello corren el riesgo de morir de hambre antes de reabastecerse. Tercera, las observaciones sugirieron que en años de floración escasa la población como un todo puede disminuir (Russell y cols. 1994). Estas observaciones demuestran que los hábitats de buena calidad en paradas son eslabones decisivos a lo largo de corredores de migración para algunas aves terrestres. Si la variación natural en calidad del hábitat tiene un efecto tan valioso en la supervivencia de aves migratorias, entonces el deterioro o destrucción total de puntos críticos de parada debe preocupar mucho.

La ardilla voladora, pequeño marsupial arbóreo del este de Australia también utiliza corredores de hábitat boscoso para dispersarse. Unos estudios de una población de falangeros ardilla que viven en fragmentos de bosque de eucalipto en medio de tierras agrícolas en el sur de Victoria mostraron que tanto los machos como las hembras se dispersaron de su territorio natal a unos 12 meses de edad (Suckling 1984). Las ardillas voladoras se desplazan planeando entre árboles a distancias de al menos 50 metros. Todos los desplazamientos conocidos de dispersión de jóvenes falangeros implicaban desplazarse a lo largo de una franja boscosa a orillas de caminos, a distancias de hasta 1.9 Km, aunque esto incluía también desplazamientos de algunos individuos de hasta 200 m a través de tramos sin árboles. También se registraron cuatro marsupiales arbóreos más, la zarigüeya común cola anillada, el koala y la zarigüeya pigmea, en la franja a orillas del camino y es probable que la utilicen como senda para dispersarse a través de tierras agrícolas. Grandes extensiones de tierras agrícolas limitan o impiden el desplazamiento de mamíferos que viven en árboles.

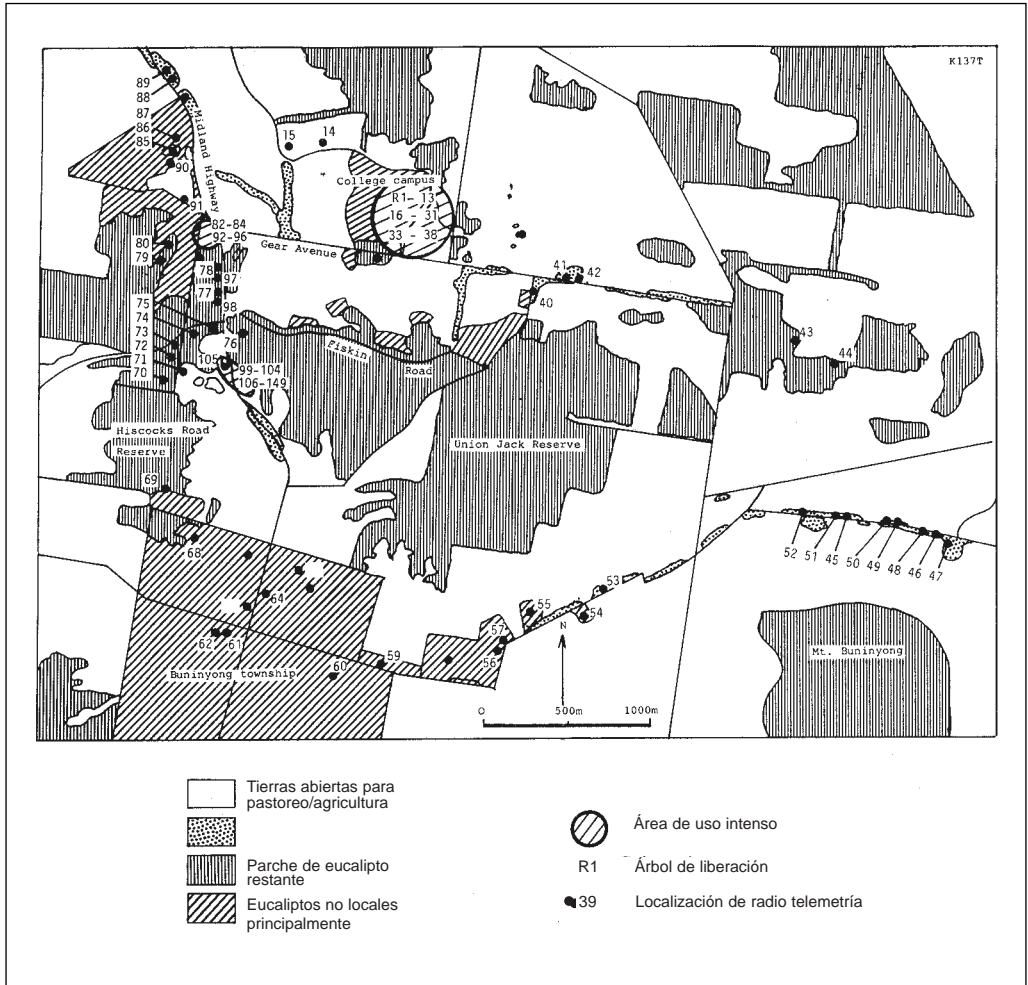
Recuadro 5-3 Fragmentos trampolín para la dispersión de palomas corona blanca en Florida. EE UU

La paloma corona blanca es un frugívoro obligado y un dispersor importante de semillas en los bosques estacionarias caducos de Florida meridional, EE UU (Strong y Bancroft 1994). Es una especie muy móvil que se alimenta de frutos de por lo menos 37 especies de árboles y arbustos. En el área superior de los Cayos de Florida, anida en forma de colonia o semicolonias, sobre todo en islas en la Bahía de Florida. En consecuencia, la dispersión después de que empluman palomas jóvenes implica un vuelo sobre agua de varios kilómetros, seguido de más vuelo para ubicar hábitats con recursos adecuados de alimentos.

Las aves inmaduras que se dispersan hacia tierra firme se alimentan casi exclusivamente dentro del Parque Nacional Everglades o en un área contigua de manejo de vida silvestre. Sin embargo, las aves que se dispersan a los Mainline Keys no pueden llegar a grandes áreas de bosque protegido dentro de las primeras 72 horas de dispersión, sino que tienen que pasar a través del área meridional muy fragmentada, donde prefieren escoger los fragmentos mayores (5-20 hectáreas) de bosque estacional caduco (Strong y Bancroft 1994). Estos fragmentos parece que funcionan como trampolines importantes para palomas inmaduras durante la primera etapa de dispersión hacia el norte donde hay grandes bloques de hábitat protegidos en reservas. La preferencia por grandes trampolines en ruta quizá se deba a que éstos proporcionan áreas donde alimentarse con protección adecuada frente a depredadores en busca de aves inexpertas (Strong y Bancroft 1994).

En otro estudio en el sur de Australia, se utilizó la radiotelemetría para observar los desplazamientos de koalas que habían sido transubicados en hábitats forestales naturales en el perímetro urbano exterior de Ballarat, Victoria, después de que se los encontrara en situaciones perjudiciales en carreteras o bajo peligro debido a perros (Prevett 1991). Los koalas utilizaron una serie de corredores de hábitats, parcelas remanentes de árboles y árboles individuales, como trampolines en su vasto desplazamiento a través del paisaje antes de establecerse en un nuevo territorio base (Gráf. 5-1).

Los enlaces pueden resultar útiles para la dispersión no sólo en ambientes alterados, sino también en ambientes naturales. En un sitio de estudio en Alberta, Canadá, donde viven ardillas de Columbia en colonias en prados herbosos rodeados de bosques o hábitats pantanosos, los animales que se dispersaron de su colonia utilizaban senderos, líneas de drenaje y características topográficas, para crear ‘carreteras de ardillas’ entre colonias (Wiggett y Boag 1989). El desplazamiento entre estas características lineales es una buena estrategia para ubicar nuevas colonias debido a que, a lo largo de superficies de valles se encuentra un hábitat muy adecuado de pradera contiguo a cursos de agua y senderos.



Gráf. 5-1 (a) Senda de desplazamiento de un koala macho adulto en el perímetro urbano-rural de Ballarat, Victoria, Australia, después de que el animal fue transubicado de una situación urbana donde lo acosaban perros. Las cifras representan ubicaciones secuenciales del animal por medio de radioteleetría. De Prevet (1991) con permiso, Surrey Beatty & Sons, Publishers.



Gráf. 5-1 (b) Koala (Fotografía: L. Lumsden)

Los sistemas de cursos de agua también constituyen corredores naturales para la dispersión. Los desplazamientos de dispersión por el río Otters en Idaho, EE UU, implicaron viajes distantes a lo largo de cursos de agua y sistemas fluviales. Se requirieron cortos desplazamientos por tierra para cruzar entre sistemas de cursos de agua, pero zanjas y corrientes de poco caudal ayudaron a esas travesías (Melquist y Hornocker 1983; Forman y Godron 1986). En el suroeste de Australia Occidental, la densa vegetación a lo largo de orillas de cursos de agua es un punto básico para el manejo de hábitats para ayudar a la dispersión del amenazado pájaro corredor chillón. Esta especie simuladora se instala en vegetación densa y baja de arbustos y pocas veces vuela. La reciente expansión de la población parece que se debió en parte a la dispersión a lo largo de sistemas de cursos de agua con vegetación densa (Danks 1991).

Extensión del terreno de recorrido

Se han reportado una serie de casos en que hábitats lineales han ayudado a la expansión del terreno de recorrido de especies de animales a áreas no ocupadas con anterioridad. Un ejemplo interesante es la propagación del campañol de prado, roedor de terrenos herbosos, cerca de Champagne-Urbana, en Illinois, EE UU. La vegetación herbosa contigua a las carreteras interestatales ha servido de senda para que el campañol de prado expanda su distribución en 100 Km, en un período de seis años, hacia nuevo hábitat de tierras herbosas al que antes aislaba un bosque (Gertz y cols. 1978). La mayoría de las veces, sin embargo, estos casos de expansión de terreno de recorrido involucran la propagación de especies importadas, a menudo especies plaga, lo cual tiene un efecto ecológicamente perjudicial. En Australia, la distribución del mainá común se ha expandido en forma radial desde los centros urbanos de Melbourne y Sydney. Esta ave importada es común a lo largo de bordes alterados de carreteras principales, que sin duda han sido la senda para su difusión (Bednnett 1991). De igual modo, los caminos y senderos mejoran las oportunidades para que el sapo grande colonice nuevos hábitats y expanda su terreno de recorrido en Australia septentrional (Seabrook y Dettman 1996). El visón, una especie introducida en Bretaña, se ha expandido rápidamente en zonas silvestres. La expansión de su terreno de recorrido se produce gracias a la dispersión a lo largo de corredores fluviales, con una tasa inicial estimada de 20 Km. por año (Harris y Woollard 1990).

Túneles y pasos subterráneos para ayudar al desplazamiento a través de barreras locales

La cantidad creciente de riesgos y barreras para la vida silvestre en paisajes con infraestructura produce trastornos en los patrones regulares o estacionarios de desplazamiento de muchos animales. Las líneas férreas, las servidumbres de tendidos eléctricos, los canales, las tuberías, las alcantarillas, las cercas y caminos, obstaculizan o impiden los desplazamientos naturales. Las carreteras, sobre todo, crean una barrera a los desplazamientos de vida silvestre debido a la expansión de hábitat clareado y alterado; al ruido, los movimientos y las luces intermitentes del tráfico que circula; y al riesgo de muerte a causa de vehículos que circulan (Bennett 1991). La dimensión de los sistemas de carreteras es enorme, por casi todos los ambientes.

Los túneles y pasos subterráneos son una clase especial de eslabón, cortos, directos y tienen el fin concreto de facilitar desplazamientos locales de vida silvestre a través de barreras potenciales (Recuadro 5-4). El beneficio más obvio de los pasos subterráneos por debajo de carreteras, por ejemplo, es la disminución en la cantidad de animales que, al intentar cruzar, son atropellados. El número creciente de animales muertos ha sido a menudo el estímulo visual que ha conducido a la acción. Son más difíciles de observar otros beneficios de conservación por la ayuda a desplazamientos a través de impedimentos locales. Entre ellos están la menor perturbación de la organización social (Recuadro 5-5), el mantenimiento de patrones normales de desplazamientos, y una menor mortalidad durante la fase de dispersión en la historia vital de una especie.

Los pasos subterráneos en carreteras se utilizan ya regularmente para el manejo de especies grandes de caza como el alce, el ciervo mula y la cabra montés en Norteamérica (Reed y cols. 1975; Reed 1981; Ward 1982; Singer y cols. 1985; Harris 1988b). Han resultado ser eficaces para ayudar a que los animales crucen las carreteras en sendas migratorias, o en lugares donde carreteras muy

concurridas seccionan sus hábitats, con lo que también se disminuye los daños a vehículos y las muertes de personas (Gráf. 5-2). En el Parque Nacional Glaciar en Montana, EE UU, donde una autopista atravesó la senda de las cabras montesas que se desplazaban hacia un salegar natural, los animales se vieron reprimidos, pero no impedidos, de atravesar la carretera (Singer 1975). Sin embargo, los efectos del tráfico vial incluyeron una mayor tensión en los animales, el riesgo de separación de madres y crías y una mayor mortalidad por muertes en la carretera. Cuando luego se construyó un paso subterráneo, se observó menos tensión en los animales que cruzaban y aumentó la cantidad de visitas y duración estacional de las mismas al salegar (Singer y cols. 1985).

La experiencia en California y Florida, EE UU, ha demostrado que los pasos subterráneos ayudan a los desplazamientos de especies grandes con terrenos amplios de recorrido, como los pumas o panteras (Puma y pantera son nombres diferentes para el taxón *Felis concolor*). En Florida meridional, se han construido expresamente una serie de 24 pasos subterráneos, cada uno de unos 20 metros de longitud y 2 de altura, a lo largo de una sección de 64 Km. de la autopista interestatal 75 donde atraviesa un hábitat principal de la pantera de Florida (Smith 1993; Foster y Humphrey 1995). La ubicación de los pasos subterráneos se basó en desplazamientos conocidos y en la ubicación de muertes previas de panteras de Florida en la carretera. Se han levantado cercas en la autopista para mantener a los animales lejos de la misma y orientarlos hacia los pasos subterráneos. El monitoreo de desplazamientos de animales por cuatro pasos subterráneos por períodos de hasta 16 meses registró 837 cruces de 20 especies, incluyendo la pantera de Florida, el oso negro, el gato montés y gran cantidad de ciervos de cola blanca (Foster y Humphrey 1995). Datos rastreados por radio para panteras y gatos monteses mostraron que los animales utilizaban los pasos subterráneos sobre todo para ir a porciones de sus terrenos de recorrido que la autopista había dividido.

Recuadro 5-4 Pasos subterráneos para ayudar a la migración estacional del ciervo mulo en el occidente de EE

En 1970 se realizó una prueba temprana de paso subterráneo en autopista para una especie grande de mamífero en el sector centro-este de Colorado, EE UU, donde una senda regular migratoria del ciervo mulo que se desplazaba entre los territorios veraniego e invernal atravesaba la autopista interestatal 70 (Reed et al. 1975). Se instaló un paso subterráneo en forma de cajón de concreto (3m x 3m x 30m) combinado con una valla en la carretera, y se monitoreó su uso por más de cuatro años. La mayor parte de los ciervos utilizaron con éxito el paso subterráneo (se estimó que el 51% de la población local), y la cantidad de individuos que cruzaron la autopista aumentó en un 33% anual en el período de cuatro años (Reed y cols. 1975).

Se utilizaron pasos subterráneos de 'estructuras' más anchas y altas (9m x 4.5m x 61 m) junto con una serie de cajones para paso subterráneo en una sección de la autopista interestatal 80 en Wyoming, EE UU, la cual dividía una senda de migración de unos 1000 ciervos mulos (Ward 1982). También se instalaron vallas en la autopista y puertas de un solo sentido, para permitir que los ciervos atrapados dentro de la valla pudieran salir. Los ciervos se resistieron a utilizar los pasos subterráneos el primer año y se utilizaron cebos de comida para atraerlos hacia los pasadizos. El incremento en el uso en años sucesivos, como en Colorado, sugirió un patrón de aprendizaje. Los pasos subterráneos tuvieron éxito en cuanto a ayudar a la migración del ciervo mulo, y al mismo tiempo en disminuir en un 90% las muertes en la carretera respecto a niveles monitoreados antes de la intervención (Ward 1982).

También se han utilizado pasos subterráneos o túneles para facilitar desplazamientos o para disminuir el número de víctimas en carreteras, para especies tan diversas como los tejones en Bretaña y los Países Bajos (Forman y Hersperger 1006), la zarigüeya pigmea de montaña en Australia (Recuadro 5-5) y los sapos comunes y otros anfibios en numerosos países de Europa (van Leeuwen 1982; Langton 1989). A los anfibios que cruzan carreteras para ir a lagunas o humedales durante la estación reproductiva se les puede matar en cantidades importantes. La mortalidad de los sapos comunes que cruzan carreteras para llegar a sus lagunas de reproducción en los Países Bajos se ha estimado que era el 30% de las hembras (van Gelder 1973). En un tramo de 3.2 Km. de carretera en Bretaña, que se monitorea regularmente todo el año, el 40% de las muertes anuales en la carretera de ranas comunes se produjo en una sola semana durante la estación reproductiva (Hodson 1960). Aunque se necesitan estimaciones de la mortalidad natural para poder valorar la importancia de esas muertes en la carretera, las medidas que disminuyen la mortalidad directa ayudarán a aliviar una de las muchas presiones sobre los anfibios que sobreviven en paisajes con infraestructura. También se utilizan túneles y alcantarillas para la vida silvestre bajo líneas férreas (Hunt y cols. 1987; Yanes y cols. 1995) y, en Alaska, se han levantado tuberías de petróleo por encima del nivel del suelo para proporcionar pasos subterráneos para poblaciones de caribúes (Klein 1971; Curatolo y Murphy 1986).

Recuadro 5-5 Corredor y túnel en talud rocoso para la zarigüeya pigmea de montaña en Australia

El hábitat alpino de la amenazada zarigüeya pigmea de montaña se reduce a menos de 12 Km.2 en el sureste de Australia, donde este pequeño mamífero vive en taludes rocosos y en terrenos pedregosos que tienen vegetación subalpina adecuada de breñales. Un 40% de la población total de unos 2500 animales se encuentra en el área de Monte Higginbotham, Victoria, dividida por una estación de ski (Mansergh y Scotts 1989). Se creyó que una carretera e infraestructura recientes en una ladera adyacente estaban inhibiendo el desplazamiento estacional de machos y perturbando la organización social de la población. Estas conclusiones se basaron en una comparación de la demografía de la población con la de una población en una ladera cercana sin infraestructura.

Se construyó un corredor de hábitat en forma de chimenea, de 60 m de longitud, con rocas y cantos rodados que conducía a dos túneles bajo la carretera, con lo que se restauró la continuidad del hábitat de talud rocoso a través de la zona urbanizada. Una cámara de censor remoto dentro del túnel fotografió a los animales que utilizaban el corredor de hábitat a las dos semanas de haberse construido el túnel. El monitoreo permanente reveló una diferencia estacional significativa en la dirección del desplazamiento de animales a través del túnel. En la estación siguiente a la construcción del corredor de hábitat rocoso, la dispersión de machos al final del período de reproducción aumentó mucho y la supervivencia de hembras al invierno aumentó a un nivel comparable con el de laderas intactas (Mansergh y Scotts 1989). El túnel ha tenido mucha visibilidad pública y se lo conoce familiarmente como el 'túnel del amor' (Steer 1987).

Recuadro 5-5 (cont)



Corredor y túnel en talud rocoso para el *Zarigüeya pigmea* de montaña en Australia



***Zarigüeya pigmea* de montaña
(Foto: I. Mansergh)**

Debe subrayarse que el uso exitoso de túneles y pasos subterráneos de parte de algunas especies no significa que las carreteras y autopistas puedan construirse a través de hábitats naturales con un impacto mínimo en la vida silvestre. Los sistemas viales tienen una serie de efectos nocivos directos e indirectos en las comunidades naturales (Harris y Gallagher 1989; Bennett 1991; Forman y Hersperger 1996) y hay que oponerse e impedir la futura división de áreas naturales.

Investigaciones experimentales de los valores de los enlaces

Los estudios experimentales ofrecen las bases más sólidas para someter a prueba hipótesis y confirmar relaciones causales en investigaciones científicas. Por tanto, la evidencia más convincente respecto a los beneficios de los enlaces para la conservación provendrá de experimentos de campo cuidadosamente diseñados. Nichols y Margules (1991) analizaron varios diseños para someter a prueba la hipótesis de que “la recolonización será mayor en remanentes que están conectados con áreas de origen por medio de corredores que en remanentes no conectados”. Un diseño adecuado para el estudio implicaría clarear un área continua de hábitat intacto para dejar una serie de remanentes de igual tamaño, la mitad de los cuales (asignados al azar) están aislados y la mitad eslabonados por medio de corredores de hábitat de igual longitud y anchura. Para cada uno de estos grupos de remanentes, la mitad se someterían a una extinción experimental de la especie blanco, en tanto que los remanentes restantes servirían de control (Gráf. 5-3a). Luego se monitorearía la

capacidad de la especie blanco para recolonizar remanentes en cada tratamiento. En un paisaje ya fragmentado, un diseño alternativo involucraría una serie de remanentes duplicados, la mitad de los cuales están conectados y la mitad aislados respecto a un hábitat grande en tierra firme (Gráf. 5-3b).

Si bien el diseño de estos experimentos puede parecer lógico, son enormes las dificultades prácticas que conlleva clarear hábitats naturales para crear remanentes y corredores de hábitats de tamaño adecuado, o ubicar remanentes adaptados para realizar dicho estudio en paisajes fragmentados. Después de analizar combinaciones de remanentes y de corredores de hábitat y las variaciones conjuntas relacionadas al tamaño del remanente y la longitud del corredor entre un mosaico de muchos centenares de remanentes en el cinturón de trigo del oeste de Australia, Nicholls y Margules (1991) llegaron a la conclusión de que no era posible encontrar sitios adecuados para realizar de manera apropiada el experimento. Es incluso menos probable que se pueda aplicar este método experimental para determinar el valor de amplios enlaces de paisaje que faciliten los desplazamientos de animales y la continuidad de conjuntos enteros a escala de paisaje. Esos eslabones importantes entre reservas o áreas naturales grandes suelen tener un tamaño de muestra de uno, y por consiguiente no se pueden analizar estadísticamente los beneficios de la conectividad (Beier y Loe 1992).

Algunos datos experimentales se han obtenido de un proyecto grande en el terreno sobre los efectos de clarear bosques lluviosos en el Amazonas brasileño (Lovejoy y cols. 1984; Bierregaard y cols. 1992). Incluyó un estudio de ‘seguidores de la hormiga-ejército’, agrupación de aves forestales que se alimentan obligatoriamente de insectos a los que altera la invasión de hormigas-ejército. Los seguidores de las hormigas-ejército son sensibles a la fragmentación y de inmediato desaparecieron cuando se aislaron fragmentos de 1 hectárea y 10 hectáreas (las colonias de hormigas-ejército suelen utilizar unas 30 hectáreas de bosque) (Bierregaard y cols. 1992). En una reserva de 100 hectáreas que quedó conectada por medio de un corredor fluvial, de 2 Km de longitud y 100-300 metros de anchura, la estructura de la comunidad de aves a nivel bajo no se diferenció en el primer año de la encontrada en parcelas de control en bosque continuo. Sin embargo, cuando se clareó una franja de 250 metros en el corredor (a 1.6 Km de distancia del fragmento) un año después, las tres especies de seguidores obligados de hormigas desaparecieron rápidamente de la reserva (Bierregaard y cols. 1992). Después de un año de regenerado el corredor, se informó que una de las especies estaba comenzando a recolonizar (Harper en Simberloff y Cox 1987).

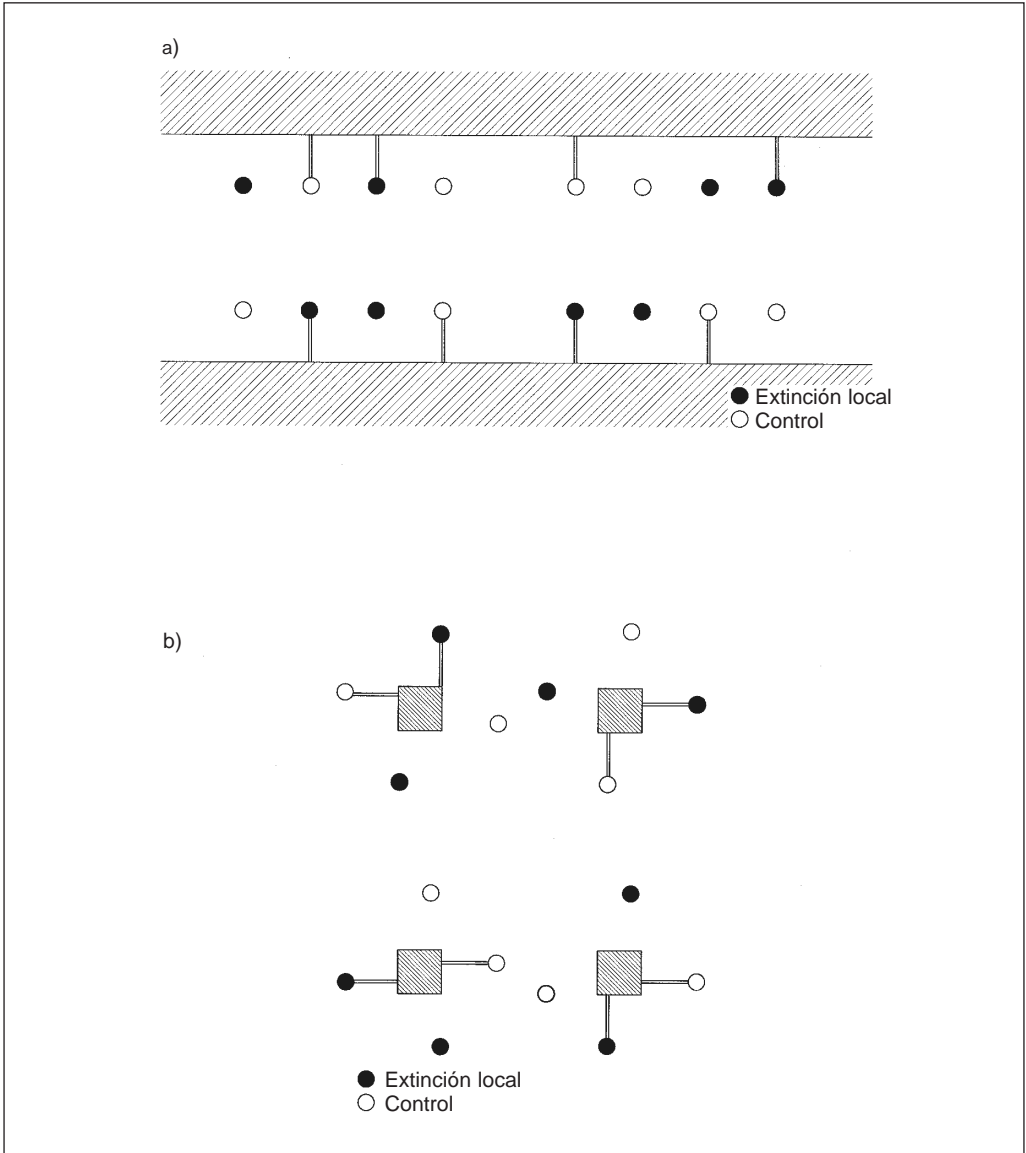
El monitoreo sistemático de aves de zona baja en los mismos fragmentos antes y después del aislamiento reveló una disminución muy grande tanto en abundancia como en riqueza de especies insectívoras después del aislamiento experimental (Stouffer y Bierregaard 1995a). En los años posteriores al aislamiento, el crecimiento de vegetación secundaria alrededor de los fragmentos proporcionó una cobertura y conectividad crecientes para las aves de zona baja, ayudándolas a desplazarse a través del mosaico alterado y a recolonizar fragmentos. Bandadas mixtas de 13 especies comunes se volvieron a formar en fragmentos de 10 hectáreas (pero no en los de 1 hectárea) a los 6-9 años después del aislamiento, pero los insectívoros terrestres no se han recolonizado (Stouffer y Bierregaard 1995a). En contraste con estas aves insectívoras que quedaron aisladas debido a un clareo de bosque de sólo 70-650 m, cambió poco la



Fig. 5-2 (a) Pasos subterráneos de carreteras, combinadas con cercas en el camino han reducido enormemente el número de ciervos muertos sobre la pista trans-Canadá en el Parque Nacional Banff, Canadá.



Fig 5-2 (b) Ciervo (Photo A. Bennett)



Graf. 5-3 Representación de un diseño ideal para someter a prueba la hipótesis de que ‘la recolonización será mayor en el caso de remanentes conectados a áreas de origen por medio de corredores que en el de áreas no conectadas’. (a) Diseño basado en la creación de un protocolo experimental de un solo hábitat grande. La parte central del hábitat ha sido clareada dejando una serie de remanentes conectados y no conectados de hábitat para manipulación experimental. (b) Diseño basado en un paisaje ya fragmentado en el que es posible ubicar una serie de hábitats remanentes que están enlazados o aislados respecto a un hábitat contiguo más grande. En ambos casos, los círculos cerrados representan hábitats remanentes de los que han sido llevados a la extinción los organismos bajo estudio y los círculos abiertos representan los controles. Rediseñado a partir de Nicholls y Margules (1991) con permiso, Surrey, Beatty & Sons, Publishers.

composición y abundancia de especies de colibríes nectarívoros (Stouffer y Bierregaard 1995b). La escala de desplazamiento que suelen realizar los colibríes, junto con su tolerancia de hábitats, les permitió desplazarse con libertad a través del mosaico de fragmentos, áreas al descubierto, crecimiento secundario joven y bosque intacto para seguir utilizando hábitats fragmentados.

Se ha aplicado un protocolo experimental con la creación de fragmentos tanto aislados como eslabonados en bosques boreales de Alberta, Canadá, en combinación con operaciones de recolección de madera (Schmiegelow y Hannan 1993; Machtans y cols. 1996). Se monitorearon las cantidades de aves de bosque en dos amortiguadores ribereños (de 100 metros de anchura) que enlazaban fragmentos forestales que quedaron después del corte, y en sitios de control equiparables dentro del bosque en general. También se efectuaron observaciones de desplazamientos de aves a través de franjas clareadas que aislaban a los fragmentos. Las tasas de desplazamiento de aves de bosque a través de franjas clareadas al descubierto eran significativamente menores que las tasas de captura en el bosque, indicando que a las aves de bosque las inhibió el hábitat al descubierto. Cuando se compararon las franjas de amortiguación con los bosques control, se vio que los corredores mejoraban los desplazamientos de crías jóvenes (probablemente aves que se dispersaban) y mantenían (pero no aumentaban) los desplazamientos de adultos (Machtans y cols. 1996). Se someterán a una prueba adicional estos corredores cuando se compare la composición de las comunidades de aves de bosque en segmentos de bosque enlazados con la de aislados.

Se han hecho varios intentos de diseñar conjuntos experimentales de parcelas de hábitat conectadas y aisladas para determinar el papel de los enlaces (La Polla y Barrett 1993; Lorenz y Barrett 1990). Se enlazaron pequeñas parcelas de hábitat de pastizal (20 m x 20 m) mediante corredores anchos de hábitat herboso, corredores angostos (1 metro) y sin corredores (brecha de 10 metros de hierba cortada) para examinar los efectos de la anchura y presencia de un corredor de hábitat en la dinámica poblacional y uso del terreno de recorrido del campañol de prado (La Polla y Barrett 1993). Los tratamientos con corredores de hábitat soportaron densidades significativamente más elevadas de campañoles que los controles, y una cantidad significativamente mayor de machos se dispersaron entre parcelas conectadas que entre parcelas sin corredores de hábitat. Sin embargo, todas las parcelas eran menores que el terreno de recorrido de un macho solo y se encontró que los individuos se habían desplazado por igual entre parcelas a través de tratamientos (3 metros. de terreno cultivado) que *dentro* de tratamientos.

También se han utilizado métodos experimentales para determinar la preferencia de animales por desplazamientos a través de corredores de hábitat de diferentes clases o calidad, basados en transubicar animales a situaciones diferentes y luego monitorear su desempeño (Merriam y Lanoue 1990; Ruefenacht y Knight 1995). El ratón pata blanca es un roedor pequeño común en el este de Ontario, Canadá. Prefiere vegetación boscosa pero se encuentra mucho en paisajes agrícolas, incluyendo setos boscosos y de arbustos, edificios en fincas y a veces en tierras de cultivo. Cuando se soltaron individuos residentes e individuos transubicados (para simular dispersores no familiarizados con el paisaje) en setos en Ontario, los animales de ambos grupos utilizaron para sus desplazamientos la vegetación de los setos más que los campos contiguos (Merriam y Lanoue 1990). Ambas clases de animales utilizaron significativamente más para desplazarse los setos con una estructura compleja de vegetación que los setos simples (sobre todo franjas estrechas herbosas). Esta preferencia era más marcada en el caso de animales transubicados que no estaban familiarizados con el ambiente, lo cual sugiere una preferencia conductual por hábitats que proveen refugio y protección durante los desplazamientos.

Evidencia en cuanto al valor de la conectividad a partir de modelos predictivos

Los modelos predictivos se han utilizado a menudo para describir el patrón de incidencia de especies de animales o la riqueza de agrupaciones de animales en hábitats remanentes.

Lo usual es que sean modelos de regresión múltiple que incluyen una o más variables, cada una de las cuales 'explica' una parte significativa del cambio en la variable respuesta. Incluir medidas de conectividad como longitud de hábitats lineales contiguos o de aislamiento, como la distancia hasta el hábitat mayor cercano o la cantidad total de hábitat dentro de un radio definido, como variables explicativas significativas en modelos de regresión, indican la importancia del patrón de paisaje en la distribución de las especies.

Si bien las relaciones que ponen al descubierto estos modelos no son necesariamente causales, sí ofrecen evidencia deductiva sólida acerca del valor de la conectividad del paisaje, sobre todo cuando se combina con ideas prácticas en cuanto a la biología de las especies correspondientes (Recuadros 5-7, 5-8 y 5-9). Por ejemplo, se realizaron estudios separados en el terreno acerca de la presencia de la ardilla roja en zonas boscosas en medio de áreas agrícolas en los Países Bajos (Verboom y van Apeldoorn 1990) y de la ardilla gris (Gráf. 5-4) en bosques en East Anglia rural, Inglaterra (Fitzgibbon 1993). Los modelos estadísticos de estos conjuntos

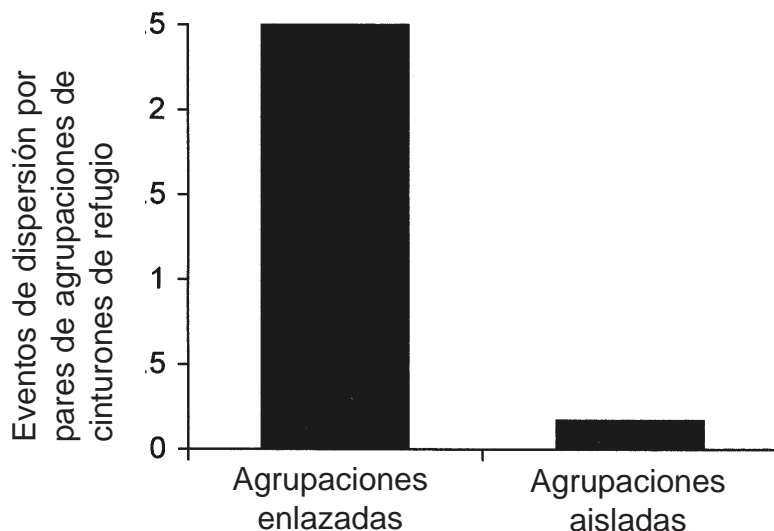
Recuadro 5-6 Dispersión de tordos norteamericanos entre cinturones de refugio en terrenos agrícolas en North Dakota, EE UU

Cinturones de refugio de árboles, plantados como protección contra el viento en fincas, los utilizan como sitios de reproducción aves que anidan en árboles en las llanuras al descubierto de North Dakota, EE UU. En un área de estudio de unas 8000 ha, Haas (1995) marcó uno por uno tordos norteamericanos, sinsontes café y alcaudones testarudos en fase de reproducción en cada una de las 16 agrupaciones de cinturones de refugio (1-7 cinturones de refugio por agrupación) en terrenos agrícolas. Los únicos hábitats con árboles en el área de estudio eran estrechas franjas de terreno boscoso nativo, 'trazos boscosos', a lo largo de lechos de riachuelos o zonas húmedas.

Los desplazamientos de las aves entre sitios de reproducción, tanto en un año dado como entre años, fueron casi siempre dentro del mismo cinturón de refugio o entre cinturones de refugio en la misma agrupación. Sin embargo, cada año se detectaron algunos desplazamientos más largos de dispersión para reproducirse. Estos involucraron a aves que se desplazaban de agrupaciones de cinturones de refugio para anidar en trazos boscosos o en otra agrupación (Haas 1995). Los desplazamientos entre agrupaciones eran más probables que se dieran entre las que estaban enlazadas con trazos boscosos que entre agrupaciones aisladas. Aunque no resultan indispensables para la dispersión, los trazos boscosos parecen operar como trampolines que incrementan de manera significativa el desplazamiento de aves a través del paisaje (Haas 1995). Estos resultados

Recuadro 5-6 (cont)

son especialmente interesantes por cuanto a los tordos norteamericanos se los considera como aves de terreno de recorrido al descubierto y se podría esperar que fueran mucho menos dependientes de eslabones de hábitat que las especies que dependen de bosques.



Comparación de la cantidad de eventos de dispersión por pares de agrupaciones de cinturones de refugio para los tordos norteamericanos: (a) entre agrupaciones enlazadas con trazos boscosos y (b) entre las no enlazadas. Datos de Haas (1995).

de datos predijeron independientemente para cada situación que era más probable que hubiera ardillas en los bosques que:

- Eran más grandes.
- Contenían especies adecuadas de árboles.
- Estaban cerca de un bosque más grande.
- Estaba rodeados de una elevada densidad de setos.

En el caso de mamíferos arbóreos, como ardillas, las zonas boscosas circundadas de extensiones de tierras agrícolas sin árboles son hábitats relativamente insulares. Los setos vivos, las cercas y las franjas y parcelas de zonas boscosas que atraviesan las tierras agrícolas intermedias ayudan mucho a los desplazamientos de ardillas a través del paisaje. Se lograron ideas adicionales de cómo utilizan las ardillas los setos vivos con estudios de radiotelemetría del terreno de recorrido y de desplazamientos de ardillas rojas individuales en zonas boscosas fragmentadas en Bélgica (Wautgers y cols. 1994). Los machos adultos utilizaron hileras de árboles y setos vivos como hábitat para alimentarse a modo de sendas para desplazarse entre partes de su terreno de recorrido, que con frecuencia abarcaba más de un

Recuadro 5-7 Zarigüeyas y canguros de árbol en remanentes de bosques lluviosos tropicales, norte de Queensland, Australia

Los marsupiales arbóreos en bosques lluviosos tropicales en Queensland, Australia, muestran una notable variación en cuanto a sensibilidad a la extinción a raíz de la fragmentación de hábitats de bosque lluvioso (Pahl y cols. 1988; Laurance 1990). Una especie, el lemuroide de cola anillada, estaba prácticamente ausente de remanentes; dos especies, la zarigüeya de cola anillada del Río Herbert y el canguro de árbol de Lumholtz, mostraron una respuesta negativa a la fragmentación en comparación con su presencia en sitios de control en extensos bosques lluviosos; y en cuanto a las dos especies restantes, la zarigüeya australiana y la comadreja de cola anillada, la frecuencia de la presencia en remanentes no difería de los sitios de control.

La sensibilidad de estos marsupiales a la extinción estaba correlacionada negativamente con su capacidad para utilizar reproducción secundaria y vegetación ribereña a lo largo de sistemas de cursos de agua que enlazaban a la mayoría de los remanentes de bosques lluviosos. Las especies más tolerantes de la fragmentación se encontraban a menudo en franjas ribereñas. A su vez, el lemuroide de cola anillada, que no se encontró en vegetación de repoblación a lo largo de cursos de agua, pudo al menos continuar en remanentes a pesar de ser común en extensos bosques lluviosos cercanos (Laurance 1990). Estos resultados son coherentes con la hipótesis de que la dispersión a lo largo de corredores de hábitat ribereño es importante para mantener poblaciones de algunas especies en bosques lluviosos aislados, al permitir que se complementen retazos de poblaciones o que se recolonizen si se produjera su extinción.

Esta hipótesis recibió más sustento con los análisis de una gama mayor de 16 mamíferos no voladores, incluyendo los marsupiales arbóreos, en la misma área de estudio en las Atherton Tablelands (Laurance 1991a). En general, la capacidad de la especie para utilizar la matriz de hábitats que circunda a fragmentos de bosque lluvioso (como bosque repoblado, franjas ribereñas, pastizales) era el mejor pronosticador de su sensibilidad a la fragmentación. Es probable que las especies capaces de utilizar los hábitats alterados en la matriz sean las más capaces de dispersarse a lo largo de enlaces entre remanentes y de reforzar a poblaciones aisladas. Estos resultados indican que tanto la conectividad estructural que proporcionan los corredores de hábitat ribereño como la tolerancia en comportamiento de animales respecto a dichos hábitats, son influencias clave en la situación de conservación de mamíferos en fragmentos de bosque lluvioso



La zarigüeya australiana, mamífero arbóreo relativamente tolerante de la fragmentación de bosques, se encontró con frecuencia en franjas de vegetación, junto a cursos de agua, que enlazaban fragmentos de bosque lluvioso (Foto: A. Bennett).

pequeño bosque. Las jóvenes utilizaban estos corredores de hábitat para dispersarse de un bosque a otro con el fin de establecer un nuevo terreno de recorrido.

Modelos de simulación y datos empíricos sobre valores de la conectividad

Los modelos de simulación por computadora son instrumentos útiles para estudiar el destino potencial de poblaciones de animales bajo una gama de circunstancias. La viabilidad de

Recuadro 5-8 Distribución del lirón en bosques antiguos en Bretaña

El lirón, pequeño mamífero (llega a pesar hasta 40 gramos) con exigencias especiales de hábitat, ha desaparecido en casi la mitad de su terreno de recorrido en Bretaña este siglo (Hurrell y McIntosh 1984). Un estudio de la distribución del lirón en 238 zonas boscosas en Herefordshire (Bright y cols. 1994) encontró que prefería zonas boscosas antiguas y escaseaba en zonas boscosas recientes. Las zonas boscosas antiguas son las de crecimiento vegetal natural o seminatural que se da en sitios que se cree que han sustentado zonas boscosas desde el 1600 dC. Los atributos ecológicos del lirón, tales como la baja densidad de población y una tasa baja y muy variable de reproducción, sugieren que es probable que sea vulnerable a la extinción de poblaciones locales, idea coherente con su escasez observada en pequeños bosques aislados (Bright y Morris 1990; Bright y cols. 1994).

El análisis de datos de estudios mostró que la presencia del lirón en zonas boscosas antiguas tenía una relación significativa con el tamaño del bosque, la cantidad de bosque antiguo circundante y la densidad de los bordes (sobre todo setos vivos) que salían del bosque. Así, el modelo predice que los lirones es más probable que se encuentren en grandes zonas boscosas antiguas que están enlazadas con zonas boscosas similares cercanas por medio de setos vivos. La inclusión de bordes de setos vivos como pronosticador significativo sugiere que la dispersión entre bosques a lo largo de redes de setos vivos es importante para la presencia local de poblaciones en zonas boscosas y que mejorar la dispersión es factor clave para el manejo y conservación de esta especie rara (Bright y Morris, 1990, 1991; Bright y cols. 1994).

Los lirones es poco probable que se dispersen a través de terrenos agrícolas donde no hay setos vivos. Estudios de radiotelemetría han mostrado que estas aves son sedentarias en zonas boscosas y su actividad es totalmente arbórea. Se desplazan a través de zona dosel del área boscosa y se desvían una y otra vez para evitar atravesar terrenos al descubierto para conseguirse alimentos y otros recursos (Bright y Morris 1991). El manejo de hábitat que se está realizando en áreas boscosas incluye ciertas medidas como desarrollar redes de avellanos como eslabones arbóreos para mejorar la conectividad y ayudar a la dispersión (Anon. 1993). También se planean reintroducciones de prueba para mejorar la situación de conservación de esta especie (Bright y cols. 1994)

poblaciones en parcelas de hábitat de tamaño variable, en diversas configuraciones espaciales y sistemas de parcelas, o con niveles y calidad variables de conectividad, puede modelarse (Fharig y Merriam 1985; Fahrig y Paloheimo 1988; Burkey 1989; Heneim y Merriam 1990; Soulé y Gilpin 1991; Verboom y cols. 1991; Beier 1993; Andersen y Mahato 1995; Lindenmayer y Lacy 1995; Lindenmayer y Possingham 1996). La fuerza de este método es su capacidad para simular con rapidez una gama de condiciones hipotéticas, para someter a prueba escenarios ‘¿qué pasaría si?’ y para identificar la sensibilidad potencial de especies respecto a parámetros diferentes.

También es importante estar conscientes de las limitaciones de este método. Los modelos de simulación dependen de manera crítica de los valores que se utilizan como insumos para los



Gráf. 5-4 En East Anglia, Bretaña, era más probable encontrar ardillas rojas en bosques grandes, con especies de árboles adecuados, cercanos a un bosque grande y rodeados de una alta densidad de setos vivos. (Foto: A. Bennett).

Recuadro 5-9 Ardillas listadas y setos vivos en Canadá oriental

La ardilla listada oriental es un animal común de zonas boscosas en el este de América del Norte. En Ontario, Canadá, las ardillas listadas ocupan segmentos boscosos en granjas pero rara vez se encuentran en cultivos o en terrenos herbosos. Las cercas de vegetación con troncos, algunas con grandes árboles maduros, proporcionan una red de hábitats que disminuye mucho el aislamiento de bosques dentro del mosaico de tierras de cultivo (Wegner y Merriam 1979; Henderson y cols. 1985). Las poblaciones en bosques en granjas varía en tamaño y es probable la pérdida ocasional de poblaciones locales en bosques pequeños durante el duro período invernal. A las 'extinciones' experimentales, inducidas mediante la eliminación de animales de dos bosques, les siguió una rápida recolonización por individuos que se desplazaron de cercas adyacentes y de bosques vecinos a través del sistema de setos vivos (Henderson y cols. 1985).

Estudios ulteriores en relación con la continuidad y calidad del hábitat de cercas mostraron que había una marcada variación en la forma en que se utilizaban las cercas (Bennett y cols. 1994). Las cercas herbosas que carecen de cubierta boscosa pocas veces se utilizaban, o nunca, pero, dentro de la red de cercas con troncos, se daban frecuentes desplazamientos de animales entre diferentes cercas, entre cercas y bosques y entre bosques. Algunos individuos eran transeúntes, al parecer utilizando las cercas para desplazamientos directos a través del paisaje. La continuidad de las cercas entre bosques (o sea, ausencia de brechas), junto con la estructura de las cercas, era pronosticadora significativa de la cantidad de transeúntes. Otros individuos eran residentes dentro de cercas y se sabía que se reproducían allá. La cantidad de ardillas listadas residentes era mayor en cercas anchas con estructura boscosa madura (Bennett y cols. 1994).

El sistema de cercas con troncos proporciona un elevado nivel de conectividad a las ardillas listadas a través de un ambiente de tierras agrícolas inhóspitas, de modo que funcionan como una sola población dinámica en vez de una cantidad de poblaciones aisladas, siendo cada una de ellas proclive a la extinción.



Una cerca de elevada calidad que utilizaban ardillas listadas orientales tanto residentes como transeúntes en zonas agrícolas cerca de Ottawa, Canadá. (Foto: A. Bennett).

parámetros del modelo, tales como tasas de natalidad y mortalidad específicas por edad, longevidad, efectos genéticos de la endogamia, niveles de dispersión interpoblación, y así sucesivamente (Lacy 1993; Lindenmayer y cols.1995). Es particularmente relevante en este contexto la simulación de dispersión entre subpoblaciones para determinar el valor de los corredores de hábitat, o de patrones de hábitat mosaico, para sustentar especies en ambientes parcelados. En general, se dispone de pocos datos cuantitativos sobre dispersión de animales, tales como la frecuencia y duración de los desplazamientos de dispersión y la supervivencia de individuos que se dispersan. En consecuencia, al utilizar modelos simulados para evaluar configuraciones espaciales de hábitats, deben estimarse (o suponerse) algunos de los parámetros clave en el modelo. Por ejemplo, las simulaciones computarizadas de la supervivencia potencial de dos especies de alta visibilidad dependientes de bosques, la zarigüeya de leadbeter en Australia (Lindenmayer y Possingham 1996) y la lechuza moteada en Norteamérica (Lamberson y cols. 1994; Andersen y Mahato 1995), en relación con la distribución espacial de parcelas adecuadas de hábitat, mostró en el caso de ambas especies que los resultados del modelo eran especialmente sensibles a los valores utilizados como parámetros que representaban la dispersión de animales a través del paisaje. En ambos casos, se ha identificado como de elevada prioridad la necesidad de datos cuantitativos de campo sobre dispersión.

Los estudios de simulación adquieren su máximo valor cuando los modelos computarizados

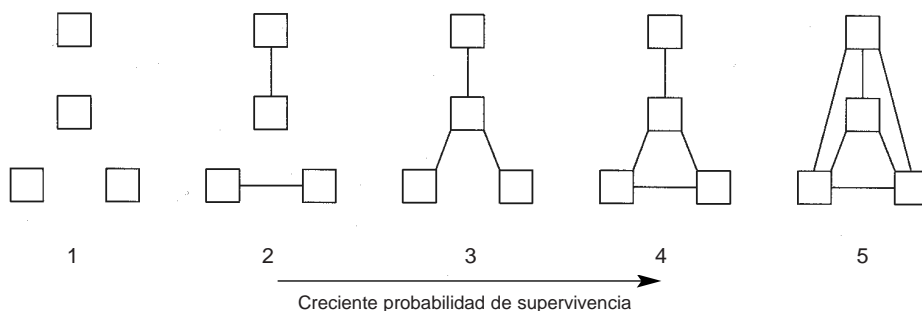
Recuadro 5-10 El ratón pata blanca en paisajes agrícolas de Ontario, Canadá

La dinámica espacial del ratón pata blanca se ha estudiado con profusión mediante modelos de simulación y estudios de campo en paisajes agrícolas de Ontario, Canadá (Wegner y Merriam 1979; Middleton y Merriam 1981; Merriam y Lanoue 1990; Fahrig y Merriam 1985; Merriam y cols. 1989). La mortalidad invernal de esa especie es elevada en esta región (80-90% de los individuos) y en consecuencia alguna vez poblaciones enteras en pequeños bosques desaparecen durante este duro período, o pueden comenzar la estación reproductiva en primavera con cantidades pequeñas. Se utilizó un modelo de simulación para examinar si la supervivencia de la población en parcelas boscosas tenía relación con el nivel de aislamiento o conectividad. El modelo predijo que las poblaciones en bosques aislados tendrían una menor tasa de crecimiento de la población en el verano que las que estaban en bosques conectados y, en consecuencia, tendrían una probabilidad más elevada de extinción local en el invierno.

Los datos recogidos en el terreno sustentan esta predicción. Las poblaciones en bosques conectados por cercas tienen unas tasas de crecimiento significativamente más elevadas que las aisladas en terrenos agrícolas, resultado que se atribuye a una mayor dispersión hacia poblaciones en parcelas conectadas (Fahrig y Merriam 1985). Otros estudios de campo demostraron cómo se produce la dispersión en esta especie. Luego de la eliminación experimental de la población en un pequeño bosque, ingresaron numerosos individuos en dispersión en la primavera y verano siguientes (Middleton y Merriam 1981). Los ratones pata blanca utilizan una gama de hábitats para desplazarse a través del paisaje, pero sin duda prefieren las cercas de troncos (Merriam y Lanoue 1990).

Recuadro 5-10 (cont)

En este ambiente, donde los crudos inviernos generan una elevada mortalidad, las poblaciones aisladas con tasas bajas de crecimiento y una población más pequeña que sobrevive al invierno es más probable que experimenten extinción local. El restablecimiento también será más lento en poblaciones aisladas que en las conectadas. Cuando se extrapola este patrón al paisaje a escala regional, la población que vive en un sistema de parcelas conectadas tiene una mayor probabilidad de subsistir regionalmente que las subpoblaciones en un conjunto de parcelas aisladas.



Configuraciones de metapoblaciones en cuatro parcelas de ratones pata blanca con diferentes niveles de conexiones interparcelas. Las configuraciones se presentan en orden de creciente probabilidad de supervivencia (izquierda a derecha) según lo predice el modelo de Fahrig y Merriam (1985). Rediseñado a partir de Merriam (1991) con permiso, Surrey Beatty & Sons, Publishers.

se pueden acompañar con estudios de campo, tanto para calibrar los parámetros del modelo como para poner a prueba o confirmar sus predicciones. Se presentan aquí dos ejemplos en los que se han utilizado juntos modelos de simulación y estudios de campo para evaluar la importancia de la conectividad para la conservación de especies. Esas investigaciones ilustran el empleo coordinado de modelos de simulación e investigaciones de campo en dos niveles espaciales: para un roedor pequeño de terrenos boscosos dentro de un paisaje agrícola (Recuadro 5-10) y para un carnívoro grande dentro de una región geográfica amplia (Recuadro 5-11).

Resumen

Hay muchos ejemplos documentados de animales que utilizan diversos tipos de enlaces como sendas para desplazamientos. Los desplazamientos diarios o regulares, los desplazamientos estacionarios y migratorios, los desplazamientos de dispersión y la expansión del terreno de recorrido, todos se pueden facilitar con eslabones de hábitats. Cuatro clases de estudios han revelado la gama de beneficios que pueden obtenerse de un aumento de la capacidad creciente de los animales para desplazarse a través de ambientes modificados. Los estudios del empleo de túneles y pasos subterráneos de parte de animales muestran que estas eslabones directos a través

de barreras locales disminuyen el nivel de mortalidad entre animales que se desplazan, permiten el acceso permanente a recursos de hábitat y pueden restaurar estructuras sociales alteradas. Los estudios experimentales que investigan las consecuencias de niveles diferentes de conectividad son difíciles de realizar. Los resultados limitados que se han obtenido brindan evidencia de que los enlaces mejoran el desplazamiento de animales a aislados ecológicos, con lo que se mejora la situación de poblaciones en hábitats aislados. Los modelos predictivos basados en el patrón de

Recuadro 5-11 Los pumas y los corredores de hábitats en un conector urbano-tierra silvestre, California, EE UU

Los pumas son una especie que preocupa mucho en Norteamérica porque han desaparecido de gran parte de su terreno de recorrido y como otros depredadores grandes, sus necesidades espaciales significan que tendrán dificultad de sobrevivir incluso en algunas de las mayores reservas (Beier 1993). Este taxon ha sido una especie en la que se han centrado muchos esfuerzos para conservar y promover enlaces entre grandes áreas naturales en los EE UU (Noss y Harris 1986; Harris y Gallagher 1989; Beier 1993).

Un modelo de simulación de la dinámica poblacional de los pumas en la cadena montañosa Santa Ana en California, junto con datos de campo sobre densidad de población, terrenos de recorrido y desplazamientos de dispersión, ha argumentado con fuerza en favor de mantener eslabones de hábitats como requerimiento para que la especie pueda tener un futuro a largo plazo en esta área urbana en expansión (Beier 1993, 1995). Las simulaciones computarizadas de poblaciones hipotéticas de pumas predijeron que sin inmigración se requería un área de unos 2200 Km.2 para garantizar un bajo riesgo de extinción por 100 años, dependiendo de los parámetros demográficos utilizados. La inmigración por década, de apenas 1 a 4 animales que se dispersan, incrementaría mucho la probabilidad de supervivencia de los pumas, incluso en áreas más pequeñas de 600 a 1600 Km.2.

Algunos estudios de campo sustentan este modelo (Beier 1993). Pusieron de relieve que la cadena montañosa Santa Ana de 2070 Km.2 tiene una población de unos 20 adultos que es demográficamente inestable (Beier 1993). Los pumas han desaparecido recientemente en las contiguas San Joaquin Hills (75 Km.2 cuando quedaron aislados debido a la urbanización y es probable que se extingan en las Chino Hills, un área de 150 Km.2, si los planes urbanísticos bloquean un corredor crítico de hábitat a través del cual los pumas van y vienen de la Cadena Santa Ana (Beier 1993, 1995). La continua urbanización de la región podría disminuir el hábitat total a unos 1114 Km.2 de áreas protegidas, con lo que aumentaría la presión sobre la población regional. La única fuente potencial de inmigrantes a la población de Santa Ana es a través de un enlace desde la cadena Palomar hacia el sur, pero ya se ha visto sometida a graves amenazas debido a alteraciones y urbanización.

La radiotelemetría de los desplazamientos de adultos y de subadultos que se dispersan ha demostrado con claridad que los pumas utilizan corredores de hábitats para desplazarse

entre grandes tramos de hábitat (Beier 1995). Los desplazamientos de machos a través de un corredor deteriorado de 1.5 Km. ha sustentado la población por lo demás aislada de Chino Hills al permitir la reproducción continuada con sus hembras residentes. Los animales jóvenes que se dispersan también encuentran y utilizan corredores de hábitat. Los nueve subadultos que se monitorearon, se desplazaron mucho durante la dispersión: cinco de los nueve encontraron y utilizaron con éxito corredores de hábitat y siete recorrieron hasta las puntas de penínsulas de hábitat de hasta 7 Km. de longitud (Beier 1995).

Dado que se requiere una gran área de unos 2000 Km.2 para sustentar una población incluso pequeña de ésta especie, y el creciente aislamiento y subdivisión de tales tramos, la permanencia futura de este gran depredador y otras especies que requieren de semejante área dependerá de su capacidad de mantener una conectividad real entre una serie de fragmentos de hábitat, cada uno de los cuales por sí solo es insuficiente. Hay abundante evidencia de que los pumas pueden encontrar corredores de hábitat y que los utilizarán para desplazarse entre fragmentos de hábitat. Hay estudios de campo que han demostrado que pueden identificarse las rutas naturales para desplazarse, como canales en cursos de agua, líneas montañosas y caminos no interrumpidos de modo que se pueden proteger para dicho fin (Beier 1995). Los pumas en esta región toleran niveles moderados de perturbación dentro de tales enlaces y hay evidencia de que se pueden manejar cruces eficaces, incluso en autopistas concurridas para mantener la conectividad para esta especie, por ejemplo con pasos subterráneos tipo puente en ríos, combinados con vallas al borde de carreteras.

presencia de especies animales en ambientes parcelados indican que los hábitats con elevada conectividad son más probables de ser ocupados que los que están aislados. Así, las especies capaces de utilizar enlaces tienen una mayor capacidad para subsistir en hábitats fragmentados. El empleo de modelos computarizadas de simulación aunados a datos de campo para ciertas especies proporcionaron evidencia de que la conectividad del paisaje es un factor que influye en determinar el riesgo de extinción para poblaciones pequeñas y por lo demás aisladas. En general, estos estudios infieren de manera consistente que elevados niveles de conectividad de hábitat van asociados con una mayor presencia y continuidad de poblaciones en hábitats aislados.

6 LOS ENLACES COMO ELEMENTOS ECOLÓGICOS EN EL PAISAJE

Desde la perspectiva de conservación, el interés predominante por los enlaces se ha centrado en su papel como sendas para el desplazamiento de animales y plantas a través de ambientes inhóspitos. Poco se ha pensado en su papel ecológico más amplio en el paisaje y en otros beneficios para la conservación que pueden proporcionar además de la mejora de la conectividad. Forman (1991) mencionó seis grandes categorías de temas de política pública que resuelven las redes de enlaces en el paisaje: diversidad biológica, recursos acuíferos, agricultura y productos de madera, recreo, comunidad y cohesión cultural y cambio climático (Cuadro 6-1). La gama de funciones que estas categorías abarcan sugiere que centrarse sólo en los desplazamientos de animales limita nuestra valoración de los beneficios potenciales que pueden proporcionar las redes de enlaces. Ya sea bajo la forma de corredores de hábitat, parcelas trampolín o mosaicos de hábitats, todos los enlaces forman parte del paisaje y contribuyen a su estructura y función. Para ilustrar el papel más amplio de estos eslabones en el paisaje, este capítulo repasa valores ecológicos de cinco clases comunes de enlaces: eslabones de paisaje, vegetación ribereña, setos vivos y cercas, vegetación a orillas de caminos y enlaces forestales.

En las secciones que siguen se presta especial atención al valor de los enlaces como *hábitat* para plantas y animales. Al proporcionar un hábitat adicional para especies que viven en ambientes modificados, los enlaces contribuyen en forma directa a la conservación de la biodiversidad. Pueden incrementar de manera sustancial la cantidad total de hábitat adecuado y, en algunos casos, proporcionar la mayoría del hábitat remanente para la vida silvestre (Feinsinger 1994) (Gráf. 6-1). Los eslabones de hábitat también pueden ser refugios importantes para especies raras y amenazadas, sobre todo en paisajes donde la vegetación natural casi ha sido totalmente eliminada, o donde los enlaces son los últimos remanentes de tipos de vegetación que han sido clareados en forma selectiva (Cuadro 6-2) (McDowell y cols. 1991).

La información acerca del patrón de presencia de especies de animales en hábitats enlace también proporciona evidencia deductiva de su valor en cuanto a mantener la conectividad a través del paisaje. Si se puede demostrar que una especie que depende de hábitats naturales está presente dentro de enlaces con una frecuencia mayor que en el paisaje circundante alterado (donde quizá ni siquiera se encuentre), entonces es razonable inferir que estos enlaces incrementan su capacidad para desplazarse y para dar continuidad a la población a través del paisaje. Hay muchos ejemplos de éstos sobre especies que están presentes en enlaces, pero rara vez en tierras circundantes (Recuadro 6-1, y secciones siguientes). En la mayor parte de los casos, sin embargo, no se dispone de datos acerca de desplazamientos reales de individuos o de flujo de genes entre poblaciones conectadas de este modo.

Cuadro 6-1 Ejemplos de elementos en seis esferas de política pública (según Forman 1991) que se ven influidos de manera significativa con varias clases de enlaces y redes de enlaces.

Esfera de política pública Enlaces	Enlaces de paisaje	Vegetación riberaña	Setos vivos & cercas	Vegetación junto a caminos	Enlaces de bosques
1. Diversidad biológica					
• Hábitat para poblaciones de plantas y animales	+	+	+	+	+
• Refugio para poblaciones en ambientes difíciles	+	+			+
• Conservación de especies raras	+	+		+	+
• Desplazamiento para especies de terreno amplio de recorrido	+	+	+	+	+
• Dispersión entre poblaciones aisladas	+	+	+	+	+
• Mantenimiento de procesos ecológicos	+	+	+	+	+
2. Recursos acuíferos					
• Patrones de drenaje de superficie	+	+	+	+	+
• Acceso a agua subterránea	+	+	+	+	
• Mitigación y control de inundaciones	+	+			
• Sedimentación y capacidad de retención de presas y embalses			+		+
• Calidad y temperatura del agua		+			+

Esfera de política pública Enlaces	Enlaces de paisaje	Vegetación riberaña	Setos vivos & cercas	Vegetación junto a caminos	Enlaces de bosques
• Niveles de nutrientes y eutroficación		+			+
3. Agricultura y producción de madera					
• Erosión de suelos por viento y agua	+	+	+	+	
• Protección contra viento para cultivos, pastos y ganado			+	+	
• Niveles y condición de agua subterránea	+	+		+	
• Producción de madera	+	+			+
• Leña	+	+	+	+	+
• Frutas, bayas y otros productos naturales	+		+		+
4. Recreación y estética					
• Observación de la vida silvestre	+	+	+	+	
• Caza y pesca	+	+			
• Montañismo, acampar y uso recreativo	+	+			
• Estética de paisaje	+	+	+	+	+
5. Comunidad y cohesión cultural					
• Identidad cultural de paisajes rurales y suburbanos	+	+	+	+	
• Nexos con uso histórico de la tierra		+	+		

Esfera de política pública Enlaces	Enlaces de paisaje	Vegetación riberaña	Setos vivos & cercas	Vegetación junto a caminos	Enlaces de bosques
• Límites de propiedad		+	+		
• Privacidad				+	
6. Cambio climático					
• Senda para redistribución de poblaciones	+	+			+
• Hábitat para especies con capacidad limitada de dispersión	+	+			



Gráf. 6-1 Vista aérea de un paisaje rural cerca de Euroa, Victoria, Australia. Aquí, casi todo el terreno boscoso de eucaliptos no clareado para dedicarlo a la agricultura se encuentra en franjas lineales a lo largo de caminos (líneas rectas) y sistemas de arroyos. Esta red eslabonada proporciona un hábitat importante para al menos tres especies amenazadas de vertebrados. (Foto: A. Bennett).aciones

Enlaces en paisajes

Los enlaces en paisajes incluyen una amplia gama de hábitats que proporcionan eslabones importantes a través del ambiente a escala de paisaje o regional. Suelen ser áreas importantes de hábitat cuyas dimensiones se miden en kilómetros y se conectan a través de distancias que van desde kilómetros a decenas de kilómetros o más. Algunos ejemplos son tramos anchos de hábitat natural entre reservas de conservación, sistemas de ríos importantes y vegetación ribereña relacionada, tramos de bosques o mosaicos de bosques diseñados para minimizar los impactos de la tala en bosques bajo manejo, y hábitats que proporcionan alimento y refugio a especies a lo largo de sendas de migración.

Cuadro 6-2 Presencia de especies raras en hábitats lineales, según lo ilustra la distribución de poblaciones conocidas de especies raras y amenazadas de plantas en diferentes categorías de tierras en la región Wheatbelt en Australia Occidental.

Las reservas en caminos y líneas férreas en esta región son hábitats lineales que suelen sustentar vegetación autóctona remanente. Datos de Hobbs y cols. 1993.

Categoría de tierra	Cantidad de poblaciones conocidas
Reserva natural	79
Reserva junto a caminos (Condado)	130
Reserva junto a caminos (Departamento de Caminos Principales)	5
Reserva en línea férrea	8
Tierra privada	53
Tierra cimera desocupada	30
Reserva acuífera	20
Reserva de recreo	3
Otras reservas	7
Concesión para pastoreo	1
Desconocido	12
Total de poblaciones	348
Porcentaje de reservas lineales	41%

En el Capítulo 9 se ofrecen una serie de ejemplos de eslabones de paisaje entre reservas, en situación de manejo de bosques, y para la conservación de grandes mamíferos.

Los enlaces de paisaje con frecuencia abarcan grandes áreas de tierra, de modo que además de su papel en cuanto a mejorar la conectividad a escalas amplias, tienen gran valor en sí mismos como hábitat para plantas y animales. En muchas situaciones sustentan comunidades enteras de plantas y animales, incluyendo los característicos de hábitats ‘del interior’ (Recuadro 6-2, ver también Capítulo 9). De hecho, cuando funcionan con más eficacia como enlaces es cuando permiten la continuidad de comunidades de plantas y animales a lo largo de toda su extensión.

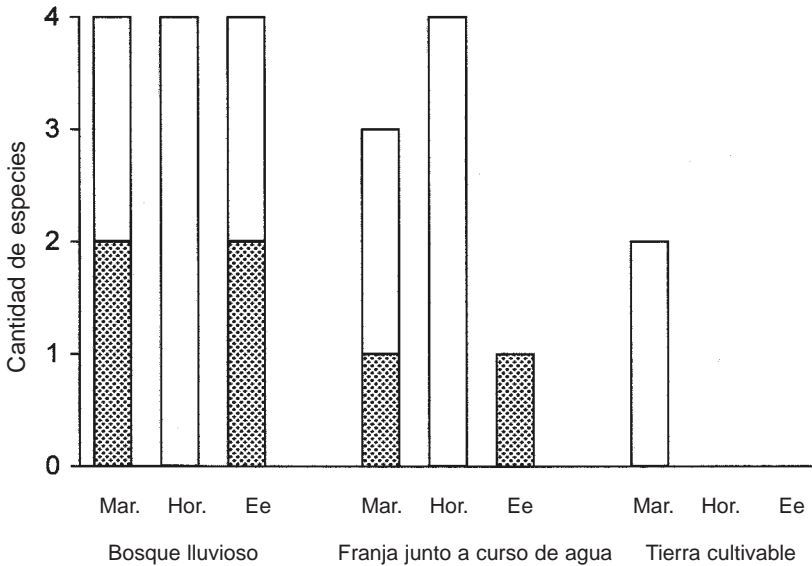
Recuadro 6-1 Insectos de bosque lluvioso que viven en franjas junto a cursos de agua en el norte de Queensland, Australia.

En la región Atherton del norte de Queensland, Australia, franjas de vegetación de bosque lluvioso a lo largo de cursos de agua sirven como corredores de hábitat entre fragmentos de bosque lluvioso aislado por tierras de cultivo. Para investigar el valor potencial de conservación de estos eslabones junto a cursos de agua para mejorar la conectividad para invertebrados, se compararon las especies presentes en diferentes hábitats dentro del paisaje. Se realizaron estudios de hormigas, escarabajos estercoleros y mariposas en sitios comparables en vegetación abundante de bosque lluvioso, en bordes de bosque lluvioso, en franjas remanentes de bosque lluvioso a lo largo de cursos de agua y en tierras agrícolas (Hill 1995).

El análisis de los datos recogidos se limitó a las cuatro especies en cada grupo taxonómico que eran más abundantes en sitios al interior de bosques lluviosos. Las cuatro especies más abundantes de hormigas en el interior del bosque tropical, tres de mariposas y una de la especie de escarabajo estercolero se encontraron en franjas de bosque lluvioso junto a cursos de agua. Además, para dos de las especies registradas en los corredores ribereños de hábitat, una mariposa y un escarabajo estercolero, se demostró claramente que eran especies de ‘interior’ de bosque lluvioso que eran significativamente más abundantes en el interior que en los bordes de un extenso hábitat de bosque lluvioso (Hill 1995). Con la excepción de dos especies de mariposas, que se registraron como poco abundantes, estos ejemplos de invertebrados abundantes en bosque lluvioso no se encontraron en la tierra cultivable circundante, en su mayoría dedicada al cultivo de caña de azúcar.

Estos resultados ofrecen evidencia de que los corredores de hábitats, a orillas de cursos de agua, de vegetación de bosque lluvioso en esta área tienen el potencial de facilitar la dispersión y mantener la conectividad a través de un ambiente en gran parte inhóspito para una amplia gama de insectos de bosque lluvioso, incluyendo algunos que dependen de hábitats de interior de bosque lluvioso.

Recuadro 6-1 (cont)



Presencia en bosque lluvioso, corredores junto a cursos de agua y tierra cultivable de cuatro especies de mariposas, hormigas y escarabajos estercoleros que eran los más abundantes en cada grupo taxonómico en sitios en el interior de bosques lluviosos en el norte de Queensland, Australia. La porción sombreada representa especies que muestran una marcada preferencia por hábitats al ‘interior’ de bosques lluviosos. Los datos son de Hill (1995).

Estos eslabones pueden ser ellos mismos reservas de conservación, o estar incorporados a reservas. En Malawi, por ejemplo, se extendió el parque nacional Liwonde en la forma de un eslabón ancho de paisaje, de aproximadamente 6 Km. de ancho y 10 Km. de largo, para conectar el parque con la Reserva Forestal Mangochi (Bhima 1993). El eslabón tiene como fin permitir el libre desplazamiento del elefante africano entre las dos reservas. También proporciona hábitat adicional (7000 hectáreas) para muchas otras especies de vida silvestre, incluyendo grandes mamíferos como el antílope negro, el antílope jeroglífico, el gran kudú, el jabalí verrugoso, el león y el leopardo (R. Bhima, com. pers. 1995), y consolida una sola área protegida de casi 100.000 hectáreas.

Recuadro 6-2 El corredor La Selva-Braulio Carrillo, Costa Rica

La compra de tierra por un consorcio de agencias de conservación (incluyendo The Nature Conservancy, EE UU, el Servicio de Parques Nacionales de Costa Rica, la Fundación de Parques Nacionales de Costa Rica, la Organización de Estudios Tropicales y el Fondo Mundial para la Naturaleza) proporcionó protección inicial a un amplio eslabón de paisaje entre dos importantes reservas en Costa Rica. La Zona de Protección La Selva (como se la conocía en un principio) es una franja amplia de bosque tropical, entre 3 y 6 Km. de ancho, que se extiende por unos 18 Km. a lo largo de una gradiente de altura desde la Estación Biológica La Selva a una altura baja (30 metros) hasta la altura medio-alta del Parque Nacional Braulio Carrillo (2900 metros en su punto más alto) (Pringle y cols. 1984). Más adelante este eslabón de paisaje se incorporó dentro del parque nacional.

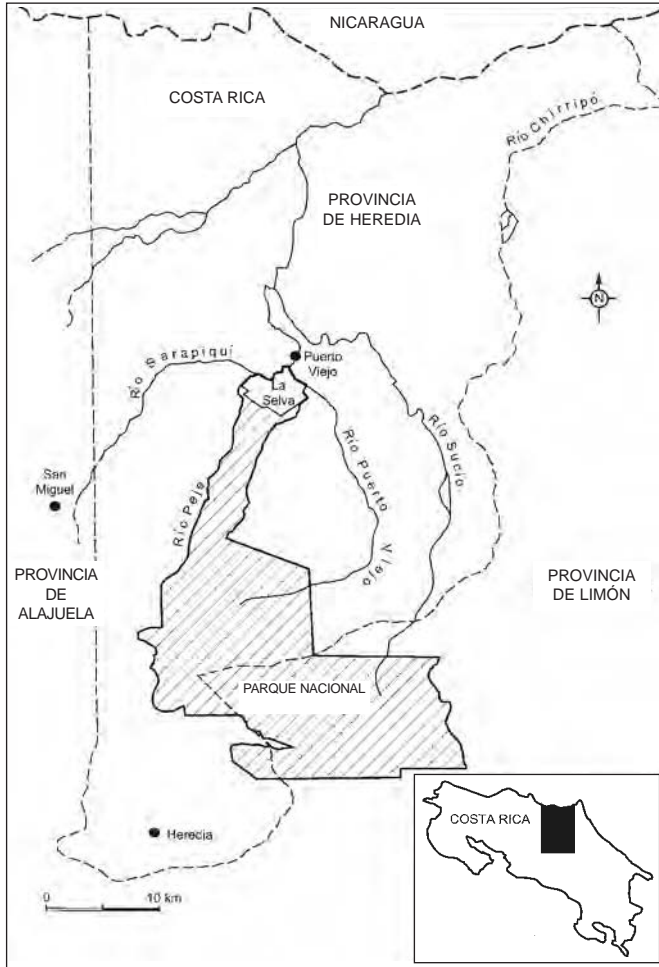
La Estación biológica la Selva, un área de 1336 hectáreas de bosque húmedo en la zona baja del Atlántico, es una reserva rica en especies que se utilizaba para investigación científica y turismo científico. La protección del eslabón de paisaje significa que La Selva mantendrá continuidad de hábitat con el Parque Nacional Braulio Carrillo, una gran área protegida de 44.000 hectáreas. Alrededor del 73% del eslabón es bosque primario y el resto bosque secundario o repoblación secundaria joven, pastizales y cultivos (Pringle y cols. 1984). Casi todas las vertientes de dos ríos, el Peje y el Guácimo, están dentro del corredor y de la reserva forestal contigua. Las gargantas de los ríos se han visto poco afectadas por la deforestación, con lo que han mantenido una conexión continua de bosque primario a pesar de ciertos clareos para pastizales y cultivos.

La protección de bosque intacto a lo largo de una gradiente elevada que va de 36 a 2900 metros, mantiene la oportunidad para la migración de altura de muchas especies de animales. Por lo menos 75 especies de aves dentro de la región La Selva-Braulio Carrillo se sabe que son emigrantes que se desplazan a alturas considerables entre hábitats de reproducción y de no-reproducción (Loiselle y Blake 1992). Especies como el tucán esmeralda, el pájaro sombrilla de cuello pelado, el ermitaño verde, el pájaro campana tres barbas y la tangara de garganta plateada utilizan el eslabón de hábitat durante su migración estacional entre bosques de altitud media y bosques de tierras bajas (Pringle y cols. 1984). Como estos emigrantes pasan varios meses en las tierras bajas, el clareo de bosques amenazaría su supervivencia.

El eslabón de paisaje protege más de 7000 hectáreas de hábitat de bosque tropical que sustenta una gran diversidad de flora y fauna. Hay cuatro 'zonas vitales' bien definidas y se estima que contienen 650 especies de árboles y 450 especies de aves. Una expedición biológica en 1983 registró numerosas especies raras de plantas (incluyendo especies nuevas), aves, reptiles, mamíferos y mariposas (Pringle y cols. 1984). La creación de un área protegida ampliada también sustenta poblaciones mayores de animales y mejora su viabilidad a largo plazo. Si la Estación Biológica La Selva estuviera aislada por pastizales (todavía prosigue un extenso clareo de bosque tropical) se podrían eventualmente perder más de 90 especies de aves dependientes del bosque

Recuadro 6-2 (cont)

interior primario (Stiles en Pringle y cols. 1984). El área protegida ampliada también es importante para depredadores. Los pumas forman parte de más de 100 especies de mamíferos depredadores, aves y serpientes conocidas en la Reserva Biológica La Selva que se alimentan en gran parte, o por completo, de vertebrados (Pringle y cols. 1984).



El eslabón de paisaje entre la Estación Biológica La Selva y el parque Nacional Braulio Carrillo en Costa Rica. Rediseñado a partir de Timm y cols. (1989) con permiso de United States Fish and Wildlife Service.

Los principales sistemas fluviales y la vegetación asociada con ellos tienen gran valor como enlaces de hábitat a través de paisajes y regiones. En Australia Occidental, como parte de una revisión de reservas naturales en la región costera meridional, se identificaron cuatro sistemas fluviales como de valor especialmente alto para la conservación y se recomendó que se protegieran como 'reservas para corredores' (Watson 1991). Estos corredores de hábitats ribereños van desde unos 25 Km. de longitud hasta más de 70Km, y la vegetación natural relacionada varía en anchura varios kilómetros. Los cuatro enlazan reservas importantes de conservación. La vegetación a lo largo del río Fitzgerald, por ejemplo, enlaza el Parque Nacional Río Fitzgerald, una importante reserva (320.000 hectáreas) de una riqueza y endemismo botánicos destacados, con la Reserva Natural Lago Magenta en el interior (107.600 hectáreas) (Watson 1991). En el noroeste semiárido de Victoria, el río Murray y su vegetación ribereña asociada y bosques en llanuras anegadizas funcionan como un importante enlace biogeográfico. Muchas especies de animales, como la zarigüeya pigmea, el perico elegante, el pájaro mielero cara azul y la rana de árbol Perón, están casi totalmente limitadas a los hábitats ribereños méxicos (Land Conservation Council 1987). Ha sido claramente la senda a lo largo de la cual han extendido y mantenido su terreno de recorrido en el ambiente semiárido.

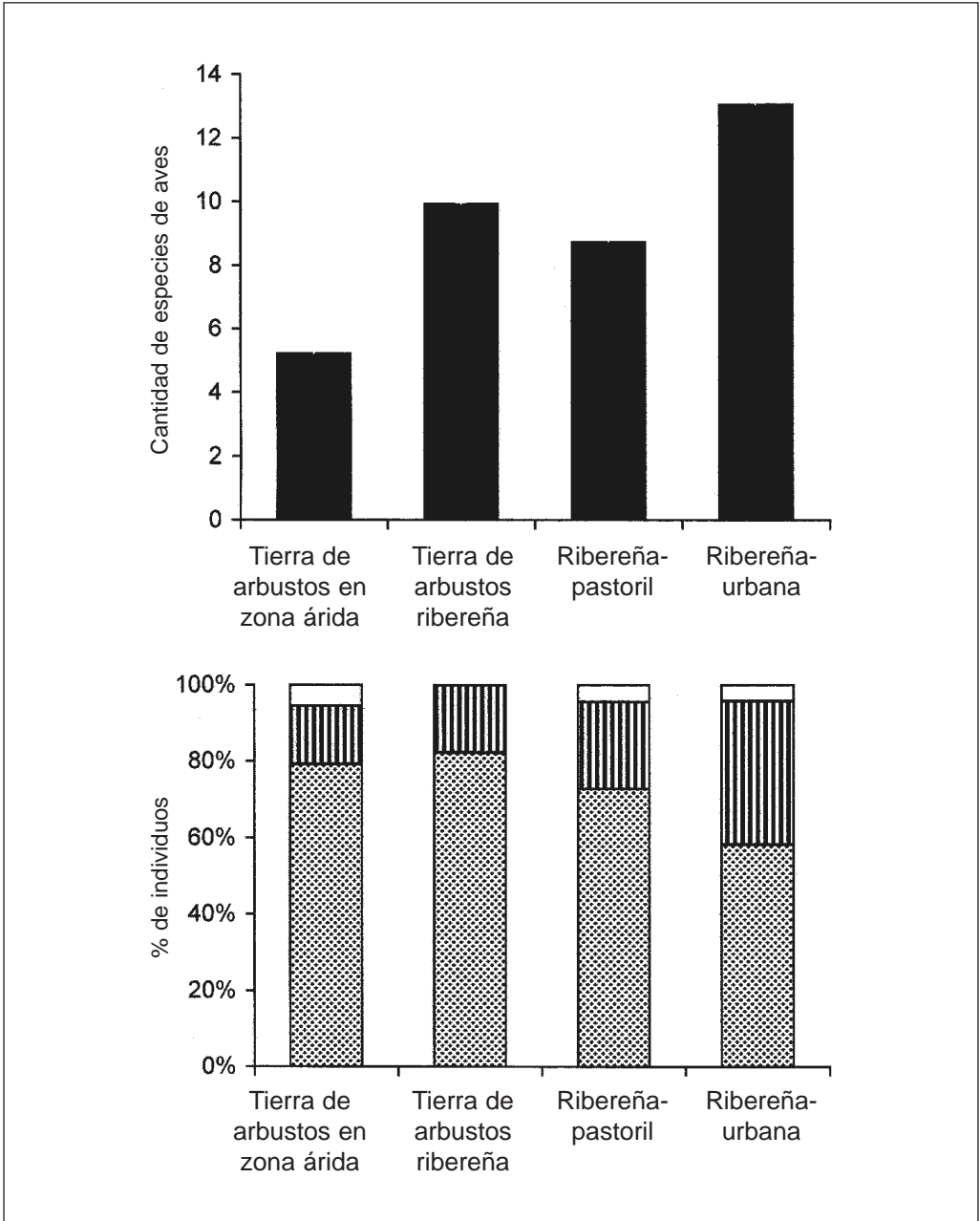
Muchos tramos de hábitat que en la actualidad desempeñan el papel de enlaces de paisaje, mejorando la conectividad del ambiente natural y de procesos ecológicos a través de amplias áreas, no se los reconoce necesariamente como tales. Se presta en la actualidad mayor atención a identificar tales áreas y a reconocer su importancia como parte de un método estratégico respecto a la conservación a escala regional. Hay diferentes métodos en cuanto a su manejo. Algunos enlaces de éstos se manejan primordialmente para la conservación (Recuadro 6-2); en tanto que otros se manejan sobre la base de que las personas del lugar saben seguir cosechando recursos naturales a un nivel de intensidad que no comprometerá la función del enlace (ver ejemplos en los Recuadros 7-4 y 8-5).

Vegetación ribereña

La vegetación ribereña a lo largo de cursos de agua constituye un sistema jerárquico de hábitats lineales naturales a través del paisaje, desde líneas intermitentes de drenaje hasta ríos importantes. El ambiente méxico a orillas de los cursos de agua sustenta una zona de vegetación que suele ser estructural y florísticamente distinta de los hábitats contiguos con los que se entrecruza. La vegetación ribereña en general se reconoce con facilidad y se trazan mapas de la misma (a partir de fotografías aéreas, por ejemplo), incluso dentro de hábitats naturales contiguos, y es especialmente distinta de sus alrededores en ambientes semiáridos o áridos y en paisajes urbanizados.

Hábitat para la vida silvestre

La vegetación ribereña es bien conocida como un hábitat rico para la fauna (Gráf. 6-2) (Stauffer y Best 1980; Emmerich y Vohs 1982; Harris 1984, 1988c; Redford y de Fonseca 1986; Decamps y cols. 1987; Coles y cols. 1989; Doyle 1990; Strong y Bock 1990; Dunham 1994; Bentley y Catterall 1997; sin embargo, véase Murray y Stauffer 1995). Varios factores están asociados con esta riqueza.



Gráf. 6-2 Presencia de especies de aves en invierno en hábitats ribereños cerca de Brisbane, Queensland, Australia. (a) Comparación de la media de riqueza en especies entre sitios en tierras de arbustos en zona seca, tierras de arbustos ribereñas, franjas ribereñas remanentes en áreas pastoriles y franjas ribereñas remanentes en áreas urbanas. (b) Porcentaje medio de individuos en cada sitio que son especies de bosque (punteado), generalistas (líneas verticales) y especies en terrenos clareados (sin sombreado). Datos de Bentley y Catterall (1997).

- La vegetación ribereña se encuentra en el entrecruce de ambientes acuáticos y terrestres donde la diversidad local de hábitats suele ser elevada. Los hábitats al borde de cursos de agua, los hábitats en llanuras anegadizas, canales de cursos antiguos de agua y patrones de sucesión de vegetación asociada con niveles fluctuantes de agua y lagunas aisladas, todo ello enriquece la diversidad del hábitat y la gama de oportunidades para la fauna. También puede haber un ecotono propio entre la vegetación ribereña y la vegetación adyacente en tierras más altas, con lo que se incrementa la diversidad del hábitat local.
- Uno al lado del otro, los ambientes acuáticos y terrestres son importantes para especies que requieren de ambos para su ciclo vital; por ejemplo, los anfibios, como ranas y salamandras, e insectos acuáticos, como las libélulas y moscas efímeras. El entrecruce entre zonas acuáticas y terrestres también lo prefieren las aves de tierras húmedas, como la garza, el airón y el martín pescador, que buscan alimento en ambientes acuáticos pero se resguardan en vegetación terrestre.
- Los ecosistemas ribereños con frecuencia sustentan especies adaptadas a hábitats a orillas de cursos de agua, y que rara vez se encuentran en hábitats contiguos. Se puede tratar de especies que prefieren la franja de vegetación florística y estructuralmente peculiar, como las aves de bosque asociadas con ambientes méxicos (Murray y Stauffer 1995). A su vez, hay especies que utilizan hábitats especializados a lo largo de cursos de agua, como el myotis meridional, murciélago insectívoro que incursiona sobre la superficie del agua y rara vez se encuentra lejos de cursos de agua (Lumsden y Menkhorst 1995).
- Los fértiles suelos de aluvión y una mayor cantidad de disponibilidad estacional de humedad en zonas ribereñas contribuyen a una productividad mayor y más continua que en hábitats contiguos. Esta productividad se puede expresar en una serie de formas. Una diversidad estructural y un volumen de vegetación mayores que en hábitats adyacentes pueden proporcionar una gama mayor de nichos donde buscar alimentos y de microhábitats para animales (una mayor cantidad de capas de vegetación, por ejemplo), y de ahí que se logre una mayor diversidad de especies. En ambientes estacionalmente más secos, la disponibilidad de agua puede prolongar la estación de crecimiento y por ende la abundancia, la confiabilidad y la duración de los suministros de alimento para las poblaciones. Se ha sugerido que la mayor productividad y estabilidad en las zonas ribereñas puede hacer posible que estos hábitats funcionen como poblaciones ‘fuente’ desde las que los individuos se dispersan a áreas circundantes (Doyle 1990).

Aunque lineales y limitados en cuanto a extensión total, los hábitats ribereños pueden producir un efecto importante en la diversidad biológica regional (Recuadro 6-3). En regiones secas, el ambiente productor de humedad a lo largo de sistemas de cursos de agua desempeña un papel determinante en la ecología regional. Los hábitats ribereños y de llanuras anegadizas asociados sustentan una gama de especies que no pueden sobrevivir en hábitats contiguos secos, y también sirven como ambiente o refugio estacional durante condiciones extremas para la fauna de hábitats contiguos. Las zonas boscosas de aluvión a lo largo del río Zambezi en

Zimbabue, por ejemplo, sustentan densidades más elevadas de herbívoros grandes (como el antílope de agua, el gran kudú, el elan, la cebra, el impala y el búfalo) durante la estación seca que en la estación húmeda (Dunham 1994), con densidades especialmente elevadas de algunas especies (el impala y la cebra) durante sequías. En Arizona, EE UU, zonas boscosas ribereñas abarcan menos del 0.5% del área terrestre, pero sustentan una rica variedad y abundancia de aves (Strong y Bock 1990; Szaro 1991). Hábitats con prevalencia de álamos en Virginia mostraron poseer la mayor riqueza de aves. De hecho, se ha reportado que la vegetación ribereña con predominio de álamos de Virginia en el suroeste (incluyendo Arizona) tiene la mayor densidad de aves que se reproducen en Norteamérica, y que la destrucción de dichos hábitats amenazados podría conducir a la pérdida del 47% de las especies de aves reproductoras en la región (Johnson y cols. 1977 en Strong y Bock 1990).

En todo el mundo, la vegetación ribereña subsiste a menudo como hábitats lineales remanentes o como corredores de hábitat en ambientes gravemente alterados como terrenos agrícolas, áreas urbanas y entre plantaciones de especies exóticas de árboles (Emmerick y Vohs 1982; Brooker 1983; Faanes 1984; Balát 1985; Fowler y Howe 1987; Recher y cols. 1987; Coles y cols. 1989; Rushton y cols. 1994). Franjas junto a cursos de agua contribuyen mucho y de manera valiosa a mantener especies autóctonas en esos paisajes alterados, aunque de ordinario es más probable que subsistan generalistas de hábitats que especialistas de hábitats o especies raras. La presencia de pájaros cantores en zonas boscosas ribereñas, o vegetación de 'arroyo' en México brindan un ejemplo pertinente (Warkenin y cols. 1995). En la región de Chiapas al este de México, se conservan franjas de árboles y arbustos, o de vegetación regenerada, casi siempre entre 5 y 25 metros de anchura, a lo largo de muchos cursos de agua en medio de tierras agrícolas clareadas para que pascen el ganado. Los censos de aves en la vegetación de arroyo revelaron una elevada diversidad y abundancia, sobre todo de emigrantes neárticos (cerca del 25% de especies y del 40% de individuos). Sin embargo, en comparación con el extenso bosque cercano, las especies residentes en la avifauna de arroyo eran sobre todo generalistas y especies de bordes de bosque, con sólo una pequeña cantidad de especialistas de bosque (Warkentin y cols. 1995). La vegetación de arroyo no sustenta una avifauna prístina, pero desempeña un papel valioso por cuanto sustenta una amplia gama de especies a través del mosaico de tierras agrícolas. Si no la hubiera, la fauna disminuiría mucho.

Regulación hidrológica y calidad del agua

La vegetación a orillas de cursos de agua desempeña otros papeles ecológicos importantes en el paisaje. Es el punto de encuentro entre ecosistemas acuáticos y terrestres y contribuye a la función y dinámica de ambos. Es importante, por cuanto forma una zona de amortiguación para el curso de agua y es intermediaria del intercambio de agua, nutrientes, sedimentos y energía entre los dos ecosistemas. Todas las interacciones entre los ambientes acuático y terrestre involucran de alguna forma a la vegetación a orillas de los cursos de agua. A continuación se describen una serie de funciones de la vegetación a orillas de cursos de agua en cuanto a regulación hidrológica y a mantenimiento de la calidad de agua y de la integridad del curso de agua (Forman y Godron 1986; Binford y Buchenau 1993; Ward y Stanford 1995).

Recuadro 6-3 Bosques galería y la diversidad de mamíferos no voladores en el cerrado brasileño

‘Cerrado’ es el nombre que se le da en Brasil a la segunda formación mayor de vegetación, un área de más de 1.4 millones de Km.2 (aproximadamente el 25% del país), compuesta principalmente de bosques secos, zarzales, sabanas y pastizales. Aunque la precipitación anual promedio es relativamente elevada (más de 1000 mm por año), hay una fuerte estación seca y la vegetación está primordialmente adaptada a condiciones secas. Discurren por el cerrado franjas angostas de bosques galería de hoja perenne a lo largo de cursos de agua. De sólo unos pocos centenares de metros de anchura, ocupan menos de una décima parte del área, pero constituyen un sistema lineal característico de zona boscosa húmeda y de hábitat forestal a través del paisaje (Redford 1985; Redford y de Fonseca 1986).

Los bosques galería son la clave para la diversidad y composición de la fauna mamífera del cerrado. Sólo el 14% de los 65 géneros (100 especies) de mamíferos no voladores que se conocen en el cerrado no están relacionados con los bosques galería; el 80% restante son residentes obligados o utilizadores oportunistas del hábitat lineal méxico (Redford y de Fonseca 1986). En general, la mayoría de la fauna en la formación vegetativa del cerrado también se encuentra en las regiones forestales más mésicas del Atlántico y del Amazonas. Los bosques galería incrementan la diversidad de la fauna mamífera en el cerrado de dos maneras: al servir como sistema de corredores de hábitat méxico que permiten que los mamíferos que viven en bosques (como la zarigüeya lanosa, la martilla, y los monos aulladores) amplíen su terreno de recorrido hacia la región del cerrado; y al proporcionar alimento, agua y refugio a especies no limitadas a bosques (como los lobos melencos, los armadillos de nueve franjas y los venados tezamates rojos) (Redford y de Fonseca 1986). La protección de estos enlaces naturales es clave para mantener la diversidad de la flora y de la fauna de esta vasta región. En principio, los bosques galería están protegidos con leyes debido a su importante papel en conservar nacientes de agua, controlar la erosión y funcionar como áreas de amortiguación (Felfili 1997). Sin embargo, con frecuencia los aclaran para introducir cultivos de subsistencia, horticultura y ganadería. La protección contra incendios, a menudo provocados por las personas, es especialmente importante (Redford 1985). Los incendios son una característica natural de la vegetación seca del cerrado, pero cuando son demasiado frecuentes e intensos poco a poco invaden y destruyen los bosques húmedos de galería.

Regulación hidrológica

El patrón de precipitaciones y el clima son los que principalmente determinan la cantidad y el ritmo de los flujos de agua, pero la vegetación a orillas de corrientes modifica estos procesos de varias maneras.

- La vegetación frena y dirige las corrientes hacia cursos de agua e incrementa la tasa en que se infiltra agua al suelo. La basura y el suelo asociados con la vegetación ribereña

actúan como una esponja que retiene agua, que luego se va liberando despacio, con lo que se incrementa la estabilidad del suministro de agua hacia la corriente.

- Los bosques en llanuras anegadizas y humedales ribereños contiguos a cursos de agua mitigan los niveles de inundación mediante el almacenamiento de agua de inundaciones. La difusión lateral de aguas de inundaciones frena el desplazamiento del agua y expone un área mayor de suelo a la infiltración y liberación subsiguiente. La vegetación (arbustos, árboles, troncos) también frena físicamente el desplazamiento de agua de inundación.
- La vegetación en la zona ribereña transpira agua hacia la atmósfera. En zonas templadas esto puede ejercer poca influencia en el flujo de agua en cursos de agua, pero en ambientes áridos la transpiración puede influir mucho en la cantidad y duración del flujo de la corriente.

La escala de estos impactos hidrológicos está directamente relacionada con la cantidad de vegetación y, por tanto, con la anchura de la franja ribereña. Las franjas anchas con vegetación tienen una influencia mayor en cuanto a regulación (Cuadro 6-3) (Binford y Buchenau 1993).

Cuadro 6-3 Atributos de la vegetación ribereña que mejoran la protección de la calidad del agua

Franja continua de vegetación con pocos vacíos

Anchura creciente de vegetación a orillas de corrientes

Pendiente suave de la ribera junto a la corriente

Vegetación de la capa baja y cubierta de basuras densas

Sistemas extensos de raíces que fijan el suelo de las riberas de la corriente

Filtro para sedimentos y nutrientes

Las entradas excesivas de sedimentos y nutrientes de tierras circundantes es una de las amenazas principales a la integridad de los sistemas acuáticos. Los sedimentos, como la arcilla, la arena y el cieno, pueden cubrir lechos pedregosos y ripiosos de corrientes, con lo que se destruyen las áreas de cría para peces y hábitats acuáticos para invertebrados. Los sedimentos vuelven más turbia el agua y cambian las características del flujo de corrientes al depositar bancos de arena. La pérdida de capacidad de almacenamiento en diques y grandes presas como resultado de la sedimentación tienen una gran importancia económica (McNeely 1987).

El derrame excesivo de nutrientes, en especial nitrógeno y fósforo, debido a fertilizantes y a desechos humanos y animales produce el enriquecimiento artificial (eutroficación) de cuerpos de agua: esto produce cambios en las comunidades acuáticas de plantas y animales y disminuye la calidad del agua. Causa problemas de salud a los humanos y a animales domésticos. El derrame de pesticidas, insecticidas y herbicidas por su empleo en tierras contiguas tiene unos efectos contaminantes todavía más graves en ecosistemas acuáticos. Las franjas de vegetación junto a corrientes capturan y filtran sedimentos y nutrientes antes de que lleguen a la corriente, con lo que se limitan sus impactos negativos. La eficacia de la filtración de la vegetación ribereña es mayor en pendientes suaves, vegetación ancha a orillas de la corriente y cuando una alta densidad de vegetación y basura cubre el nivel del suelo (Binford y Buchenau 1993).

Estabiliza riberas y lechos de corrientes

La erosión en riberas y la escorrentía del canal son fuentes importantes de erosión y sedimentación cuando dicho canal es inestable. La vegetación a orillas de la corriente desempeña un papel importante en estabilizar los canales de la corriente. Los sistemas de raíces amarran y sostienen el suelo a lo largo de riberas de corrientes, en tanto que la hojarasca, los troncos y la basura disminuyen la velocidad y alteran los patrones de flujo.

Regula la temperatura del agua

Una temperatura más alta del agua disminuye el nivel de oxígeno disuelto, que a su vez disminuye la tasa de descomposición de material orgánico y la capacidad de sustentar organismos acuáticos (Binford y Buchenau 1993). La vegetación ribereña regula el agua frente a cambios en la temperatura al dar sombra a la superficie de la corriente, en especial en meses de verano. El efecto de la sombra es mayor en corrientes superficiales con un escaso volumen de agua en los que la radiación solar produce los cambios mayores en la temperatura del agua.

Hábitats acuáticos y productividad

La vegetación junto a corrientes con árboles y ramas que caen, sistemas de raíces y vegetación colgante contribuyen a la diversidad de hábitats estructurales y regímenes de flujo (pozas, rizos, cascadas) en corrientes. A su vez, estos proporcionan una gama más amplia de microhábitats que sustentan una mayor diversidad de peces y de otros organismos acuáticos. La vegetación junto a corrientes también es una fuente importante de energía para ecosistemas acuáticos. La vegetación herbácea se consume con rapidez una vez que cae en las corrientes, en tanto que los troncos y leños son una fuente duradera de nutrientes para lechos acuáticos de alimento.

Conservar y proteger la vegetación junto a corrientes no es una solución universal para los problemas de deterioro de las corrientes. Tiene poca influencia en las fuentes puntuales de contaminación, como tuberías con emanaciones, alcantarillas y drenajes. Sin embargo, sí desempeña un papel importante en el mantenimiento de un ecosistema acuático sano. La vegetación a lo largo de

corrientes de orden bajo es probable que proporcione los beneficios ambientales y de regulación mayores debido a que constituyen la proporción mayor de la longitud de corrientes y la longitud mayor de la influencia mutua entre ambientes acuáticos y terrestres (Binford y Buchenau 1993; Forman 1995).

Setos vivos y cercas

Los setos vivos y las cercas forman parte de un grupo variado de hábitats lineales de vegetación que se encuentran en ambientes rurales en todo el mundo. Son muy diversos en cuanto a origen, composición floral y estructura, pero tienen algunos rasgos comunes (Forman y Baudry 1984; Burel 1996):

- Son de carácter lineal y de ordinario forman redes rectilíneas de hábitat.
- A menudo proporcionan enlaces entre hábitats naturales y seminaturales que subsisten en ambientes rurales.
- Están estrechamente relacionados con terrenos agrícolas y su composición y estructura están muy influidos por el manejo pasado y presente de los terrenos agrícolas.
- Su presencia, dimensiones y composición vegetativa no son estables, sino que cambian a lo largo del tiempo en respuesta a usos prevalentes de la tierra y al manejo de la tierra circundante.

Los setos vivos son franjas lineales de arbustos, pequeños árboles y a veces árboles grandes, que han plantado los humanos a lo largo de los límites de campos (Gráf. 6-3). Son muy frecuentes en Bretaña, Francia y otros países europeos y hay una larga historia cultural de setos vivos como límites de terrenos agrícolas y barrera para el desplazamiento de ganado entre campos (Pollard y cols. 1974; Forman y Baudry 1984; Dowdeswell 1987; Burel 1996). En muchos setos vivos predomina una sola especie o una pequeña cantidad de especies de plantas troncosas, aunque yerbas y especies herbáceas de la capa a nivel del suelo y estructuras relacionadas (como zanjas y orillas elevadas) se agregan a la



Gráf. 6-3 Una red de setos vivos y zonas boscosas en una paisaje rural en Surrey, Gran Bretaña (Foto: C. Silveira)

diversidad floral. En muchas regiones hay extensas redes de setos vivos en medio de tierras agrícolas, formando eslabones entre bosques y arbolados que se han conservado dentro del ambiente rural.¹²⁵

Los setos vivos son característicos de territorios agrícolas en el este de los EE UU y sur de Canadá, donde también forman redes extensas entre terrenos agrícolas y entre parcelas boscosas. En general, los setos vivos no se han plantado a propósito sino que son franjas estrechas (comúnmente de menos de 10 metros) que se han desarrollado con la regeneración y dispersión de plantas en una franja olvidada de tierra entre campos. La vegetación de los setos vivos va desde un predominio de yerbas y césped, hasta líneas angostas de arbustos, a franjas amplias con árboles maduros de zona boscosa (ver Recuadro 5-9). Las especies de plantas con troncos en setos vivos son primordialmente aquellas con semillas que el viento o los animales han dispersado, pero los setos vivos más anchos pueden sustentar especies características del interior de zonas boscosas (Forman y Godron 1986; Fritz y Merriam 1994).

Los cinturones refugio, las protecciones contra el viento, las hileras de árboles y las plantaciones son otros tantos términos para franjas lineales de vegetación, por lo general árboles, que los humanos han plantado a propósito para varios fines, que incluyen: protección contra el viento, disminución de la erosión del suelo, fuente de madera, hábitat de vida silvestre y cualidades estéticas (Forman y Baudry 1984; Bird y cols. 1992). Su estructura y composición varían mucho. Pueden abarcar una monocultura de una sola especie no autóctona de árbol o una mezcla de árboles y arbustos autóctonos que imitan la vegetación natural.

Hábitat para la vida silvestre

La ecología de los setos vivos se ha estudiado mucho, sobre todo en Gran Bretaña y Francia (Forman y Baudry 1984; Burel 1989, 1996; Burel y Baudry 1990), y son bien conocidos como hábitat para la vida silvestre en ambientes rurales (Lewis 1969; Pollard y Relton 1970; Eldridge 1971; Pollard y cols. 1974; Osborne 1984; Rands 1986; Lack 1988). La continuidad y abundancia de muchos animales tradicionalmente presentes en paisajes agrícolas europeos depende de la disponibilidad de setos vivos que proporcionen refugio, sitios para reproducirse, protección y hábitat para buscar alimento. Casi todos los mamíferos británicos utilizan setos vivos en diversos momentos: algunos mamíferos pequeños dependen de hábitats de setos vivos para seguir estando presentes en zonas agrícolas (campañol de ribera), otros (como los ratones de árbol y los campañoles de campo) también se encuentran en campos de cultivo, y los depredadores incursionan y se desplazan a lo largo de setos vivos (Harris y Woollard 1990).

Se ha prestado mucha atención a la utilización de setos vivos como hábitat para aves, en especial en Gran Bretaña (Arnold 1983; Osborne 1984; Lack 1988; Green y cols. 1994; Parish y cols. 1994, 1995), y esto ha generado ideas en cuanto a su valor para la vida silvestre.

- La presencia de setos vivos incrementa de manera significativa la diversidad de aves, sobre todo especies de zonas boscosas, en terrenos agrícolas. Sitios con setos, zanjas o arbolados lineales tienen más especies que áreas comparables de tierra de cultivo.
- La presencia y riqueza de especies de aves están relacionadas con las dimensiones y estructura de los setos vivos. Las especies responden a aspectos diferentes de la estructura de los setos, pero en general los setos vivos ricos en aves son lo altos y anchos, que tienen muchos árboles y muchas especies de árboles, madera muerta y una estructura variada.

- Los hábitats asociados con setos vivos a lo largo de bordes de campos, como zanjas y márgenes anchos con yerba, también mejoran la franja general límite para las aves.
- Las intersecciones de setos las prefieren muchas aves para reproducirse en comparación con secciones rectilíneas, probablemente debido a que se dispone de un área mayor de hábitat dentro de una distancia concreta.
- La utilización de la tierra que circunda a los setos es un factor que influye en su uso como hábitat. Hay una mayor riqueza de especies en setos vivos donde hay pastizales permanentes a ambos lados, en comparación con los que tienen tierras arables contiguas.

Las redes de setos vivos en Norteamérica también las usan una amplia gama de especies de animales y desempeñan un papel en el mantenimiento de la vida silvestre, aunque mayormente son especies comunes, dentro del mosaico de tierras agrícolas (Petrides 1942; Dambach 1945; Wegner y Merriam 1979; Best 1983; Asher y Thomas 1985; Shalaway 1985; Henderson y cols. 1985). Los mamíferos terrestres pequeños, como las musarañas, los campañoles y las ardillas listadas viven dentro de vegetación adecuada de setos vivos, en tanto que los mamíferos de tamaño intermedio como el zorrillo listado, la marmota, la zorra roja y el mapache utilizan los setos vivos para buscar comida, refugio y desplazamientos. Los setos vivos los utilizan como hábitat para reproducirse las aves de bordes de bosques y de tierras agrícolas, pero muchas especies los utilizan para abrigo, refugio temporal o hábitat para buscar alimento. Por ejemplo, en el Estado de Nueva York, EE UU, se registraron 93 especies en setos vivos (Petrides 1942), en tanto que en Iowa, EE UU, se reportaron 62 especies que utilizaban los setos vivos de diversas formas (Best 1983).

El establecimiento de plantaciones y cinturones de protección y la regeneración de setos vivos de malezas en terrenos agrícolas lo defendieron los primeros gestores de vida silvestre en Norteamérica como estrategia para incrementar la vida silvestre, en especial especies de animales de caza, en áreas rurales (Davison 1941; Dambach 1945). Estudios recientes han documentado la diversidad de vida silvestre que utiliza dichos hábitats plantados (Martin 1980; Emeich y Vohs 1982; Yahner 1983a,b; Schroeder y cols. 1992). Por ejemplo, durante dos estaciones de cría en el sur de Minnesota, EE UU, se observaron 87 especies de aves en cinturones de refugio lineales (Yahner 1983a). Para maximizar su valor para la avifauna, se recomendó que los cinturones de refugio fueran de tamaño grande, por lo menos de ocho hileras de ancho, tuvieran diversas especies de árboles y de arbustos, no se podaran ni cultivaran y que se conservaran los árboles muertos como sitios para anidar y buscar alimento.

Los setos vivos, las cercas y las plantaciones es probable que raras veces sustenten por sí mismos poblaciones sostenibles de especies raras o amenazadas de animales, pero cuando forman redes junto con hábitats naturales remanentes, desempeñan un papel significativo en sustentar una amplia gama de especies de vida silvestre y en mejorar la biodiversidad dentro de ambientes rurales. En consecuencia, el descenso y pérdida de estas redes relacionados con una utilización modificada de la tierra rural, sobre todo el incremento en la mecanización y una tendencia hacia terrenos de dimensiones mayores, son motivo de gran preocupación (Conyers 1986; Barr y cols. 1986; Burel 1996). En Gran Bretaña, un total de 28.000 Km. de setos vivos se eliminó en un período de seis años entre 1978 y 1984, mientras que se establecieron sólo 3500 Km. de nuevos setos (Barr y cols. 1986).

Otras funciones ecológicas

Estudios recientes de la ecología de los setos vivos y de las cercas han enfatizado su contexto dentro del paisaje y su relación con otros componentes debido al flujo de viento, de agua, de los

nutrientes, de la energía y de la biota (Forman y Baudry 1984; Burel y Baudry 1990; Fritz y Merriam 1993; Burel 1996). Se cayó por completo en la cuenta de la importancia de una perspectiva de paisaje cuando se clareó una extensa red de setos vivos desde los años 40 hasta los 60 como parte de la racionalización de los límites de las tierras agrícolas, esto condujo a vastos problemas ecológicos: erosión de suelos, inundaciones, daños debido a los vientos y enfermedades de los cultivos (Baudry y Burel 1984). El reconocimiento de estos problemas condujo a uno de los primeros estudios multidisciplinarios importantes de la ecología de los setos vivos (INRA 1976).

Al influir en las condiciones microclimáticas, los setos vivos, las cercas y las plantaciones de árboles, ejercen una importante influencia transformadora en el ambiente rural (Forman y Baudry 1984; Forman y Godron 1986; Bird y cols. 1992; Forman 1995). En relación con áreas al descubierto, la velocidad del viento y la evaporación disminuyen a sotavento de la barrera, en tanto que las temperaturas de día, la humedad del suelo y la humedad atmosférica se incrementan. El sombreado se da en una franja estrecha cerca de la vegetación. La evaporación disminuye a sotavento para distancias de hasta 16 veces la altura de la vegetación, en tanto que en relación con la velocidad del viento, el efecto se extiende a unas 28 veces la altura. Las menores velocidades del viento disminuyen el potencial de la erosión del suelo debida a los vientos en las tierras agrícolas contiguas. Los setos vivos y las cercas también retienen la nieve y otras partículas que el aire acarrea, como polvo y aerosoles: con el tiempo, se presenta en el seto vivo una mayor deposición o formación de terraplenes.

Las redes de setos vivos y cercas retienen y reducen la velocidad de los caudales superficiales y el flujo subterráneo de agua a través de tierras agrícolas, y con ello disminuye la erosión del suelo. Los sistemas profundos de raíces ayudan a la infiltración del agua a capas más profundas de terreno, en tanto que la transpiración activa del follaje de árboles y arbustos bombea humedad desde la base hacia la atmósfera. Las zanjas y riberas asociadas con muchos setos vivos incrementan más su capacidad de influir en el desplazamiento del agua.

Las interacciones ecológicas con ambientes circundantes también se dan por medio del intercambio de biota, que puede tener efectos tanto positivos como negativos. En Europa, se está prestando atención al papel de los márgenes y setos vivos de campos como refugios para invertebrados depredadores 'beneficiosos', como escarabajos y arañas, que se alimentan de insectos originados por la agricultura (Thomas y cols. 1991; Dennis y cols. 1994).

De estas y otras formas, los setos vivos, las cercas y las plantaciones tienen impactos ecológicos que se extienden a través de grandes áreas, mucho más allá del ambiente inmediato de la vegetación lineal. Estas propiedades se pueden manipular para obtener beneficios ecológicos y agrícolas en ambientes rurales mediante una ubicación, orientación y espaciamiento cuidadosos de la vegetación, y del manejo de la vegetación (Bird y cols. 1992; Forman 1995).

Vegetación a orillas de caminos

Los sistemas de caminos y carreteras son corredores de transporte que los humanos imponen al ambiente para que las personas y sus bienes y materiales puedan desplazarse.

La longitud de los sistemas viales y el área que ocupan en todo el mundo son inmensas. En tierra firme de Gran Bretaña, por ejemplo, las reservas para caminos y carreteras se estimó que ocupaban 212.000 hectáreas o el 9% del área terrestre (Way 1977), en tanto que en EE UU los 6.3 millones de Km. de carreteras ocupan por lo menos 8.1 millones de hectáreas (Adams y Geis 1983). Sin duda, son uno de los sistemas mayores y más extensos que funcionan como hábitats lineales en la Tierra. La vasta estructura de la red de sistemas viales, su penetrante distribución por muchos ambientes diferentes, y la gran área que ocupan, apuntan a un efecto ecológico significativo. Existe mucha preocupación acerca de los efectos nocivos de los sistemas viales, sobre todo su papel como barreras ecológicas, como fuente de mortalidad para la vida silvestre y como fuente de perturbación para hábitats contiguos y para el paisaje más amplio (Bennett 1991; Forman y Hersperger 1996). Sin embargo, la extensión de los sistemas viales y su elevado nivel de conectividad estructural sugieren que pueden aportar ventajas a especies que pueden utilizar los hábitats asociados a orillas de caminos. La vegetación junto a caminos, la franja de vegetación entre la superficie de la carretera y el límite de la reserva vial, es el punto central de este análisis.

La clase y calidad de hábitats a orillas de caminos varían mucho, tanto dentro de un país como entre países. En Australia, por ejemplo, los sistemas viales son peculiares por cuanto muchos bordes de caminos sustentan franjas de vegetación natural remanente como bosques de eucalipto y zonas boscosas, terrenos de arbustos y praderas (Walling 1985; Arnold y cols. 1987; Bennet 1988, Hibberd y Soutberg 1991; Hussey 1991). En regiones rurales del sur de Australia, la vegetación junto a caminos contribuye sustancialmente al hábitat natural en el paisaje, y es importante para la conservación de algunas especies de plantas (Cuadro 6-2). En el área de Kellerberrin al oeste de Australia, por ejemplo, 380 Km. (63%) de los 602 Km. de carreteras en el distrito tienen franjas de vegetación nativa de una anchura entre 2 y 30 Km. a cada lado de la carretera (Arnold y cols. 1991), y juntos abarcan casi el 10% de la vegetación autóctona remanente en el distrito. En otros distritos del oeste de Australia, se retuvieron a propósito franjas de vegetación autóctona de hasta 200 m de ancho, contiguo a carreteras, para preservar áreas para la conservación de flores silvestres (Hussey 1991). Una carretera, de Wubin a Mullewa, tiene una franja ininterrumpida de vegetación autóctona de entre 5 y 30 m de anchura y que se extiende por 222 Km. y conecta pequeñas reservas de vegetación a intervalos de 15 Km. (Keals y Majer 1991). Por otro lado, en muchos países de Europa, Norteamérica y Asia, la vegetación a orillas de caminos es principalmente de césped y hierbas, que se manejan para mantener una cubierta baja de yerbas o arbustos (Niering y Goodwin 1974; Way 1977; Laursen 1981; Parr y Way 1988).

Las aves suelen ser las especies más conspicuas de vida silvestre a orillas de caminos y por consiguiente, hay numerosos informes de todo el mundo acerca de aves que utilizan vegetación junto a caminos como hábitat: la India (Dhindsa y cols. 1988), EE UU (Oetting y Cassell 1971; Clark y Karr 1979; Ferris 1979; Warner 1992; Camp y Best 1993); el Reino Unido (Way 1977); Dinamarca (Laursen 1981); Países Bajos (Reijnen y Foppen 1994); Checoslovaquia (Havlin 1987); y Australia (Newbey y Newbey 1989; Middleton 1980; Arnold y Weeldenburg 1990; Leach y Recher 1993).

Estudios detallados del uso de vegetación a orillas de caminos de parte de aves en la región del cinturón de trigo del oeste de Australia han mostrado que más del 80% de aves terrestres

en distritos locales utilizan vegetación autóctona junto a caminos como hábitat (Arnold y Weeldenburg 1990; Cale 1990; Saunders y de Rebeira 1991; Lynch y cols. 1995). La avifauna a orillas de caminos incluye a una amplia gama de especies, pero predominan las especies comunes. En el distrito Kellerberrin, se registraron como usuarias de vegetación junto a caminos todas las especies ‘muy comunes’, el 96% de especies ‘comunes’, el 96% de las especies ‘no comunes’ y el 54% de las especies ‘raras’ (Cale 1990). La composición de la avifauna varía en relación con la clase de vegetación (terrenos boscosos o de arbustos) y con la estructura de la capa baja. Franjas anchas (40 a 50 metros), densamente pobladas junto a caminos sustentan una avifauna que se compara a la de remanentes grandes. Algunas especies son residentes todo el año en la

Recuadro 6-4 Hábitats a orillas de caminos para mariposas en el Reino Unido

Veintisiete especies de mariposas, que representan el 47% de la fauna de mariposas que se encuentra en la actualidad en el Reino Unido, y dos mariposas nocturnas (Zygaenidae) se registraron durante investigaciones acerca de cortes transversales breves a orillas de 12 carreteras principales en Dorset y Hampshire en el RU (Munguira y Thomas 1992). Se encontró un promedio de nueve especies por sitio, pero en uno de ellos se registraron 23 especies (40% de la fauna). La mayoría de las mariposas eran especies comunes de praderas, aunque también se encontraron varias especies raras.

Se encontró que el mejor pronosticador de riqueza de especies era el ámbito de hábitats de cría a cada lado. Otras variables, como la anchura a la orilla de la carretera, las fuentes de néctar o el uso de tierra contigua, no le agregaban nada al modelo. La mayor parte de las especies detectadas viven en poblaciones ‘cerradas’ y las sustentan en parte o en su totalidad la vegetación a orillas de la carretera (Munguira y Thomas 1992). Se estimó que el tráfico vial mata hasta el 7% de las poblaciones, pero esta causa de mortalidad es insignificante si se compara con la de factores naturales. Las carreteras muy frecuentadas no eran obstáculo para los desplazamientos de especies con poblaciones móviles abiertas, pero impedían algo las de poblaciones cerradas. Sin embargo, las carreteras no se podían considerar una barrera para el flujo de genes en ninguna de las especies estudiadas.

La densidad y riqueza de mariposas en esas orillas de carreteras, con toda una gama de anchuras, tráfico, topografía y estructura de vegetación, se consideraron como altas según las normas británicas e indican que las orillas de carreteras son un hábitat valioso para estas especies. Un manejo activo podría mejorar todavía más el hábitat en muchas situaciones, mediante una serie de acciones que provean una gama mayor de hábitats para cría y de plantas con larvas para comer (Munguira y Thomas 1992).

vegetación a orillas de caminos, en tanto que otras se desplazan hacia y desde las orillas de caminos como hábitat a corto plazo o estacional. Los tordos pelirrojos rara vez se pueden ver junto a caminos durante la estación de cría, pero aumenta la cantidad durante la estación de no cría, dado que utilizan orillas de caminos como senda de dispersión de las aves jóvenes (Arnold y Weeldenburg 1990; Cale 1990). La abundancia de aves que se alimentan de néctar llega al máximo cuando se da la disponibilidad mayor de flores en árboles y arbustos junto a carreteras.

En el suroeste de Victoria, Australia, se descubrió que una red de franjas arboladas junto a carreteras de entre 5 y 40 metros de anchura la utilizaban como hábitat 18 especies de mamíferos no voladores (78% de la fauna local) y por lo menos siete especies (70%) de murciélagos (Bennet 1988, 1990c). Las franjas de bosque remanente junto a las carreteras (Gráf. 6-4) enlazan muchas de las parcelas de bosque que quedan entre terrenos agrícolas (ver Recuadro 2-1). Pequeños mamíferos autóctonos como el potorú de hocico largo, la rata de maleza y la rata de pantano, son residentes y se reproducen dentro de vegetación adecuada junto a carreteras. No se encuentran en terrenos agrícolas herbosos al descubierto, pero utilizan la vegetación junto a carreteras para desplazarse entre fragmentos de bosque. Especies arbóreas viven también dentro de bosques junto a las vías, mientras que los murciélagos utilizan tanto los caminos como las orillas como recurso para alimentarse. Otros estudios en Victoria también han mostrado que la vegetación boscosa junto a carreteras es un hábitat importante para marsupiales arbóreos que dependen de la cubierta de árboles (Suckling 1984; Downes y cols. 1997) (Recuadro 6-5).

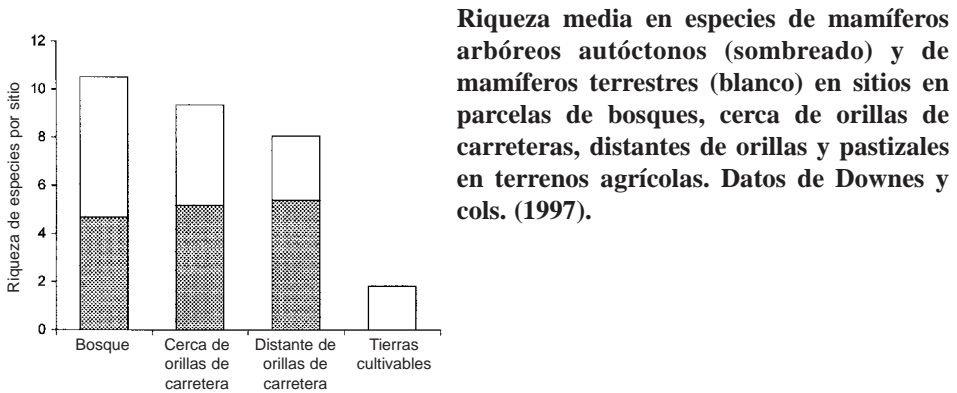
El conocimiento de la fauna invertebrada que vive en vegetación junto a carreteras es limitado (Port y Thompson 1980; Baur y Baur 1992; Munguira y Thomas 1992; Vermeulen 1994). En un estudio en el oeste de Australia, se censaron hormigas en 16 sitios junto a carreteras y se compararon con las que viven en fragmentos de hábitat y

Recuadro 6-5 Orillas boscosas de carreteras como enlaces para mamíferos autóctonos en Victoria, Australia.

En las Strathbogie Ranges de la parte nororiental de Victoria, Australia, se utilizó un diseño experimental repetido para examinar el valor de franjas remanentes de bosque a lo largo de orillas de carreteras como hábitat para mamíferos autóctonos (Downes y cols 1997). Se estudiaron cortes transversales para mamíferos en cuatro clases de situaciones, cada una repetida seis veces: parcelas remanentes de bosque de 20 a 80 hectáreas de tamaño; franjas ‘ceranas’ a orillas de carreteras ubicadas a 300 metros de una parcela de bosque a la cual estaba conectada la franja; franjas ‘distantes’ a orillas de carreteras ubicadas a 1500 metros de la parcela de bosque; y ‘pastizal’ en el terreno agrícola clareado circundante a las parcelas de bosque.

Las catorce especies de mamíferos autóctonos que se registraron durante el estudio estuvieron presentes en las franjas de bosque remanente (15-32 metros de ancho) a lo largo de orillas de carreteras, y una especie, la zarigüeya común cola anillada, se detectó en vegetación a orillas de carretera pero no en bosques. La riqueza media de especies por sitio no mostró diferencia significativa entre bosques y orillas de carretera cercanas, pero las orillas distantes tuvieron una riqueza menor de especies que cualquiera de las primeras. La diferencia principal se debió a menos cantidad de mamíferos terrestres en orillas distantes. Cada clase de sitio mostró una riqueza similar de mamíferos arbóreos (excepto el terreno agrícola, donde no hubo ninguno), pero hubo una mayor abundancia de éstas especies en hábitats boscosos a orillas de carreteras que en parcelas forestales (Downes y cols. 1997). Los pocos mamíferos autóctonos que se detectaron en terreno agrícola al descubierto eran grandes herbívoros que incursionan desde los bordes del bosque, como el canguro gris oriental, el canguro Wallaby negro y el oso australiano común.

Estos resultados demuestran que las franjas boscosas a lo largo de orillas de carreteras son un hábitat valioso para una amplia gama de mamíferos autóctonos en esta área. En contraste con el terreno agrícola clareado en el que se dan pocas especies, la mayor parte de los mamíferos autóctonos residen en vegetación junto a carreteras y se encuentran a distancias de por lo menos 1.5 Km. de parcelas de bosque. Al proporcionar una franja continua de hábitat que ocupan mamíferos autóctonos, estas orillas boscosas de carretera mantienen la continuidad de poblaciones entre parcelas de bosques, facilitan los desplazamientos de dispersión de individuos, y mejoran la conectividad del paisaje en este ambiente modificado. Resulta claro que las poblaciones de mamíferos autóctonos en parcelas de bosque enlazadas de esta forma es más probable que mantengan un intercambio de individuos y genes que las poblaciones en parcelas de bosques circundadas de terrenos agrícolas.



Riqueza media en especies de mamíferos arbóreos autóctonos (sombreado) y de mamíferos terrestres (blanco) en sitios en parcelas de bosques, cerca de orillas de carreteras, distantes de orillas y pastizales en terrenos agrícolas. Datos de Downes y cols. (1997).



Gráf. 6-4 Vegetación remanente a orillas de caminos en Naringal, Victoria, Australia, utilizada como enlaces entre parcelas de bosque en terrenos agrícolas. (Foto: A. Bennett)

Recuadro 6-6 Franjas de bosque conservadas como hábitat para la vida silvestre en bosques de fresnos de montaña en el sureste de Australia

Los bosques de fresnos de montaña en las Altiplanicies Centrales de Victoria, Australia, tienen una presencia predominante de los árboles de eucalipto, de fresnos de montaña, de fresnos alpinos y de eucaliptos. Esas especies crecen con rapidez, tienen diámetros de más de 3 metros en su madurez, y pueden alcanzar alturas de canopea de 70 metros o más. Estos bosques altamente productivos constituyen la base de recursos para una industria importante de madera de frondosas en Victoria central. También son un hábitat importante para la vida silvestre en bosques y, en consecuencia, ha habido un debate considerable en cuanto a lo adecuado de medidas para conservar la vida silvestre en los bosques de fresnos (Loyn 1985b; Lindenmayer y cols. 1990; Milledge y cols. 1991; Smith 1991; Land Conservation Council 1994; Lindenmayer 1996). Punto medular de este debate es la conservación de especies que dependen de características del bosque primitivo, en especial cavidades en árboles que en general no se producen en ellos sino hasta que tienen por lo menos 100 años de vida (no hay excavadores primarios como los pájaros carpinteros en Australia). Las lechuzas grandes de bosque, las cacatúas, los loros y otras aves requieren cavidades en árboles para reproducirse, mientras que una gama variada de marsupiales arbóreos dependen de cavidades en árboles para resguardo diurno y sitios de reproducción. Parte de este último grupo amenazado es la zarigüeya de leadbeater, especie autóctona de esta región del sureste de Australia (Lindenmayer 1996).

El código de práctica forestal para la producción de madera en Victoria (Department of Conservation, Forests and Lands 1989), especifica las áreas de bosque que hay que conservar excluyéndolas de toda cosecha, como bosques en pendientes pronunciadas, franjas de bosques contiguas a corrientes de agua y áreas reservadas para la conservación de flora y fauna incluyendo, en algunas situaciones, 'corredores de vida silvestre'. Para examinar el valor de las franjas conservadas como corredores de hábitat potencial para la vida silvestre, se emprendió un estudio sobre la presencia de mamíferos autóctonos en una serie de franjas de bosque dentro de los bosques de fresnos de montaña (Lindenmayer y Nix 1993; Lindenmayer y cols. 1993, 1994a,b; Lindenmayer 1996). Se seleccionó un total de 49 franjas, variando la anchura media entre 37 y 264 metros cada una de ellas rodeada a ambos lados de bosques en regeneración o recién talados de cinco años o menos. Las franjas variaban en longitud entre 125 y 762 metros e incluían amortiguadores a lo largo de corrientes y también franjas boscosas a través de gradientes topográficos, desde barrancos hasta a media ladera hasta crestas.

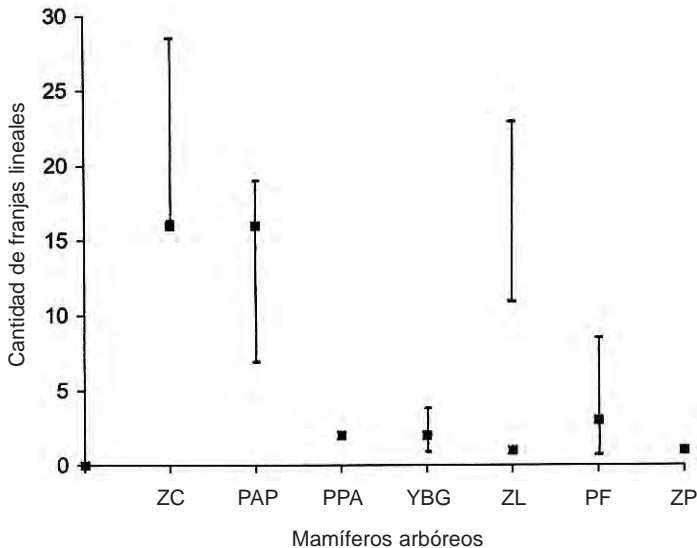
Los estudios de marsupiales arbóreos se realizaron mediante la cuidadosa observación de árboles con cavidades para detectar a marsupiales arbóreos que salían al atardecer de su resguardo de día en una cavidad de árbol. Se registraron todas las especies de marsupiales arbóreos en el área de estudio en franjas de bosques, y la mayor parte de las especies estaban presentes con frecuencias comparables a las esperadas a partir de predicciones basadas en estudios en extensos bosques de edad y estructura similares (ver gráfico abajo). La excepción notoria fue la zarigüeya de leadbeater. A

Recuadro 6-6 (cont)

partir de modelos de hábitat en bosque continuo, se predijo que ésta se encontraría en por lo menos 16 franjas pero sólo se detectó en una. Su ausencia de franjas con al parecer hábitat adecuado se atribuyó a la compleja organización social de la especie y a sus necesidades de búsqueda de alimento (Lindenmayer y cols. 1993).

Aunque todos los marsupiales arbóreos utilizaron las franjas boscosas como hábitat, la riqueza y abundancia total de estas especies por franja lineal fueron menores que las esperadas a partir de predicciones del modelo. La presencia de marsupiales arbóreos en franjas de bosques estuvo fuertemente asociada con la presencia y abundancia de árboles con cavidades, recurso limitante para animales en los bosques de fresnos. La ocupación de árboles con cavidades en franjas de bosques fue aproximadamente la mitad de la registrada en bosques continuos comparables. Preocupó la observación de que la tala de bosques circundantes exponía a las franjas conservadas a vientos, con la consecuencia de la caída de muchos árboles con cavidades. La caída de estos árboles está sucediendo a una tasa más rápida que en bosque continuo, y tiene implicaciones graves para la adecuación a largo plazo de las franjas como hábitat para animales que dependen de cavidades.

Estos estudios y el trabajo conexas acerca de mamíferos que viven a nivel del suelo (Lindenmayer y cols. 1993) muestran que las franjas conservadas no taladas sí proporcionan hábitat y refugio para mamíferos autóctonos en el mosaico de bosque manejado. Sin embargo, no sustentan necesariamente una fauna comparable en riqueza y abundancia a la que se encuentra en bosques continuos, al menos durante las primeras fases de la regeneración de bosque circundante. Su valor y función pueden cambiar a medida que se regenere el bosque circundante.



Recuadro 6-6 (cont)

Comparación de la presencia de marsupiales arbóreos en hábitats lineales conservados con la predicha a partir de modelos basados en bosque continuo de fresnos comparables. Los cuadrados indican la cantidad de franjas lineales en las que de hecho se observó a cada especie, en tanto que las líneas verticales indican el 95% del intervalo de confianza de la cantidad de franjas predichas como ocupadas. No se dispuso de predicciones para varias especies. La zarigüeya común de cola anillada de montaña (ZC), el petauro arborícola planeador (PAP), el planeador panza amarilla (PPA), la zarigüeya de leadbeater (ZL), el petauro o falangero ardilla (PF), la zarigüeya pigmea (ZP). Datos de Lindenmayer y Nix (1993).

Bosque alto de fresnos de montaña en la vertiente O'Shannassy, Victoria, típica de bosque maduro ocupado por la zarigüeya de leadbeater. (Foto: A. Bennett).

terrenos agrícolas contiguos (Keals y Majer 1991). Casi todas las 93 especies que se registraron durante el estudio se descubrieron en vegetación junto a carreteras, aunque la riqueza y composición estaba relacionada con la calidad de la vegetación. Las franjas más anchas de vegetación natural (más de 20 metros) sustentaban una fauna de hormigas comparable a la que se encuentra en fragmentos de vegetación autóctona. Las franjas más angostas tenían una fauna menor, en tanto que las orillas clareadas de carretera y los potreros de granjas tenían ambos una menor diversidad de hormigas por sitio. Si las hormigas son indicadores confiables de otros taxa invertebrados, esto sugiere que las orillas de carreteras con franjas anchas de hábitat adecuado desempeñan un papel valioso de conservación para los invertebrados.

Enlaces de bosques

En respuesta a los efectos potencialmente nocivos de las prácticas de cosecha de madera en la vida silvestre en bosques, en especial en especies asociadas con hábitats primitivos, los ecólogos de bosques en todo el mundo han defendido la necesidad de tomar medidas especiales para mantener poblaciones de especies sensibles dentro de los bosques productivos. La retención de áreas no taladas de bosque como 'corredores de vida silvestre', 'sistemas conservados de hábitat', 'franjas de hábitat', 'franjas de remanentes', 'zonas junto a corrientes' y así sucesivamente, se incluyen entre estas medidas con el propósito de mejorar la situación y conectividad de especies dependientes de bosques en el mosaico talado (Recher y cols. 1980, 1987; Harris 1984; Laitin 1987; O'Donnell 1991; Taylor 1991; Lindenmayer 1994; Mladenoff y cols. 1994; Dickson y cols. 1995).

La naturaleza del paisaje de bosques indica que existen diferencias fundamentales entre enlaces en bosques que se manejan y enlaces de hábitat conservados dentro de paisajes agrícolas, por ejemplo. A diferencia de los terrenos agrícolas clareados, que son

un ambiente inhóspito que crea limitaciones formidables en el desplazamiento libre de muchos animales autóctonos, un mosaico forestal de franjas de varias edades de regeneración podrá potencialmente devolver a una fase adecuada de sucesión a la mayoría de las especies. Los ‘efectos linde’ entre franjas conservadas y franjas taladas también disminuirá a medida que avance la regeneración (Lindenmayer 1994). Los bosques jóvenes que se regeneran pueden ser hábitat no del todo óptimo para muchas especies, pero no es probable que muchos animales que dependen del bosque se sientan fuertemente inhibidos de dispersarse a través del mosaico de bosques. En consecuencia, la evaluación del papel de los enlaces en cuanto a mejorar la conectividad en bosques manejados, enfatiza más su importancia como hábitats conservados, más que como sendas para canalizar desplazamientos (Taylor 1991; Lindenmayer 1994). Los hábitats conservados pueden mejorar la conectividad de bosques de varias formas:

- Mantiene la continuidad de poblaciones residentes en franjas enlazadas de hábitats adecuados entre franjas de regeneración no del todo óptima.
- Proporciona una población fuente para la recolonización rápida de hábitats de regeneración a medida que la vegetación se vuelva adecuada.
- Proporciona recursos (como sitios de abrigo y cría) para especies capaces de incursionar, pero no vivir, dentro de hábitats de regeneración.
- Mejora los desplazamientos y dispersión de especies que están inhibidas de desplazarse a través de bosques de regeneración.

En muchas situaciones, estas áreas conservadas coinciden con franjas de amortiguación para la protección de corrientes y de la calidad del agua (Dobyns y Ryan 1983; Recher y cols. 1987; Darveau y cols. 1995; Machtans y cols. 1996). Sin embargo, en algunos países se está prestando atención creciente a la designación de hábitats conservados en ubicaciones topográficas adicionales que complementan franjas a orillas de corrientes (Taylor 1991; Claridge y Lindenmayer 1994). Estas pueden incluir enlaces entre vertientes contiguas.

Los estudios de los valores ecológicos de enlaces de bosques para la vida silvestre se han concentrado sobre todo en su papel como hábitats dentro del mosaico talado. Una serie de ellos han comparado franjas conservadas con áreas similares de bosques no perturbados, o han comparado entre franjas conservadas de diversa anchura o historia de manejo (Recuadro 6-6) (Dickson y Huntley 1987; Recher y cols. 1987; Lindenmayer y Nix 1993; Darveau y cols. 1995; Huntley y cols. 1995; Murray and Stauffer 1995; Machtans y cols. 1996). En general, estos estudios han mostrado que las franjas de bosque proporcionan hábitats para muchas especies forestales, pero no sustentan necesariamente un complemento de especie idéntico al que se encuentra en un bosque no alterado. Por ejemplo, un estudio del uso de franjas a orillas de corrientes por parte de aves en bosques en producción en Quebec, Canadá, comparó franjas conservadas de 20, 40 y 60 metros de anchura y áreas de control de bosque no talado a orillas de corrientes (Darveau y cols. 1995). En el primer año después de la tala y del aislamiento parcial de estas franjas a orillas de corrientes (a ambos lados de la corriente permaneció bosque continuo), hubo un incremento de 30 a 70% en densidad de aves en todas las franjas, comparado con niveles de antes de talar. La densidad más elevada se encontró en las franjas más angostas (20 y 40 metros). En los años dos y tres, la densidad de aves disminuyó posteriormente con el declive mayor en las franjas angostas. Todas las franjas

proporcionaron hábitat para una serie de aves de bosque, pero, con el tiempo, era más probable que las franjas más anchas retuvieran una avifauna de especies dependientes de bosques (Darveau y cols. 1995). La adecuación a largo plazo de las franjas conservadas como hábitat para aves de bosque en este estudio también se vio influida por la exposición al viento; desde la tala de claro, el 23% de los árboles en franjas habían sucumbido al viento comparado con el 8% en áreas de control.

La conectividad para la vida silvestre en bosques de producción también se puede alcanzar mediante el manejo de todo el mosaico de bosques. Con planificación cuidadosa, las relaciones inter-espaciales de franjas de bosque recién taladas, de regeneración y primitivos se pueden mantener en el curso del tiempo para que proporcionen suficientes áreas de hábitat adecuado y para que permitan desplazamientos de dispersión. Las recomendaciones para el manejo de bosques para conservar la lechuzca moteada en bosques en el noroeste de EE UU se basan en manejar un mosaico de bosques que incluye parcelas de bosque no talado espaciado a intervalos que permiten la fácil dispersión de jóvenes lechuzas (Wilcove 1994). En esta clase de método, los hábitats que mejoran la conectividad también funcionan como parte integral del mosaico de hábitat forestal para toda la fauna forestal.

Las áreas conservadas de bosque a lo largo de corrientes, que también funcionan como franjas de amortiguación a orillas de cursos de agua, desempeñan un papel ecológico clave en el mantenimiento de procesos hidrológicos, en la protección de la calidad del agua y en la protección y enriquecimiento de hábitats acuáticos (ver antes vegetación ribereña). En el contexto de bosques manejados, estas franjas de amortiguación desempeñan un papel determinante para filtrar e impedir que se introduzcan sedimentos en las corrientes (Clinnick 1985; Binford y Buchenau 1993; Barling y Moore 1994). Las áreas expuestas de suelos en sitios de tala y los caminos forestales no sellados son fuentes importantes de sedimentos que la lluvia lava ladera abajo. Si se permite que se introduzcan en corrientes, pueden tener efectos negativos graves en el ecosistema acuático.

Resumen

Gran parte del interés por los enlaces se ha centrado en su papel potencial de ayuda a los desplazamientos de animales a través de ambientes inhóspitos. Se ha prestado poca atención a otros papeles ecológicos y a otros beneficios que pueden proporcionar a la conservación. Un examen de la literatura y ejemplos para cinco clases comunes de enlaces (enlaces de paisaje, vegetación ribereña, setos vivos y cercas, vegetación a orillas de caminos y enlaces de bosques) muestra que tienen una amplia gama de funciones ecológicas en paisajes modificados. De especial importancia es su valor como hábitat para plantas y animales en paisajes fragmentados. Pueden abarcar una cantidad sustancial del hábitat remanente disponible para la vida silvestre, sustentar individuos residentes o poblaciones de animales, y desempeñar un papel clave en mantener la diversidad de la vida silvestre y la continuidad de procesos ecológicos en ambientes muy modificados.

7 DISEÑO Y MANEJO DE ENLACES PARA LA CONSERVACIÓN

En todo el mundo se están estableciendo corredores de hábitats y otros enlaces para toda una serie de propósitos. Se puede querer beneficiar a una sola especie o a conjuntos completos de fauna, o proporcionar beneficios a la vida silvestre a la vez que se ofrecen otras ventajas ambientales, recreativas y sociales. De igual modo, la escala operativa varía mucho, desde pasos subterráneos y corredores cortos de hábitat que enlazan obstáculos y brechas precisos, hasta enlaces grandes de paisaje que se extienden por muchos kilómetros a través de gradientes de altura o entre reservas. El tamaño y la forma de estos enlaces y los aspectos involucrados en su diseño y manejo varían enormemente.

En este contexto no es posible ni deseable ofrecer directrices específicas uniformes para el diseño y manejo de enlaces de hábitats porque dependerán de la escala y función propuestas de un enlace concreto. Un método más útil en este capítulo es analizar aspectos biológicos que tienen una fuerte influencia en la forma en que operan los enlaces y en su eficacia (Cuadro 7-1). Estos aspectos deberían examinarse y evaluarse para situaciones concretas, en relación con la función identificada del enlace propuesto. El análisis que sigue se refiere sobre todo al manejo de corredores o trampolines de hábitats, pero los principios también son pertinentes en general para el manejo de mosaicos más amplios de hábitats para mejorar la conectividad del paisaje.

El manejo de la conectividad del paisaje se da dentro de un contexto social y político y, aunque no siempre lo reconozcan los biólogos, para el diseño y eficacia de los enlaces, hay factores locales y consideraciones sociopolíticas que son a menudo tan importantes como la teoría ecológica y la investigación de campo (Newmark 1993). Cada enlace es único en cuanto a los aspectos sociales y comunitarios que se plantean. Hay una gran diferencia, por ejemplo, entre los aspectos involucrados en la conservación y manejo de corredores naturales en áreas residenciales suburbanas de California, EE UU, y en la Tanzania o Costa Rica rurales. En consecuencia, también resulta útil analizar una serie de aspectos sociopolíticos que potencialmente influyen sobremanera en el resultado exitoso de tales proyectos (Cuadro 7-1).

Es importante reconocer que en el mundo real rara vez se presenta la oportunidad de diseñar un sistema 'ideal' de hábitats para conservar la conectividad del paisaje. La realidad demasiado frecuente es el reto de responder cómo:

- Manejar mejores enlaces remanentes que han sobrevivido en paisajes muy alterados.
- Maximizar la conectividad del paisaje utilizando hábitats conservados primordialmente para otros fines.
- Restaurar la conectividad entre los vestigios de hábitats naturales que se conservan después de construir infraestructura.

Cuadro 7-1 Consideraciones en el diseño y manejo de enlaces para la conservación

Aspectos biológicos	Aspectos sociopolíticos
Propósito biológico del enlace	Situación y tenencia de la tierra
Ecología y comportamiento de la especie	Responsabilidad de manejo y suficiencia de recursos
Conectividad estructural	Apoyo de parte de comunidades locales
Calidad del hábitat	Integración con otros programas en manejo sostenible de la tierra
Efectos de los lindes	Educación y toma de conciencia comunitarias
Anchura	Orientación estratégica a la planificación
Ubicación	
Monitoreo del uso de enlaces	

Aspectos biológicos en el diseño y el manejo

Se han identificado para ser analizados ocho aspectos principales pertinentes para el diseño y manejo de enlaces: el propósito biológico del enlace, la ecología y comportamiento de la especie animal, la conectividad estructural del enlace, la calidad del hábitat, los efectos de los lindes, la anchura y ubicación del enlace y el monitoreo de la función del enlace.

Propósito biológico del enlace

Un primer paso importante y una base esencial para evaluar los requisitos del diseño y el manejo es la clara identificación del propósito de un enlace concreto en función de cómo pretende proporcionar beneficios a la flora y la fauna. Entre los propósitos que se suelen identificar están:

- Ayudar al desplazamiento de animales de amplio terreno de recorrido o emigrantes a través de paisajes con infraestructura.
- Facilitar la dispersión de animales individuales entre hábitats o poblaciones por lo demás aisladas.
- Promover la continuidad y el flujo de genes eficaces entre poblaciones en dos áreas debido al apoyo de una población residente dentro del enlace.
- Promover la continuidad natural de hábitats, comunidades y procesos ecológicos entre grandes áreas, como parques nacionales y reservas de conservación.

- Proporcionar la ocasión para que haya una mutación en poblaciones en respuesta a cambios y catástrofes naturales.
- Proporcionar hábitat y continuidad para la vida silvestre en asociación con otros beneficios ambientales y sociales.

Una vez identificado el o los propósitos de un enlace concreto, se puede evaluar la conveniencia de planes o parcelas de tierra existentes y se pueden examinar aspectos biológicos y sociales pertinentes para el diseño y manejo en relación con dicho propósito (Beier y Loe 1992).

La necesidad de identificar con claridad un propósito biológico es fundamental dada la amplia aceptación del concepto 'senda verde' en la planificación de paisajes (Smith y Hellmund 1993; Ahern 1995). La justificación teórica primordial para proponer en estrategias de planificación sendas verdes como sistemas enlazados de espacios al descubierto o ambientes naturales proviene de la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, la implementación real de tales sendas verdes se puede ver influida más por consideraciones estéticas, recreativas o culturales que por valores biológicos. Existe el peligro de que, si bien los beneficios percibidos para la conservación de la biodiversidad serán la justificación para el desarrollo de sendas verdes, el deseo de asegurar resultados de propósito múltiple para los seres humanos como senderos y vistas recreativas harán que los beneficios reales para la vida silvestre se vean comprometidos para alcanzarlo.

En las estrategias de planificación no deberían incluirse o aceptarse reivindicaciones como 'corredores de vida silvestre' o 'corredores para el desplazamiento de animales' a no ser que se pondere el propósito biológico concreto del enlace y cómo su diseño, dimensiones y manejo se encaminarán a cumplir esa meta. El riesgo de una aceptación laxa de lo que constituye un 'corredor de vida silvestre' es doble: se desperdician tierra y recursos si el objetivo tiene poca probabilidad de alcanzarse, y devalúa el concepto y la necesidad legítima de la conectividad del paisaje en la conservación.

La ecología y comportamiento de especies

Poseer un conocimiento básico de la ecología de la especie o conglomerado para los que la conectividad es la meta, es fundamental para manejar hábitats con el fin de lograr este propósito. El conocimiento de la escala espacial de los desplazamientos de una especie tiene un valor especial. ¿Cuán amplio es el terreno de recorrido? ¿Cuán lejos suelen desplazarse los animales? ¿Emprenden desplazamientos estacionarias o nómadas? Sin duda que la necesidad del enlace, sus dimensiones óptimas y la forma en que se utilice diferirán entre especies cuya escala de desplazamientos se puede medir en metros (como arañas, ranas o escarabajos) y los animales mayores que suelen desplazarse por centenares de metros o kilómetros.

La información referente a los requisitos del hábitat, dieta y otros recursos necesarios ayudarán en el manejo de hábitats dentro de enlaces. Otros atributos conductuales y ecológicos, como la capacidad de cruzar brechas, el nivel de tolerancia de hábitats alterados, el papel de la dispersión en la historia vital, la edad y sexo de los individuos que se dispersan y el comportamiento de dispersión (al azar o dirigido), también determinan la clase más eficaz de enlace (corredor continuo, trampolines o mosaico manejado, hábitats manejados) y la capacidad de la especie para utilizar con eficacia tales enlaces (Harrison 1992).

La organización social y los mecanismos conductuales de espaciamiento dentro de poblaciones también son importantes. Las especies que viven en grupos o colonias en general

necesitan un área mayor de hábitat que las especies similares que viven en solitario y, por tanto, aquellas pueden necesitar enlaces más amplios de hábitat para satisfacer estas exigencias de espacio vital (Recher y cols. 1987; Lindenmayer y Nix 1993). Los animales también varían en cuanto a su sensibilidad ante la presencia y perturbación humanas. Por ejemplo, la cubierta vegetal para amortiguar la presencia humana es necesaria para que los corredores de paisaje sean eficaces para varios mamíferos africanos grandes, como el elan y el gran kudú (Newmark 1993).

Los enlaces a escala de paisaje, como los que unen reservas de conservación, suelen tener como propósito mantener la conectividad para agrupaciones enteras más que para especies individuales. Para lograr esta meta, debe prestarse especial atención a los requerimientos de especies que son raras y a los que tienen necesidades especializadas de hábitat y de búsqueda de alimentos. Los enlaces que incluyen las necesidades de las especies más ‘propensas a la extinción’ también serán, en la mayoría de los casos, eficaces para gran parte de las especies más comunes. Para que los enlaces sean eficaces en cuanto a mantener la continuidad de procesos ecológicos, deben satisfacerse las necesidades de las especies clave involucradas en dichos procesos. Para mantener la dispersión natural de semillas de arbustos y árboles con frutos, por ejemplo, el paisaje debe ser adecuado para que se desplacen por él animales que dispersan semillas.

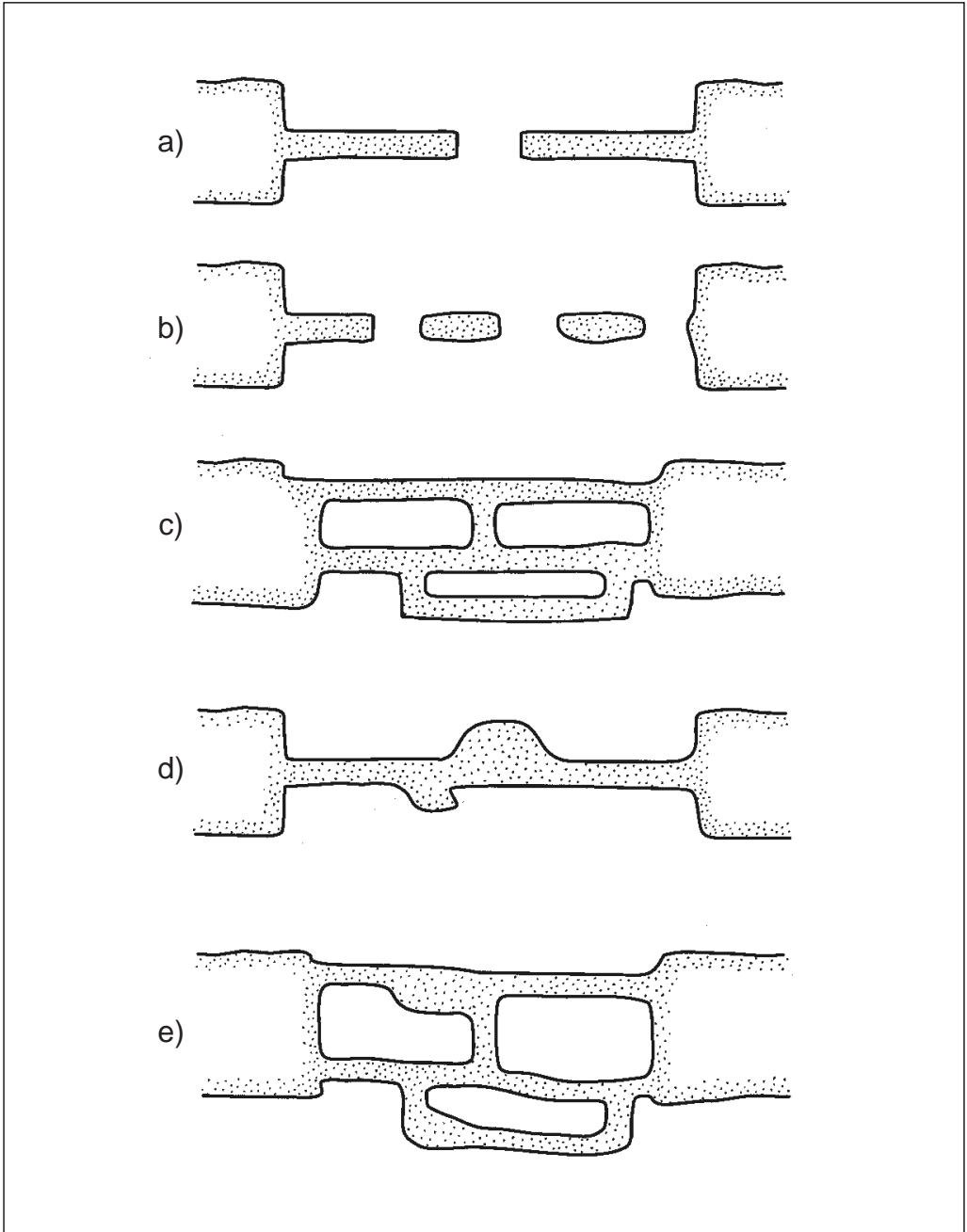
Conectividad estructural

Entre las variables que influyen en la conectividad estructural de los enlaces están: la cantidad y longitud de las brechas, la presencia de sendas o redes alternas entre hábitats adecuados y la presencia en el sistema de ‘nodos’ de hábitats preferidos (Gráf. 7-1) (Forman 1983; Forman y Godron 1986; Noss y Harris 1986; Baadry y Merriam 1988; Bennett 1990a).

Las brechas en un hábitat adecuado pueden alterar gravemente los desplazamientos de animales y la continuidad de las poblaciones residentes. Qué constituye una brecha y cuán eficaz es como obstáculo, dependen de la clase de enlace, del comportamiento de la especie animal y de la especificidad de su hábitat y de su escala de desplazamientos. En el caso de animales que dependen de bosques, puede constituir una brecha en un corredor forestal una amplia franja de vegetación herbosa debido al clareo, una parcela de bosque recién quemada o una discontinuidad en la cubierta. Pero estos tendrán efectos diversos en especies diferentes. La tierra clareada que constituye un obstáculo eficaz para escarabajos dependientes de bosques es poco probable que inhiba los desplazamientos de la mayoría de las aves de bosque (Recuadro 7-1). Las brechas largas en la cobertura arbórea de un mosaico de bosques pueden inhibir el desplazamiento de un mamífero arbóreo, pero no el de un mamífero terrestre que se desplaza a través de vegetación a nivel del suelo.

El ‘efecto obstáculo’ de una brecha depende de cuán extenso sea el contraste entre el hábitat que la especie animal prefiere y el que se encuentra en la brecha. Una brecha angosta de hábitat inadecuado u hostil puede limitar con más eficacia los desplazamientos de animales que una extensión amplia de hábitat de baja calidad. Los caminos y carreteras que dividen enlaces de paisaje y sendas de animales constituyen un problema particular (Gráf. 7-2). No sólo hay una brecha en el hábitat natural que imponen dos o más carriles de carretera asfaltada, sino que los ruidos, luces y emisiones químicas del tráfico y la muerte o daños físicos potenciales que causan los vehículos, imponen un riesgo complejo a los animales que tratan de cruzar (Harris y Gallagher 1989; Bennett 1991).

Hay poca información empírica acerca de los efectos de las brechas en los desplazamientos de animales, en especial a escala de paisaje. Los estudios de los efectos de los caminos que dividen a



Gráf. 7-1 La conectividad estructural que ofrecen los enlaces se ve influida por una serie de factores que incluyen (a,b) la cantidad y longitud de las brechas, (c) la presencia de una red o de sendas múltiples, y (d) la presencia de nodos o parcelas de hábitats asociados con el enlace. (e) Un enlace que brinda continuidad, sendas múltiples y tiene nodos asociados de hábitats es probable que sea la forma más eficaz de mantener la conectividad para las poblaciones de animales. Rediseñado a partir de Bennett (1990a).

los hábitats de pequeños mamíferos terrestres indican que brechas tan angostas como de 10 metros pueden inhibir, pero no necesariamente impedir, su desplazamiento (Kozel y Fleharty 1979; Wilkins 1982; Mader 1984; Merriam y cols. 1989; Burnett 1992) (ver Recuadro 5-5). Los caminos más anchos son incluso cruzados con menos frecuencia (Oxley y cols. 1974). En el caso de arañas, escarabajos y otros invertebrados, las brechas del orden de 20 metros pueden constituir una barrera casi total (Madeer 1984, 1988; Klein 1989). En Canadá, brechas herbosas en cercas con troncos tuvieron un efecto negativo en el uso de la red de cercas de parte de animales de zonas boscosas como la ardilla listada oriental (Bennett y cols. 1994); en tanto que un efecto negativo similar en la presencia del ratón marsupial de Stuart en franjas conservadas de bosque en Australia se atribuyó a caminos y senderos que creaban brechas en la franja forestal (Lindenmayer y cols. 1994b).

Las aves en general son más móviles que los animales no voladores pero la tendencia conductual a evitarlo, más que una incapacidad física de atravesar distancias, es probablemente la razón de que muchas aves del interior de bosques se inhiban por las brechas forestales. Aproximadamente se ha reportado que un 20% de aves de bosques tropicales en diversos sitios en el sur de Brasil y en el este de Tanzania son incapaces de cruzar brechas de más de varios centenares de metros (Newmark 1993; Stouffer y Bierregaard 1995a). Sin duda, los corredores forestales que tienen grandes brechas serán ineficaces para la conservación de la vida silvestre en estos hábitats tropicales. Incluso las aves que sobreviven fácilmente en paisajes con mucha infraestructura, prefieren desplazarse a través de enlaces de vegetación, si los hay, antes que atravesar brechas en zonas descampadas (Johnson y Adkisson 1985; Haas 1995).

Recuadro 7-1 Parcelas de bosques como trampolines para el kiwi café en Nueva Zelanda

En el caso de especies que se desplazan en hábitats trampolín, entre los elementos clave de la conectividad están la distancia entre 'etapas', la cantidad de etapas alternativas disponibles y el uso de la tierra y calidad del hábitat en la matriz circundante. Las brechas entre etapas deben estar dentro del terreno de recorrido que los animales normalmente cruzarán.

El kiwi café es un ave no voladora endémica de Nueva Zelanda. Los individuos son sedentarios y ocupan terrenos de recorrido de unas 20 a 40 hectáreas, de ordinario en bosques o arbustos en regeneración con una densa capa vegetal. Incursionan en busca de invertebrados de suelo por la noche y se refugian durante el día, sobre todo en cavidades a nivel del suelo (Marchant y Higgins 1990). En la Reserva Paerata en la Isla Norte de Nueva Zelanda, los kiwis incursionan fuera de la reserva en terrenos agrícolas circundantes en los que sobreviven pequeños remanentes de bosques (Potter 1990). Se utilizó la radiotelemetría para identificar la distribución y seguir la pista de los desplazamientos de estas aves.

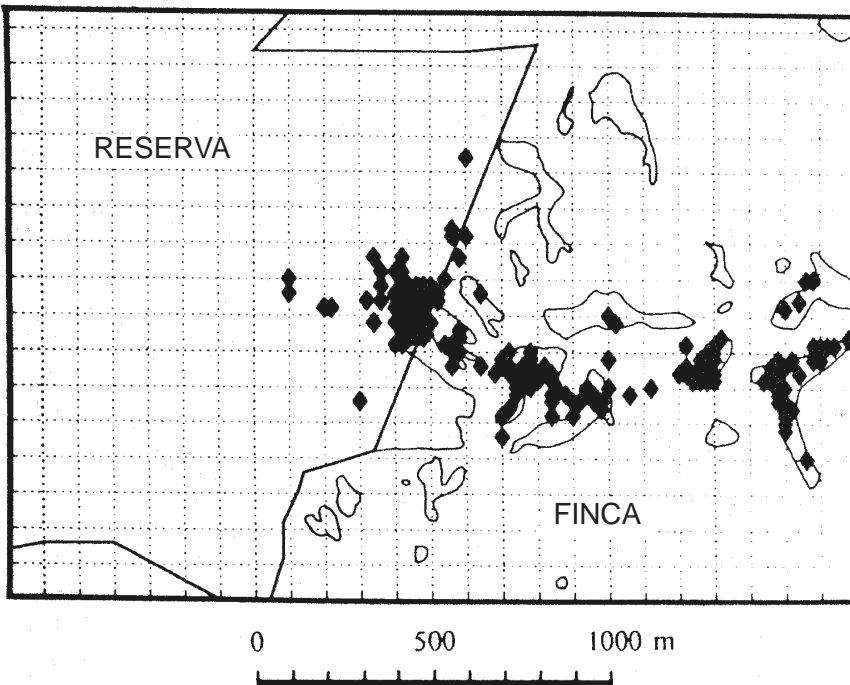
Los kiwis procedentes de la reserva utilizaron mucho los fragmentos forestales en tierras agrícolas para buscar alimentos de noche y también como refugio de día. Cruzaron brechas entre parcelas forestales, después de desplazarse con rapidez a través del territorio al descubierto. Pocos individuos cruzaron brechas de más de 120 metros de pradera, y aves que utilizaban remanentes más cercanos como trampolines accedieron a remanentes alejados (Potter 1990). Se registró que la mayoría de las aves en remanentes forestales de hasta 280 metros

Recuadro 7-1 (cont)

desde el límite de la reserva, y alguna pareja una que otra vez se desplazaba hasta 1200 metros desde la reserva pasando por tres remanentes inmediatos para llegar al cuarto. Todos los remanentes forestales aislados de la reserva o de otro bosque por menos de 80 metros de pastizal los utilizaron los kiwis café, pero se utilizaron sólo tres de los nueve remanentes aislados a más de 80 metros (Potter 1990).

Estas observaciones de los patrones de desplazamiento se registraron para los kiwis café residentes. Sugieren que las parcelas trampolín de bosque deben estar a intervalos de aproximadamente 100 metros o menos para asegurar la conectividad funcional de hábitat para kiwis que viven y buscan alimento en este paisaje fragmentado. Las brechas superiores a 300 metros parece que aíslan con eficacia a remanentes aislados, pero por lo demás adecuados, de modo que estas aves no los usan. No se sabe, sin embargo, cuán lejos pueden desplazarse los kiwis durante la fase de dispersión de su historia vital.

El conocimiento de la escala de desplazamientos que emprenden los kiwis café se puede utilizar de forma práctica para restaurar e incrementar hábitats para esta especie. Al proteger o restaurar parcelas de bosques a intervalos adecuados, se puede reconectar y ampliar el área de hábitat disponible para el kiwi café, y con ello ampliar el potencial de conservación de reservas en paisajes fragmentados.



Registros de ubicación de una kiwi café hembra en la Paerata Wildlife Management Reserve que ilustran el uso de una serie de remanentes trampolín fuera de los límites de la reserva. De Potter (1990) con permiso, New Zealand Ecological Society.

La longitud de un enlace influye en su eficacia de varias maneras. Al aumentar la distancia, disminuye la probabilidad de que animales solos, en particular animales pequeños que viven en tierra, recorran toda la longitud, y se da una mayor dependencia en el sentido de animales residentes dentro del enlace proporcionen la continuidad de la población. Así pues, cuanto mayor es la distancia que hay que conectar, tanto más importante es que el enlace proporcione hábitat a especies clave y satisfaga sus necesidades de alimento. La mayor longitud también expone a los animales residentes a que se desplacen a una mayor perturbación acumulada a partir de hábitats contiguos con riesgo de depredación y se da una mayor vulnerabilidad a perturbaciones o catástrofes repentinas como incendios o cclearo ilegal, las cuales pueden cortar el enlace. Entre las medidas para disminuir los riesgos asociados con la longitud están la provisión de enlaces duplicados o una red de hábitats conectados para proporcionar sendas alternas (Gráf. 7-1) y maximizar la anchura de los enlaces para proporcionar la mayor área posible de hábitat y minimizar la perturbación externa.



Gráf. 7-2 Una brecha angosta de hábitat inadecuado u hostil, como una autopista concurrida, puede limitar con más eficacia los desplazamientos de animales que una extensión amplia de hábitat de escasa calidad. (Foto: A. Bennett).

La incorporación de nodos de hábitat favorable como parte de un enlace puede incrementar su eficacia al proporcionar hábitat adicional en el que los animales se pueden refugiar o buscar alimento durante desplazamientos largos. Los nodos de hábitat también pueden sustentar dentro del enlace a grandes poblaciones que crían, con lo que se introducen más dispersores en el sistema. Algunos ejemplos de nodos son (Gráf. 7-3):

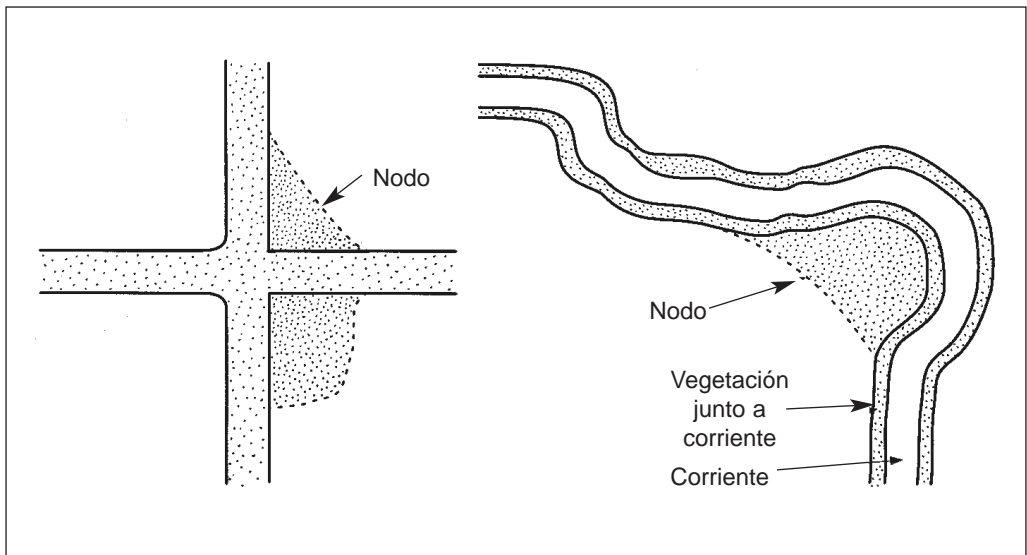
- Reservas naturales asociadas con un enlace importante de paisaje (Noss y Harris 1986).
- Zonas de llanuras anegadizas a lo largo de corredores ribereños (Dobyns y Ryan 1983; Recher y cols. 1987).

- Vegetación adicional en empalmes en T y cruz (+) a lo largo de redes de setos vivos y cercas (Forman y Godron 1986; Lack 1988).
- Pequeñas parcelas de bosque contiguas a corredores a orillas de caminos.

En forma intuitiva, resulta evidente que la conectividad del paisaje será mayor cuando haya un elevado nivel de conectividad estructural debida a una combinación de sendas alternas y de redes, nodos a lo largo de enlaces y pocas brechas o rupturas (Gráf. 7-1).

Calidad del hábitat

Los animales no reconocen un enlace de hábitat o su papel funcional como senda para los desplazamientos; los animales sólo reconocen si el hábitat dentro de un enlace es adecuado o no (Newmark 1993). En consecuencia, la disponibilidad y confiabilidad de recursos como alimentos, protección, refugio frente a depredadores y sitios para anidar son determinantes para que los animales puedan vivir en enlaces y utilizarlos como sendas para desplazarse. Una serie de estudios han demostrado las relaciones entre la presencia y abundancia de animales en hábitats de conexión y la disponibilidad de ciertos componentes de hábitats (Pollard y cols. 1974; Yahner 1983a,b; Arnold 1983; Osborne 1984; Recher y cols. 1987; Lindenmayer y cols. 1993, 1994b; Bennett y cols. 1994). La provisión de hábitat de alta calidad plantea varios aspectos importantes en el diseño y manejo de enlaces.



Gráf. 7-3 Nodos de hábitat incorporados como parte de un enlace proporcionan hábitat adicional en el que los animales pueden vivir o protegerse durante desplazamientos. Algunos ejemplos de nodos son: (a) vegetación en empalmes de hábitats lineales, como setos vivos, y (b) extensión de vegetación en llanuras anegadizas o a través de curvas en corrientes y ríos.

Primero, la calidad del hábitat es un aspecto crítico para los enlaces de paisaje que forman parte de una red integrada de conservación a escala regional (Harrison 1992). Los enlaces de paisaje que sustentan poblaciones y comunidades residentes deben proporcionar recursos todo el año para alimento, protección y cría. De igual modo, los enlaces trampolín, como los que proporcionan puntos para ‘paradas’ cortas para aves migratorias, deben proporcionar recursos abundantes de comida en momentos críticos del año. La calidad del hábitat también es importante a escala de redes locales. Normalmente, los enlaces en los que los animales son residentes deben proporcionar una gama y especificidad mayores de recursos (alimento, protección y sitios para reproducirse) que los que se utilizan sólo para un desplazamiento breve (Bennett et al, 1994; Lindenmayer y cols. 1994a, b; Lynch y cols. 1995). Los animales que emprenden desplazamientos directos pueden necesitar sólo cobertura o refugio adecuado para la breve duración del desplazamiento, y pueden utilizar enlaces que, por lo demás, no serían adecuados para vivir (ver Recuadro 4-2).

Segundo, para proporcionar continuidad real entre grandes reservas que abarcan varios hábitats contrastantes (cerros y barrancos en bosques montañosos, dunas y depresiones húmedas en ambientes áridos), los enlaces de paisaje deben ser suficientemente diversos para sustentar a especies que viven en cada hábitat. Esto se puede lograr mediante un tramo ancho de conexión que abarque la gama de topografía y hábitats, o mediante una duplicación que provea enlaces de diferentes clases de vegetación (Bennett 1990a; Claridge y Lindenmayer 1994).

Tercero, siempre que sea posible, los enlaces deberían basarse en vegetación natural existente más que en vegetación degradada o reconstruida. Un hábitat de elevada calidad para la vida silvestre requiere la plena diversidad de vegetación natural, mantenida gracias a procesos ecológicos naturales. Los recursos en bosques y zonas boscosas, como la basura de hojarasca, cavidades de árboles, grandes árboles muertos, hongos hipogeales y diversas comunidades de invertebrados, no se pueden crear simplemente plantando hileras de árboles y arbustos. Una tarea urgente, por tanto, es identificar, conservar y proteger enlaces naturales que todavía están presentes en el paisaje antes de que se pierdan. Cuando sea necesario restablecer eslabones de vegetación, debería darse prioridad a la restauración que imite el ambiente natural. La restauración de vegetación seminatural existente o de revegetación directamente contigua a vegetación natural es probable que mejore el restablecimiento de procesos naturales en nuevos hábitats (Hobbs 1993b).

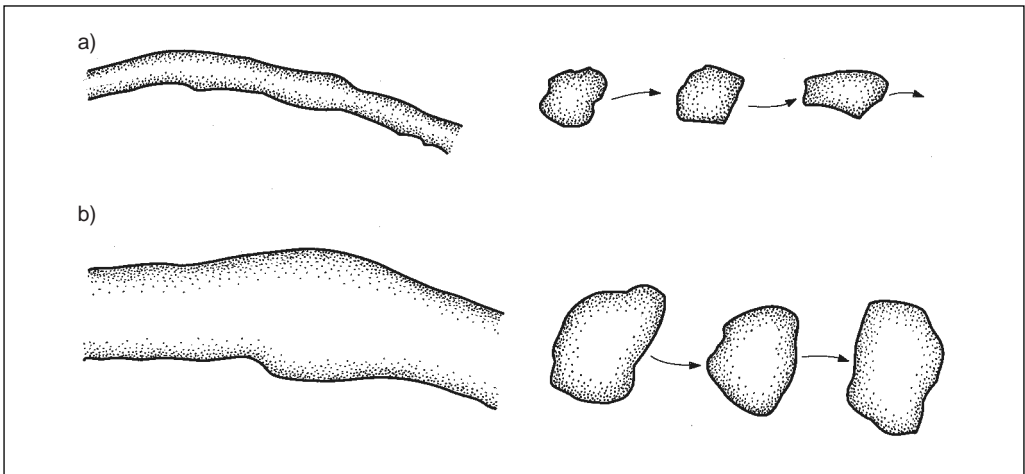
Cuarto, los hábitats de vida silvestre no son estáticos sino que cambian con el tiempo. Algunos recursos, como los grandes árboles, cavidades naturales en árboles y grandes troncos en deterioro, sólo se desarrollan después de mucho tiempo; por otro lado, otros recursos pueden encontrarse sólo en etapas primerizas de sucesión. Las especies animales presentan patrones diferentes de presencia en relación con la edad de la vegetación y por esto la fase seral del hábitat puede ser una influencia determinante en su valor como enlace. En bosques tropicales en Queensland, Australia, la escasez de varios mamíferos arbóreos en remanentes de bosques se atribuyó a su incapacidad para utilizar corredores de bosque secundario regenerado (Laurance 1990). El lemuroide de cola anillada, aunque común en bosques lluviosos primarios, no se encontró en hábitats de bosque secundario. En consecuencia, aunque había corredores de hábitats potenciales y otras especies los utilizaban, la naturaleza del hábitat al parecer impedía que esta especie utilizara los enlaces. A largo plazo, será necesario manejar de manera activa la vegetación

en muchas redes de conservación para garantizar que se mantengan recursos de hábitats clave. Por último, los hábitats lineales son especialmente vulnerables a efectos de borde (ver luego), y en consecuencia se requiere un nivel mayor de manejo para conservar la integridad de la vegetación en enlaces que para el caso de áreas comparables dentro de ambientes naturales extensos.

Efectos de borde

La forma lineal de los corredores de hábitats y el tamaño relativamente pequeño de los trampolines significan que la proporción de los bordes respecto al área a menudo es elevada en los enlaces (Gráf. 7-4). Por consiguiente, los enlaces son especialmente vulnerables a lo que se ha llamado ‘efectos de borde’. Una cantidad creciente de investigación muestra que se producen una serie de efectos físicos y biológicos a lo largo de los bordes que pueden afectar la vida silvestre de manera directa o indirecta debido a cambios en hábitats (Harris 1988a; Yahner 1988; Bierregaard y cols. 1992; Angelstam 1992; Murcia 1995). En paisajes donde predominan los seres humanos, los procesos de impactos que surgen de hábitats remanentes externos es probable que sean tan importantes, o más, que los procesos dentro del hábitat en cuanto a determinar las condiciones para la fauna (Janzen 1986; Saunders y cols. 1991). A continuación se resumen las principales clases de efectos de borde.

Los cambios microclimáticos que se producen en el borde de hábitats incluyen cambios en la radiación solar, luz que incide, humedad, temperatura y velocidad del viento (Forman y Godron 1986; Lovejoy y cols. 1986; Young y Mitchell 1994). En consecuencia, se pueden esperar cambios en bordes recién establecidos luego de que el clareo ha producido exposición. Por ejemplo, se ha reportado en varios países el derribo y arranque de árboles como resultado de una mayor exposición



Gráf. 7-4 La forma lineal de corredores de hábitat y el tamaño relativamente pequeño de hábitats trampolín significan que la proporción de bordes respecto al área es elevada. Puede haber poco hábitat ‘interior’ no perturbado en muchos enlaces (a) a no ser que sean anchos en relación con los procesos de perturbación en bordes en ese ambiente (b).

al viento en franjas de bosques conservado en bosques bajo manejo (Esseen 1994; Darveau y cols. 1995; Lindenmayer y cols. 1997) (ver Recuadro 6-6).

Los cambios en la composición y estructura de comunidades de plantas se dan en los bordes de un hábitat, de modo que suelen ser diferentes del interior (Ramey y cols. 1981; Laurance 1991b; Malcolm 1994). Estos cambios nacen de las respuestas de especies de plantas a condiciones microclimáticas alteradas, y de la invasión y establecimiento de especies de plantas procedentes de hábitats contiguos. Donde corredores de remanentes y hábitats bordean ambientes perturbados y clareados, suele haber una amplia gama de especies de plantas pioneras y de malezas listas para colonizar, desplazar a plantas autóctonas y alterar el hábitat.

Los cambios en las comunidades de plantas significan hábitats alterados para los animales, lo cual beneficia a algunas especies y es un perjuicio para otras. Por ejemplo, la vegetación densa de arbustos cerca de bordes de bosques, donde una mayor penetración de la luz permite un crecimiento mayor de arbustos o árboles pequeños, puede proporcionar más sitios para buscar alimentos y anidar para aves en las capas vegetales bajas (Gates y Gysel 1978). Esto no es necesariamente ventajoso para ellas, dado que los nidos cerca de bordes pueden experimentar un menor éxito en la cría debido a la depredación y parasitismo (ver luego). Los cambios de vegetación que afectan a animales pueden también ser sutiles. En bosques de coníferas del noroeste de EE UU, los campañoles de lomo rojizo son sumamente escasos en bosques talados pero subsisten en pequeños remanentes de bosques primitivos (Mills 1995). Algunos estudios de caza con trampas en los remanentes encontraron que la abundancia de campañoles era la menor posible cerca del borde talado y la mayor cerca del centro del remanente. Se asocia a menudo a los campañoles con grandes troncos y otros desechos de madera, pero los desechos de madera mostraron la tendencia opuesta al ser más abundantes cerca de los bordes. En este caso, el mecanismo que influye en el 'efecto de borde' que presentaron los campañoles parece ser la disponibilidad de hongos subterráneos (trufas) que constituyen una gran parte de la dieta de los campañoles. Estos hongos están prácticamente ausentes de áreas clareadas en regeneración y de los bordes de remanentes, pero se encontraban dentro del interior del bosque primitivo (Mills 1995).

Las especies de vida silvestre que son especialistas en bordes o son típicas de tierras alteradas pueden invadir enlaces y convertirse en depredadores, competidores o parásitos de especies del 'interior' (Yahner 1988).

- En hábitats cercanos a bordes, el grupo original de depredadores puede complementarse con los procedentes de tierras contiguas alteradas. Estudios experimentales y por observación de depredación de nidos de aves han demostrado que puede darse un nivel significativamente mayor de depredación en hábitats de borde cercanos a tierras alteradas comparado con el interior de bosques (Gates y Gysel 1978; Wilcove 1985; Andrén y Angelstam 1988; Yahner y Scott 1988).
- Especies de bordes pueden competir con especies del interior en cuanto a alimentos y otros recursos. Por ejemplo, la manorina alborotadiza prefiere zonas boscosas al descubierto en el sureste de Australia y manifiesta un elevado nivel de agresión interespecífica hacia otras aves insectívoras pequeñas. Los sitios donde hay manorinas alborotadizas tienen menos especies de aves que en hábitats comparables donde no las hay (Loyn 1987; Barrett y cols. 1994). Las manorinas alborotadizas son comunes en áreas boscosas remanentes a lo largo de orillas de caminos y pueden afectar mucho el uso de

redes de hábitat a orillas de caminos de parte de otras aves, al desplazarlas activamente.

- Los cambios de hábitat en bordes pueden conducir a cambios en las relaciones entre parásitos y anfitriones (Brittingham y Temple 1983; Taylor y Merriam 1996). En Norteamérica, se ha encontrado que el tordo cabeza café disminuye significativamente el éxito reproductivo de aves forestales cercanas a bordes como resultado del parasitismo en nidos. En zonas boscosas en Wisconsin, EE UU, el 65% de nidos encontrados a lo largo de bordes de zonas boscosas estaban parasitados. Cerca de los bordes había un promedio de 1.1 huevos de tordo por nido en tanto que en lugares a más de 300 metros del borde del bosque el promedio era de 0.23 huevos por nido (Brittingham y Temple 1983).

Los hábitats en bordes son propensos a una serie de procesos perturbadores, que con frecuencia son resultado de actividades en tierras contiguas con infraestructura. Incluyen el acarreo de fertilizantes y productos químicos desde tierras agrícolas, el pisoteo y pastoreo de ganado doméstico, incendios que se dirigen hacia bordes de bosques o zonas ribereñas de amortiguación, la colocación de sendas de acceso y control de quemas a lo largo de bordes y la perturbación y vertedero de basura recreativa. En ambientes rurales, simples medidas de manejo como colocar cercas para excluir a ganado doméstico (Scougall y cols. 1993) pueden disminuir en mucho la cantidad de perturbación a la vegetación junto a corrientes, cercas, setos vivos y parcelas de hábitat trampolín que conservan la conectividad a través del paisaje rural.

¿Hasta dónde llegan los efectos de borde? ¿Cuán anchos deben ser los eslabones de paisaje, los corredores de hábitat local o los trampolines para minimizar el impacto de la perturbación del borde e incluir hábitat de elevada calidad? Son preguntas complejas de pertinencia directa para la conservación de la vida silvestre. Las soluciones deben ponderarse en relación con un proceso o parámetro concreto (Recuadro 7-2). Por ejemplo, un estudio en EE UU mostró que en función de estructura de vegetación, la anchura del borde de bosque era de menos de 13 metros pero, basado en la distribución de nidos de aves, la anchura funcional del borde oscilaba entre 9 y 64 metros para los tres sitios estudiados (Gates y Mosher 1981). En Suecia, los elevados niveles de depredación de nidos de aves en el borde bosque-terreno agrícola disminuían con el aumento de la distancia hasta el bosque, pero a distancias de 100 metros todavía eran mayores que a los 200-500 metros hasta el bosque (Andrén y Angelstam 1988). Los cambios en el microclima en parcelas forestales contiguas a tierras agrícolas clareadas en Nueva Zelanda iban desde 30 metros a más de 100 metros hasta el bosque, dependiendo del aspecto del borde (Young y Mitchell 1994). Las perturbaciones, como pastoreo de ganado doméstico, incendios y acarreo de fertilizantes, también pueden extenderse muchos metros dentro del borde aparente del bosque.

El impacto de los procesos de perturbación de lindes es mayor donde hay un fuerte contraste entre las dos clases de hábitat, tales como bosque y tierras agrícolas. Son menos fuertes en los entrecruces de dos clases de bosque, o en diferentes clases de edad dentro de bosques continuos (Rudnický y Huner 1993). Los corredores angostos de hábitat dentro de ambientes rurales, como franjas a orillas de corrientes, setos vivos y vegetación junto a caminos pueden ser de hecho hábitats totalmente de borde. Dentro de bosques extensos, por el contrario, una franja de bosque maduro rodeada de fases primerizas de sucesión de la misma clase de bosque es más probable que tengan un hábitat interior y sustenten especies animales dependientes del ambiente interior de bosque.

Resulta claro que la ponderación cuidadosa de la clase e intensidad de efectos potenciales de borde es un aspecto importante en el diseño y manejo de redes de enlaces. Es igualmente

pertinente para redes de enlaces locales y para eslabones importantes de paisaje en las estrategias regionales y nacionales de conservación. Será necesario un manejo activo para minimizar los efectos de borde en muchas situaciones.

Anchura de los enlaces

La anchura de los enlaces es un aspecto particularmente importante porque influye en la mayor parte de los aspectos de cómo funcionan los enlaces. Maximizar la anchura es una de las opciones más eficaces que pueden escoger los gestores de tierras para incrementar la eficacia de los enlaces con fines de conservación de la vida silvestre. Hay por lo menos tres beneficios principales de una mayor anchura de los hábitats de conexión.

Primero, la disminución de los efectos de borde se puede contrarrestar con gran eficacia por medio del incremento de la anchura o tamaño del hábitat. Es más probable que los enlaces más anchos conserven algún hábitat menos alterado debido a efectos de borde. Por esa razón, es forzoso que los enlaces entre reservas naturales o grandes áreas naturales que buscan preservar la continuidad para toda la comunidad de animales sean lo más grandes posible. La continuidad de las poblaciones depende de la calidad e integridad del hábitat que se está conservando de modo que las comunidades puedan vivir por toda la longitud del enlace.

Segundo, para un enlace de una longitud dada, una mayor anchura incorpora un área más grande y el potencial de mayor diversidad de hábitats y más abundancia y diversidad de vida silvestre. Esto es sencillamente una aplicación de la bien conocida relación especies-área: las áreas más grandes tienden a sustentar más especies que las áreas más pequeñas. Una serie de estudios han mostrado relaciones positivas entre riqueza de especies de aves y anchura de hábitats lineales, como la vegetación ribereña (Stauffer y Best 1980; Recher y cols.1987), orillas de caminos (Arnold y cols. 1987; Saunders y de Rebeira 1991) y setos vivos (Parish y cols. 1994). Por ejemplo, los censos de vegetación a orillas de corrientes en Iowa, EE UU, mostraron que la cantidad de especies de aves reproductivas se incrementó de 10 a15 especies en franjas boscosas de unos 15 metros de ancho, de 25 a30 especies en franjas mayores de 150 metros de anchura (Stauffer y Best 1980).

Por último, la mayor anchura incrementa la probabilidad de que un enlace supla a las especies sus necesidades de gran cantidad de espacio o de alimentación especializada y necesidades de hábitat. Así pues, la composición relativa de agrupaciones de fauna en corredores anchos de hábitat difiere de la que se encuentra en franjas angostas. Recher y cols. (1987) utilizaron la teoría de la búsqueda óptima de alimentos para predecir que era más probable que los mamíferos arbóreos con terrenos pequeños de recorrido estuvieran presentes en corredores a orillas de corrientes de bosque de eucalipto entre plantaciones de pinos en New South Wales, Australia, que las especies que ocupaban terrenos más grandes de recorrido. De acuerdo con estas predicciones, el petauro arborícola planeador se encontraba en todos los corredores estudiados, pero el planeador panza amarilla se encontró sólo en la reserva más ancha. El petauro arborícola planeador es un marsupial folívoro solitario que ocupa un territorio base de 1 a 2 hectáreas, en tanto que el planeador panza amarilla es gregario, tiene necesidades especializadas de alimentos y sus grupos familiares ocupan un gran terreno de recorrido de 20 a 60 hectáreas (ver también Recuadro

Recuadro 7-2 Perturbación en bordes y la anchura de corredores de hábitats en bosques tropicales

Los bosques tropicales están bajo intensa presión en muchos países. Dado lo inevitable de que sigan clareándolos, se ha sugerido a los biólogos que encuentren formas de ‘fragmentar de manera creativa’ un paisaje (Laurance y Gascon 1987). La retención de corredores de hábitats como parte de una red interconectada de bosque tropical remanente es un principio pertinente. Pero ¿cuán anchos deberían ser estos enlaces? Estudios recientes de los efectos de borde ofrecen alguna guía para el diseño de corredores de bosques tropicales.

Se han registrado cambios relacionados con bordes de bosques como parte del estudio de la Dinámica Biológica de Fragmentos de Bosques en el Amazonas brasileño (Lovejoy y cols. 1986; Bierregaard y cols. 1982; Malcolm 1994). Comparado con el núcleo de una reserva forestal de 100 hectáreas, las temperaturas y el déficit en la presión de vapor se elevaron hasta unos 40 metros hacia el interior a partir del borde del bosque y la humedad del suelo era más baja en los 20 metros más próximos al borde. Las muertes y daños a los árboles eran mayores cerca de los bordes, con la incidencia máxima de árboles dañados por el viento y otros en los primeros 60 metros. Se documentaron cambios significativos en el reclutamiento de plántones hasta a 25 metros del borde con una tendencia no significativa en distancias mayores (Bierregaard y cols. 1992). Hubo cambios significativos en comunidades de aves dentro de 50 metros de los bordes del bosque, e incluso a 50 metros del borde eran escasas las especies comunes de interior de bosque (Lovejoy y cols. 1986). Las mariposas ‘amantes de la luz’ comunes en aperturas y segundo crecimiento se volvieron más prominentes después de la fragmentación del bosque y se estimó que estas especies penetran de 200 a 300 metros en el bosque (Lovejoy y cols. 1986).

En el norte de Queensland, Australia, se estudió a un grupo de plantas adaptadas a perturbaciones en fragmentos de bosque lluvioso tropical y en bosque lluvioso continuo, a distintas distancias del borde del bosque (Laurance 1991). Se encontraron niveles elevados de perturbación de bosque hasta a 500 metros de los bordes, pero resultaron muy visibles cambios ecológicos ‘sorprendentes’ hasta a 200 metros del borde, incluyendo elevados niveles de daño a la canopea y una mayor frecuencia de presencia de lianas y juncos.

Estudios de los efectos de la fragmentación de bosques tropicales en aves en capas bajas del bosque en Tanzania (Newmark 1991) brindaron información acerca de la distribución en relación con el borde del bosque. Se capturaron aves en redes que se extendían hacia adentro a partir del borde de un gran bosque. La distancia desde el borde en el que se capturaron aves de capas bajas ofrece una medida de su respuesta a condiciones alteradas cerca del borde. Para las especies que se encontraron más alejadas del borde, la distancia mediana fue de 266 metros.

Estos estudios de tres continentes muestran que los cambios ecológicos relacionados con bordes de bosques tropicales tienen efectos notorios dentro de por lo menos los primeros 50 metros y tienen implicaciones para procesos ecológicos sobre distancias de al menos 200 metros o más. Para conservar enlaces de bosque tropical que tienen un núcleo de vegetación relativamente no alterada para especies dependientes del interior del bosque, necesitarán tener al menos de 400 a 600 metros de anchura, y de preferencia más anchos, con el fin de amortiguar y proteger la vegetación central.

6-6). De igual modo, se encontró que hábitats más anchos a orillas de corrientes (50-95 metros) conservados entre plantaciones de pinos en el este de Texas, EE UU, sustentaban una mayor representación de aves dependientes de bosques que las franjas más estrechas (15 a 25 metros) (Dickson y cols. 1995).

¿Qué anchura debería tener un enlace? A menudo se les hace esta pregunta a ecólogos, y la respuesta más común es ‘cuanto más ancho mejor’. La respuesta simple es que un enlace es suficientemente ancho cuando de hecho conserva la conectividad de especies o agrupaciones de animales para los cuales está destinado. Así pues, la anchura óptima depende del propósito y función del enlace, de la ecología conductual y desplazamientos de las especies clave y de la naturaleza del uso de la tierra circundante. También deben tomarse en cuenta los cambios a largo plazo en la integridad del hábitat y la intensidad de los efectos linde sobre la fauna. No hay una respuesta única uniforme. El estudio sistemático de la ecología de la vida silvestre en enlaces existentes de diversas clases y anchuras es el primer paso para una solución.

Ante la falta de información empírica sobre los requerimientos de especies o comunidades particulares, la medida más útil para determinar la anchura óptima parece ser la distancia dentro de la cual las perturbaciones del borde es probable que afecten la función del enlace. Para asegurar que el eslabón conserve alguna porción relativamente libre de perturbación, la anchura debe ser más del doble que aquella dentro de la cual las perturbaciones de borde influyen en procesos ecológicos. Esta medida debe basarse en las circunstancias de un eslabón particular y en la perturbación a la que se ve sujeto. Ejemplos de diversos métodos sugeridos (Janzen 1986; Laurance 1991b; Newmark 1991; Harrison 1992; Noss 1993) incluyen la distancia dentro de la cual:

- Se extienden condiciones climáticas alteradas e influyen en la composición de plantas.
- La invasión de especies foráneas de maleza y especies de borde penetran en hábitats y los alteran.
- Se dan tasas elevadas de depredación.
- Hay una elevada tasa de árboles derribados por el viento.
- Se extienden niveles elevados de parasitismo de nidos.
- Especies de animales de interior de bosques evitan bordes de bosques.
- Se extiende la perturbación recreativa y afecta a comunidades naturales.

Harris y Scheck (1991) incorporaron muchas de estas consideraciones al proponer una guía ‘práctica’ que relaciona la anchura de un corredor con su función y la escala temporal dentro de la cual debe operar:

‘para el desplazamiento de animales individuales donde se sabe mucho de su comportamiento y el corredor tiene como fin funcionar por semanas o meses, la anchura adecuada puede medirse en metros;

para el desplazamiento de una especie, cuando se sabe mucho de su biología y cuando el corredor se espera que funcione por años, la anchura debería medirse en centenares de metros;

cuando se considera el desplazamiento de agrupaciones enteras y/o cuando se sabe poco de la biología de las especies correspondientes, y el corredor tiene como fin funcionar por décadas, la anchura apropiada debe medirse en kilómetros’. (Harris y Scheck 1991).

A la luz de las sugerencias hechas antes, determinar una anchura adecuada para un enlace puede parecer una tarea desalentadora, sobre todo en situaciones en que se dispone de poco conocimiento detallado de la fauna o del ecosistema local, y existen demandas contrapuestas en cuanto al uso de la tierra. En tales circunstancias, quienes planifican enlaces deberían:

- Identificar con claridad el propósito del eslabón.
- Utilizar todos los conocimientos disponibles acerca de la fauna.
- Aplicar los principios ‘cuanto más ancho mejor’ y ‘lo más ancho posible’.
- Tener presente que la mayoría de los enlaces existentes y planeados es probable que tengan mucho menor anchura que la óptima para la función ecológica a largo plazo.

Ubicación de los enlaces

En paisajes muy alterados puede no haber otra opción en cuanto a dónde se puedan ubicar los enlaces. El desafío es implementar las mejores prácticas de manejo para mantener la conectividad de los enlaces existentes, o para maximizar la conectividad basada alrededor de patrones de vegetación existente. En otras situaciones, tales como regiones forestales extensas, sigue habiendo opciones en cuanto a dónde puedan ubicarse los enlaces para que sean lo más eficaces posibles para mantener la conectividad natural. La ubicación también es un aspecto importante en paisajes donde existen planes para regenerar o establecer nuevos enlaces.

La función primaria de los enlaces es mantener la conectividad para poblaciones y hábitats que eran naturalmente continuos. Los corredores de hábitats no deberían establecerse para enlazar poblaciones o hábitats separados por alguna forma de barrera ambiental natural: por ejemplo, es inadecuado establecer enlaces boscosos a través de llanuras naturales de tierras yerbosas. También se debería tener cuidado al restablecer continuidad de hábitats para asegurarse de que no facilite la difusión de enfermedades que pueden haberse introducido en poblaciones aisladas. Aunque se han planteado estas preocupaciones como críticas de los corredores de hábitats, tienen una pertinencia limitada porque se aplican primordialmente a situaciones en que se están restableciendo enlaces de manera voluntaria. La protección de tramos existentes de vegetación natural es simplemente mantener conexiones ecológicas naturales.

Los enlaces alcanzarán su mayor eficacia cuando protejan sendas conocidas que toman los animales, tales como rutas migratorias estacionales, puntos de parada de aves acuáticas migratorias, incursiones diarias en busca de alimento o rutas de desplazamiento de animales grandes, o hábitats típicamente utilizados por individuos que se dispersan entre poblaciones (Harrison 1992). Resulta claro que serán especialmente útiles las observaciones preliminares de desplazamientos reales, o la información de ecólogos o personas locales conocedoras. Por ejemplo, las observaciones de radiotelemetría fueron de gran valor para identificar sendas naturales de desplazamientos de pumas en California (ver Recuadro 5-11); a menudo a lo largo de características topográficas, como cimas de cadenas montañosas, cañones o sistemas de corrientes.

En general, los enlaces deberían ubicarse a lo largo de, más que a través de, contornos ambientales o topográficos para asegurar la continuidad de hábitats para animales. Hay excepciones a este principio, como algunos corredores de hábitats diseñados ex-profeso para

atravesar contornos ecológicos. Por ejemplo, se pueden ubicar corredores ecológicos para que lleguen a través de crestas para conectar vertientes forestales contiguas (Claridge y Lindenmayer 1994). De igual modo, algunos eslabones de paisaje están ubicados a lo largo de gradientes de altura para conservar la continuidad natural entre hábitats a alturas más bajas y más altas y para ayudar a la migración de altura de aves y otras especies (Loiselle y Blake 1992).

Siempre que sea posible, los enlaces deberían ubicarse lejos de fuentes conocidas de perturbación humana, o la perturbación debería alejarse del enlace designado. Cuando la perturbación es inevitable, se reducirá su impacto si se ubica a un lado del enlace y no en su centro. La perturbación para ambientes naturales proveniente de dos fuentes, asentamientos humanos y sistemas viales que invaden, son un reto importante para el manejo de enlaces de paisaje. Por ejemplo, la presencia de un campamento militar y asentamientos de pueblos en expansión a través del eslabón remanente que utilizaban los elefantes indios entre secciones del Parque Nacional Rajaji en India; la invasión de parte de miles de personas del corredor del Kibale Forest Game en Uganda; y la amenaza a causa de la cosecha de madera, el pasto y los asentamientos humanos en enlaces remanentes entre áreas que ocupaban los pandas gigantes en China (ver en el Capítulo 9 más detalles de estos ejemplos), ilustran la amenaza y agudeza de la perturbación humana a la función de los enlaces de paisaje en todo el mundo.

La designación de zonas de amortiguamiento o el establecimiento ex-profeso de vegetación de amortiguamiento pueden ayudar a proteger hábitats sensibles dentro de enlaces (Noss y Harris 1986; Noss 1992). Esto puede asumir varias formas. Para proteger enlaces amplios de paisaje, se puede utilizar un sistema de división de la tierra en zonas para autorizar el uso limitado de recursos naturales o el uso recreativo limitado en una zona externa de amortiguamiento, al mismo tiempo que se excluyen dichas actividades en la parte central del enlace. Se ha defendido mucho este sistema para proteger reservas forestales (Sayer 1991) y es un elemento clave en la estrategia de planificación para reservas biosféricas bajo el Programa el Ser Humano y la Biosfera de la UNESCO (ver también Recuadro 8-3). Otra forma de amortiguar es utilizar franjas de vegetación natural o plantada, contigua a enlaces, para protegerlos de cambios ambientales y otras perturbaciones. Estos amortiguadores angostos también pueden servir como un claro marcador del límite del enlace, para limitar el aumento de invasión o clareo. Es obvio que si se establecen franjas de amortiguamiento contiguas a corredores de hábitat, debe tenerse cuidado de asegurar que sean de vegetación autóctona, no de especies que invadirán y degradarán el enlace.

Cuando sea compatible con el mantenimiento de valores ecológicos, los enlaces para la conservación de la vida silvestre deberían ubicarse de modo que complementen y mejoren otras estrategias de conservación de recursos. Por ejemplo, además de mantener la conectividad para la vida silvestre, los enlaces contribuyen a la protección de la calidad del agua, a la disminución de la erosión de suelos, a la conservación de especies y comunidades raras de plantas, a la retención de existencias de plantas autóctonas y de recursos de semillas, y así sucesivamente (ver Capítulo 6).

Monitorear el uso de enlaces

Los programas de monitoreo para valorar si los enlaces o redes de enlaces están logrando sus objetivos a menudo están ausentes en los planes de conservación. De poco sirve separar, o adquirir, tierra y realizar actividades costosas de manejo si no se sabe si la meta es probable que se alcance. Los programas de monitoreo se pueden llevar a cabo en tres niveles.

Primero, hay necesidad de un estudio e inventario básicos relacionados con la creación de enlaces o redes de paisaje, para asegurar que se disponga de una base sólida de información para su ubicación e implementación. Por ejemplo, en situaciones en que se planifica una red regional de enlaces (Ejemplos 5-11 en el Capítulo 9), se suele basar en principios cualitativos más que en conocimiento cuantitativo de ese ambiente. Rara vez resultará posible estudiar cada enlace, pero es importante tener datos representativos de las clases de enlaces que se incorporan: por ejemplo, las especies de animales capaces de utilizar reservas lineales de 200 metros de anchura en bosques (Ejemplo 10), eslabones con vegetación nueva a lo largo de corrientes (Ejemplo 7) o setos vivos entre arboledas (Ejemplo 5).

Segundo, hay una necesidad urgente de programas de monitoreo que valoren la eficacia de los enlaces, para determinar si están alcanzando sus metas. Estos programas de investigación no son fáciles de diseñar ni implementar y requieren un compromiso a largo plazo para que alcancen su máximo valor. Pueden asumir formas diversas:

- Monitoreo regular de la presencia y situación de la fauna dentro de enlaces (ya sea que vivan en ellos o que pasen a través) para proveer información acerca de cómo se está utilizando el eslabón y la identidad de especies para las que facilita la conectividad.
- Monitoreo de animales individuales dentro del sistema enlazado (por medio de radioteleetría, por ejemplo) para obtener datos acerca de la extensión, frecuencia, dirección y clase de desplazamientos que se realizan a través de enlaces concretos.
- Monitoreo de la situación de poblaciones y comunidades en hábitats conectados por medio de eslabones para valorar los cambios en respuesta a una mejor conectividad.

Tercero, el monitoreo del uso de enlaces de parte de animales es una forma importante de suministrar retroalimentación respecto al diseño, dimensiones y prácticas de manejo más adecuados. Por ejemplo, el manejo de recorridos lineales que utilizan mariposas y aves en bosques de Bretaña se ha mejorado como resultado de que gestores forestales y científicos en cooperación han probado diferentes técnicas de manejo (tales como anchura, forma y orientación de los recorridos) para desarrollar condiciones óptimas de hábitat (Ferris-Kaan 1991, 1995). Ese conocimiento a partir de programas de monitoreo, aunque sea sólo para ejemplos sencillos de enlaces, puede beneficiar el diseño y manejo futuros de otros eslabones que operan en situaciones similares (Beier y Loe 1992).

Aspectos sociopolíticos en diseño y manejo

No sorprende que los biólogos de la conservación y los gestores de vida silvestre tiendan a centrarse en aspectos biológicos al abordar la reserva de áreas naturales, el manejo de especies amenazadas y otros temas. Lo mismo es verdad cuando ponderan el papel de los enlaces para la conservación. Sin embargo, la conservación exitosa requiere más que sólo conocimientos científicos. Para lograr resultados en conservación se requiere que se comprenda a las personas y sus aspiraciones, conciencia del clima político y económico y destrezas en la implementación eficaz de programas. Así pues, para lograr metas de conservación se requiere una comprensión sólida de las dimensiones tanto biológicas como

sociopolíticas en la conservación de la vida silvestre y la planificación del uso de la tierra (McNeely 1987; Clark y cols. 1994; Grumbine 1994; Yaffee 1997).

¿Cuáles son los aspectos que deben abordarse para implementar con eficacia planes biológicos para enlaces y para asegurar que tengan éxito a largo plazo? Los puntos siguientes no son un tratamiento exhaustivo de aspectos sociales y políticos, pero pretenden servir como punto de partida para análisis ulteriores. Las actas de un simposio que abordó los papeles complementarios de redes de personas y redes de vegetación para la conservación de la naturaleza (Saunders y cols. 1995) ofrece muchos ejemplos pertinentes. Los estudios de caso y ejemplos que se presentan en el Capítulo 9 de diferentes clases de enlaces y redes de enlaces, también ilustran algunos de los aspectos prácticos que surgen en su desarrollo y manejo.

Situación y tenencia de la tierra

Los corredores de hábitats, trampolines y otros enlaces requieren tierra. Para que funcionen de manera eficaz, la tierra debe manejarse de una forma que asegure que las condiciones son favorables para que los animales sigan utilizando el eslabón. Así pues, la tenencia de la tierra y la capacidad para manejarla con eficacia para alcanzar resultados deseados constituyen consideraciones críticas. La tierra que se requiere para conservar o establecer enlaces puede ser de propiedad privada, de propiedad pública (gobierno) o puede comprender múltiples parcelas con una gama diversa de propietarios incluyendo particulares, compañías, agencias o autoridades gubernamentales y comunidades o grupos de conservación. Lo ideal es que se necesita un acuerdo seguro a largo plazo con los gestores responsables de la tierra para garantizar que haya un compromiso permanente con los objetivos del enlace.

Donde se disponga de una serie de opciones para ubicar enlaces, la tenencia de la tierra es un criterio importante. En los países más desarrollados hay una mayor capacidad (por medio de insumos comunitarios y procesos obligados de planificación) para disponer de tierra propiedad de gobiernos y manejada de una manera ambientalmente sensible. Sin embargo, en muchos casos quizá haya una sola opción para la ubicación de un enlace, y lograr un compromiso para el manejo respetuoso de la tierra puede ser un reto importante para la implementación de un plan por lo demás ecológicamente sólido.

Se puede llegar a asegurar el compromiso con un manejo respetuoso de la tierra de una serie de maneras que incluyen: compra o adquisición de tierra de parte de gobiernos o consorcios de conservación, acuerdos de manejo en cooperación, pactos obligatorios sobre uso de la tierra, controles de planificación acerca de usos permitidos de la tierra o acuerdos informales entre comunidades locales. Se requieren creatividad e innovación. En algunas situaciones se requerirá un compromiso para satisfacer las necesidades de gestores de la tierra y pueblos autóctonos. Por ejemplo, un amplio enlace de paisaje entre las áreas altas y bajas del Monte Kilimanjaro en Tanzania (ver Recuadro 8-5) se administrará bajo regulaciones distritales que permiten que el pueblo masai siga sus prácticas tradicionales de pastoreo (Newmark 1993). En un contexto diferente, algunas redes de vegetación remanente a lo largo de orillas de caminos en el sur de Australia son un valioso recurso de conservación (ver Capítulo 6), pero su manejo debe reconocer la legítima necesidad de mantener un ambiente seguro para viajar y de minimizar el riesgo de incendios descontrolados. Esto podría requerir que los gestores de tierra (en la mayoría de los casos gobiernos locales) eliminen árboles próximos a la superficie de los caminos y de vez en cuando disminuyan el riesgo de incendios de la vegetación.

En áreas donde hay una intensa presión para construir más infraestructura y donde es probable que se produzcan cambios futuros, resulta difícil conseguir un compromiso para el uso de la tierra para un enlace ecológico. Pueden requerirse negociaciones con una serie de gestores de la tierra en cuanto a su uso. El paso al parecer sencillo de asegurar que la ubicación y que la extensión total del área que va a manejarse como enlace ecológico se marque con claridad en los mapas correspondientes, en los documentos de planificación y en estrategias de uso de la tierra, es determinante para el mantenimiento a largo plazo de la situación de la tierra y de su función real como enlace (Beier 1993).

Responsabilidad de manejo y suficiencia de recursos

No se pueden garantizar resultados mejores en conservación sólo porque se ha reservado tierra para un enlace. Se requiere un manejo permanente para conservar los valores ecológicos y para evaluar si el enlace está logrando sus objetivos. El nivel de manejo que se necesita varía dependiendo de la función, ubicación y uso de la tierra circundante. Puede ser suficiente el manejo pasivo para mantener la integridad de los enlaces en algunas situaciones, como amplios eslabones de paisaje no alterado entre reservas, o sistemas conservados de hábitat no talado dentro de bosques bajo manejo. En otras situaciones, se necesita un manejo activo y una vigilancia continua si no se quiere que la función ecológica del enlace corra peligro y, en última instancia, quede destruida. Para conservar los corredores seminaturales para pumas en la Cordillera Santa Ana, California (ver Recuadro 5-11) (Beier 1993) ;se requiere que biólogos de conservación monitoreen (y estén

Recuadro 7-3 El corredor Talamanca-Caribe, Costa Rica: involucrando a la comunidad en el desarrollo del corredor

Con un área de 31.500 hectáreas (además de 5000 hectáreas de áreas marinas y arrecifes coralinos), el Corredor Biológico Talamanca-Caribe en el sur de Costa Rica se extiende desde la elevada altura del Parque Internacional La Amistad hasta la costa caribeña. Como parte de este eslabón principal de paisaje hay varias reservas con diversos niveles de protección ambiental (parte o toda la Reserva Biológica Hitoy-Ceveré; las Reservas Indígenas Talamanca Cabecar, Talamanca Poribri y Kekoidi-Cocles; y el Refugio de Vida Silvestre Gandoca/Manzanillo), pero el 46% del área es de propiedad privada sin protección formal (Comisión del Corredor Biológico Talamanca-Caribe 1993).

El objetivo principal del eslabón es proteger la biodiversidad a lo largo de un gradiente elevado de bosque continuo por medio del involucramiento de (y para beneficio de) las comunidades de la región. Todo el enlace está ubicado dentro de la Reserva Biosférica La Amistad, que se extiende a través de la frontera entre Costa Rica y Panamá, región de una diversidad biológica extraordinaria, con una gran cantidad de plantas, reptiles, anfibios y aves endémicos (TCBCC 1993). Esa región también es un área étnica y culturalmente variada y alberga al 65% de la población autóctona de Costa Rica.

Recuadro 7-3 (cont)

Entre los beneficios biológicos potenciales del enlace están:

- La protección de ecosistemas naturales con elevada diversidad. El corredor incluye nueve de las 12 'zonas vitales' en Costa Rica e interconecta áreas de elevado endemismo dentro de la reserva biosférica.
- Oportunidades para el desplazamiento de especies que emprenden migraciones de altura, incluyendo aves frugívoras y nectarívoras con papeles ecológicos en polinización y dispersión de semillas.
- Mantenimiento de poblaciones regionales de especies animales (como grandes depredadores) que necesitan grandes áreas de hábitat.

El proyecto lo desarrolla la Comisión del Corredor Biológico Talamanca-Caribe, que tiene amplia representación (11 organizaciones miembros) para asegurar que todos los grupos comunitarios participen de manera activa en la definición de políticas y toma de decisiones. Los retos mayores son coordinar medidas de conservación a través de diferentes tenencias de la tierra y entre muchos grupos, y limitar actividades que degradan el ambiente natural. La degradación se presenta de muchas formas: invasión de tierra y clareo por parte de precaristas, tala abusiva en tierras privadas y públicas, clareo de tierras privadas para dedicarlas a la agricultura y plantaciones, concesiones mineras, desarrollo de infraestructura turística incontrolada, expansión de plantaciones de banano y la cacería ilegal.

Se están implementando una serie de actividades en el proyecto (TCBCC 1993), basadas en la necesidad de:

- Promover la protección y manejo de la biodiversidad, en especial detener la deforestación y desarrollar sistemas de uso sostenible del bosque.
- Apoyar la acción comunitaria, como la participación comunitaria en el uso y manejo responsable de recursos naturales.
- Contribuir al desarrollo económico y social de la comunidad.

La evaluación del éxito de estas actividades se incluye dentro del ciclo vital del proyecto, con indicadores bien definidos como: la extensión de la cobertura boscosa comparada con la que había al comienzo del proyecto, la cantidad y calidad de proyectos de adquisición de tierra, los resultados del monitoreo biológico para rastrear la disminución en amenazas y el nivel de empeño de parte de las organizaciones locales en llevar a cabo las metas del proyecto.

dispuestos a iniciar acciones legales) las decisiones y planes de gobiernos de cinco condados, de 17 municipalidades, de dos oficinas de transporte y de una oficina principal de agua!

La mayor parte de los enlaces son intrínsecamente difíciles de manejar debido a que su forma (elevada proporción de borde respecto al área), los hace ser especialmente propensos a perturbaciones y porque con frecuencia abarcan múltiples parcelas de tierra que tienen diferentes gestores y usos. Hay una serie de aspectos importantes que se deben considerar para manejarlos en forma eficaz.

Es fundamental que haya una clara comprensión de los responsables del manejo, o cómo debe compartirse la responsabilidad entre las partes involucradas. De no darse este entendimiento, es fácil que se produzcan pérdidas de funciones ecológicas sin que ninguna de las partes busquen como remediar el problema. También es necesario tener acuerdos respecto a las metas de manejo entre quienes detentan esta responsabilidad. Esto se puede lograr mediante un plan formal de manejo o un acuerdo informal sobre las medidas requeridas para mantener la situación de la tierra y la calidad del hábitat.

Se necesitan destrezas en manejo de proyectos para asegurar que la planificación e implementación se realicen con eficacia. Se requiere un elevado nivel de destreza en situaciones en que están involucrados una serie de propietarios de la tierra y objetivos contrastantes de manejo, o cuando se requiere negociar la compra o adquisición de tierra para el enlace. Constituyen un reto importante los sistemas enlazados de hábitat a escala regional que involucran la coordinación entre propietarios privados, constructores de infraestructura y múltiples autoridades públicas (Reid y Murphy 1995; ver Capítulo 9). Algunos de los componentes importantes son la definición clara de metas y objetivos, la identificación de la secuencia de acciones que hay que emprender, la identificación de hitos para monitorear el avance y garantizar una coordinación y enlace eficaces entre todos los involucrados.

Debe disponerse de recursos adecuados (humanos y financieros) para lograr los objetivos de manejo. Sin duda que los recursos que se requieren dependen de la escala del enlace y de la complejidad de los aspectos involucrados en el uso de la tierra. A escala local, se pueden mantener muchos eslabones y redes con contribuciones voluntarias de propietarios de la tierra o grupos comunitarios, mientras que el manejo de enlaces de paisaje a menudo requiere personal dedicado y grandes presupuestos operativos. En el caso de proyectos grandes, las agencias gestoras necesitan personal con una serie de destrezas complementarias, incluyendo competencia biológica, destrezas en manejo de proyectos, destrezas en manejo de la tierra y experiencia sociológica (como agentes comunitarios). El desarrollo del corredor Talamanca-Caribe en Costa Rica (Recuadro 7-3) involucra la coordinación entre muchos grupos comunitarios, organizaciones nacionales y agencias internacionales, y el personal de la Comisión incluye a un antropólogo, dos abogados, un geógrafo, un ingeniero forestal y un biólogo (Comisión del Corredor Talamanca-Caribe 1993). Se necesitan recursos financieros en todas las fases de esos proyectos grandes, pero sobre todo durante la fase de desarrollo (que a menudo implica la adquisición de tierras) y la implementación inicial.

Otro reto para los gestores es anticipar la naturaleza del uso futuro de la tierra que está dentro o contigua a un enlace concreto que puede hacer que su función corra peligro: cambios como caminos nuevos o nuevos proyectos de vivienda, demanda de acceso a recursos naturales y la introducción de plantas y animales invasores.

Apoyo de parte de las comunidades locales

El apoyo e involucramiento de comunidades es un elemento clave en el trabajo de desarrollo comunitario y en la conservación (Sayer 1991; Blyth y cols. 1995; Saunders y cols. 1995). El mismo principio tiene vigencia en el caso del mantenimiento y protección de sistemas de enlaces ecológicos. En la mayoría de las situaciones, a no ser que se muestren favorables grupos interesados, agencias gestoras y grupos comunitarios, será difícil lograr las metas planeadas del enlace. Al respecto varios puntos son pertinentes.

Primero, la propiedad de la tierra y la autoridad gestora para un enlace concreto pueden radicar en parte, o totalmente, en la comunidad y no en el gobierno. A no ser que esas personas apoyen, o por lo menos no se opongan a los objetivos del enlace, este tendrá poca probabilidad de éxito. A nivel local, por ejemplo, redes lineales de cercas, setos vivos o vegetación a orillas de corrientes que proporcionan conectividad dentro de ambientes rurales, son en gran parte propiedad de finqueros y otros propietarios privados y dependen para su futuro de las prácticas de utilización de la tierra de dichas personas.

Es limitada la capacidad de los gobiernos y autoridades locales para administrar y hacer cumplir leyes para prevenir perturbaciones en los enlaces, como las causadas por ganado doméstico que pasta, invasión de animales autóctonos, caídas de árboles o clareo creciente. La presión de parte de comunidades locales y sus expectativas en cuanto a involucrarse de manera activa en la conservación de la tierra es una forma más eficaz de protección a niveles locales que la autoridad judicial.

Los gobiernos asignan fondos limitados para la conservación de la naturaleza. El involucramiento de la comunidad puede incrementar mucho los recursos disponibles para el manejo de la tierra, y también poner a disposición una gran reserva de conocimiento y experiencia locales (Bradby 1991; Siepen y cols. 1995). Personas individuales y grupos comunitarios pueden involucrarse en la restauración de hábitats, el manejo permanente de perturbaciones y el monitoreo de la vida silvestre. La movilización de las destrezas y entusiasmo de observadores voluntarios ha sido un recurso importante para el inventario de vida silvestre por medio de planes como el Christmas Bird Count en Norteamérica (Root 1988) y el Australian Bird Atlas (Blakers y cols. 1984).

Los usos de tierra contigua a enlaces tienen un efecto profundo en su viabilidad y en el mantenimiento de su función ecológica. El apoyo y el manejo favorable de parte de propietarios de la tierra vecinos pueden disminuir mucho la perturbación a través de bordes. Ellos también pueden proteger y mejorar enlaces mediante el mantenimiento de hábitats de amortiguamiento en sus propiedades o por medio de la protección de nodos contiguos de hábitat.

El apoyo e involucramiento activo de comunidades locales requiere compromisos más allá de las metas biológicas inmediatas de un enlace concreto. Deben tomarse en cuenta de manera favorable para prevenir la oposición comunitaria aspectos que son de importancia primordial para la comunidad local, como la pérdida potencial de recursos naturales (leña, frutos locales y otros productos forestales), problemas que surgen de animales locales que dañan las cosechas o matan ganado en zonas agrícolas o la amenaza de invasión de maleza.

La integración con otros programas de manejo sostenible de la tierra

Una de las formas más eficaces de conseguir amplio apoyo para enlaces biológicos es integrar su planificación y manejo con otros programas que proporcionan beneficios en manejo sostenible de tierras (como la protección de recursos hídricos o el uso sostenible de productos naturales). El reto es encontrar formas de lograr ambas metas sin poner en peligro los objetivos de conservación. De hecho, en muchas situaciones la razón primordial de que medidas de conservación consigan apoyo es la protección de suelos y de recursos hídricos. La retención de sistemas enlazados de vegetación natural a lo largo de ríos y corrientes es la oportunidad más prometedora para integrar los enlaces para la vida silvestre con el manejo sostenible de tierras en paisajes con infraestructura. Las corrientes de agua suelen ser el patrón para sistemas conservados de hábitats en bosques bajo manejo porque proporcionan un hábitat abundante para la vida silvestre y al mismo tiempo actúan como amortiguadores para minimizar la sedimentación y proteger la calidad de agua en sus cursos (Harris 1984; Recher y cols. 1987; Darveau y cols. 1995; Dickson y cols. 1995). De igual modo, los sistemas de cursos de agua son el punto focal de muchos eslabones urbanos de conservación (Adams y Dove 1989; Little 1990; Smith 1993; Roberts 1994). La protección de los hábitats urbanos a orillas de corrientes proporciona oportunidades de recreo y mejora la calidad del agua; y, donde los hábitats a orillas de corrientes son amplios y están bien manejados, también mantienen la vida silvestre en el paisaje suburbano urbanizado y proveen continuidad entre reservas naturales urbanas y externas.

Las oportunidades para mantener la conectividad del paisaje por medio de la integración de los enlaces con otras metas del manejo sostenible de las tierras son decisivas, porque en la mayor parte de

Cuadro 7-2 Resumen de medidas que se pueden tomar para mejorar el valor de los enlaces para la conservación de la vida silvestre

Aspecto	Medidas para mejorar el valor de conservación de los enlaces
Propósito del enlace	<ul style="list-style-type: none">- Definir con claridad el propósito del eslabón como base para acciones y metas de manejo
Ecología y comportamiento de especies	<ul style="list-style-type: none">- Hacer corresponder la clase y dimensiones del enlace con la ecología y patrones de desplazamiento de la especie blanco- Planificar eslabones de paisaje para proporcionar hábitat y recursos a agrupaciones enteras de animales, con especial atención a especies que tienen necesidades especializadas
Conectividad estructural	<ul style="list-style-type: none">- Manejar hábitats para minimizar brechas en los enlaces- Monitorear perturbaciones externas que podrían dañar secciones de eslabones- Desarrollar redes de eslabones para proporcionar alternativas en caso de algún desastre imprevisto- Incorporar nodos a lo largo de enlaces para proporcionar hábitat adicional

Cuadro 7-2 (cont)

Calidad del hábitat	<ul style="list-style-type: none">- Manejar hábitats para asegurar que haya recursos adecuados (comida, protección, refugio, sitios de cría) para todas las especies que utilizan el eslabón- Establecer nuevos enlaces basados en áreas existentes de vegetación natural o seminatural más que en tierras perturbadas- Reconocer la necesidad de manejar los enlaces y sus recursos de hábitat a lo largo del tiempo
Efectos de borde	<ul style="list-style-type: none">- Evaluar efectos probables de borde y sus impactos potenciales en la vida silvestre- Maximizar la anchura de los enlaces para minimizar los efectos de borde- Buscar formas de disminuir la perturbación cerca de o dentro de enlaces, o trasladar las fuentes de perturbación- Incorporar zonas de amortiguamiento a lo largo de bordes para limitar los impactos de fuentes externas de perturbación
Anchura	<ul style="list-style-type: none">- Hacer corresponder la anchura del enlace con su propósito biológico. Medir la anchura de los enlaces de paisaje en kilómetros- Ponderar las necesidades de área de especies clave que utilizan el eslabón- Maximizar la anchura de los enlaces si fuera posible para incrementar el tamaño total y diversidad de hábitats para fauna- Asegurar que la anchura es suficiente para contrarrestar perturbaciones de borde graves
Ubicación	<ul style="list-style-type: none">- Utilizar el conocimiento de sendas de animales para ubicar los enlaces- Evitar establecer enlaces a través de barreras ecológicas naturales- Ubicar enlaces a lo largo de contornos ambientales para maximizar la continuidad de hábitat homogéneo (a no ser que la meta sea enlazar a propósito a través de contornos)- Ubicar enlaces para complementar otras estrategias de conservación de recursos
Monitoreo	<ul style="list-style-type: none">- Incluir el monitoreo como parte integral del manejo de enlaces- Diseñar procedimientos de monitoreo para valorar la eficacia de los enlaces para la fauna- Utilizar los resultados del monitoreo para mejorar el manejo permanente

Cuadro 7-2 (cont)

Tenencia de la tierra	<ul style="list-style-type: none">- Garantizar la seguridad de la situación y tenencia de la tierra para enlaces a fin de evitar cambios futuros negativos en el uso de la tierra- Asegurar que la ubicación y extensión del enlace estén claramente indicados en mapas, documentos de planificación y estrategias de uso de la tierra
Responsabilidad de manejo	<ul style="list-style-type: none">- Especificar la responsabilidad por el manejo- Asegurar acuerdos sobre metas de manejo entre todos los gestores responsables de tierras- Asegurar recursos humanos y financieros adecuados y que se disponga de destrezas en manejo de la tierra- Prever cambios probables en el uso de la tierra que pudieran afectar el eslabón
Apoyo de parte de comunidades locales	<ul style="list-style-type: none">- Involucrar a comunidades locales en decisiones, manejo y monitoreo- Estimular un manejo favorable de tierras contiguas- Estar conscientes de las preocupaciones más generales de las personas locales
Integración con otros programas de manejo sostenible de la tierra	<ul style="list-style-type: none">- Investigar formas de integrar enlaces ecológicos con otros programas en de manejo de recursos naturales- Identificar y comunicar los beneficios ecológicos y sociales más amplios de los enlaces
Educación y concienciación comunitarias	<ul style="list-style-type: none">- Asegurar que la comunicación y compartir información formen parte integral del manejo- Determinar los medios más eficaces para proveer información a todos los grupos involucrados- Estimular el involucramiento de personas locales y de grupos comunitarios
Orientación estratégica en planificación	<ul style="list-style-type: none">- Planificar la conectividad a escalas espaciales amplias (paisaje, región) y con perspectiva a largo plazo- Identificar necesidades futuras de conectividad antes de que se pierdan las oportunidades por cambios en el uso de la tierra

los paisajes con infraestructura los patrones históricos de clareo y uso de la tierra han conducido a la pérdida de la mayor parte de las áreas naturales. Esto es así en muchos países europeos, donde hay una larga historia cultural de uso intensivo de la tierra (Agger y Brandt 1988; Gulinck y cols. 1991). Ya no es posible diseñar una red óptima de conservación en la mayoría de las regiones más densamente pobladas, pero como un uso de la tierra siempre más intensivo vuelve al paisaje cada vez más inhóspito para la mayor parte de las especies de plantas y animales, requiere una atención prioritaria la integración eficaz de esfuerzos para mejorar la conectividad con otros programas de manejo sostenible de tierras.

Educación y concienciación comunitarias

El intercambio y suministro de información es parte esencial del proceso de establecer y manejar enlaces. Esto incluye comunicación eficaz entre científicos y gestores de tierras, con quienes participan en la toma de decisiones acerca del uso de la tierra (incluyendo a políticos) y con la comunidad. Esto puede parecer evidente en sí mismo, pero lo usual es que los científicos no sean hábiles en comunicarse con la comunidad en general y poseen conocimiento limitado en cuanto a cómo promover cambios en el uso de la tierra. La educación y concienciación comunitarias implican aspectos sobre *qué comunicar*, la *forma* más adecuada de hacerlo y *cómo involucrar a las personas* en el proceso.

El mensaje que se debe comunicar tiene varias partes. Primero, debe presentarse con claridad el propósito y necesidad del enlace, o red de enlaces. Esto incluye información acerca de las especies de animales afectados y sus necesidades de hábitat, y cómo el enlace ayudará a su conservación. Segundo, no se puede sobrestimar el valor de los mapas (de preferencia a colores) que muestren con claridad la ubicación y dimensiones del enlace y de los hábitats que se conectarán. Tercero, las personas necesitan saber de qué modos los afectará la propuesta y sus actividades regulares, o las nuevas oportunidades que les proporcionará.

Es fácil que haya un desfase en las formas de comunicación entre los involucrados, sobre todo entre científicos, gestores de tierras y miembros de comunidades locales. La comunicación científica suele ser por escrito, pero pocos gestores de tierras y pocos de los que toman decisiones políticas leen revistas científicas. La información debe presentarse de una forma que la pueda asimilar fácilmente la persona a la que va destinada. ¡Los planes más sofisticados de conservación tienen poco valor si el conductor del tractor no sabe dónde debe detenerse! La comunicación visual y oral es importante, sobre todo demostraciones y conversaciones in situ, donde sea factible. Puede resultar muy eficaz reservar tiempo para conversar acerca de diferentes aspectos con quienes están involucrados y compartir experiencias personales sobre vida silvestre y lo que se requiere para su conservación. El interés, entusiasmo y compromiso de quienes abogan por medidas de conservación tienen mucho peso y son un complemento esencial de los datos científicos y de los análisis razonados.

La forma más eficaz de educación y comunicación de información comunitarias es involucrar a las personas en actividades relacionadas con el proyecto. Esto se puede lograr mediante la participación activa en toma de decisiones y planificación, ayudando a estudios de campo y monitoreo de flora y fauna, o el involucramiento en restauración de hábitats. Por ejemplo, los planes de manejo para redes de vegetación a orillas de caminos en el sur de Australia han dependido en gran parte del involucramiento comunitario voluntario para ponderar los valores de las orillas de caminos (Ejemplo 17, Capítulo 9); y grupos voluntarios como Earthwatch han contribuido a estudios de campo de las aves que se encuentran en redes a orillas de caminos (Saunders y de Rebeira 1991; Lynch y cols. 1995).

Orientación estratégica para planificar enlaces

La planificación, negociación, reserva y protección de enlaces toman tiempo, y es fácil que en el lapso se pierdan segmentos críticos de hábitat. Esto sucede especialmente cuando los enlaces se están estableciendo en un sentido reactivo, como respuesta urgente a propuestas de infraestructura que implican destrucción y aislamiento de ambientes naturales. Se necesita con urgencia una planificación estratégica hacia el futuro para conservar las áreas donde el ambiente natural está sometido a constante presión. ¿Cómo deseamos que sea el paisaje en 20, 50 o 100 años? ¿Podemos identificar los hábitats y enlaces críticos que se necesitan para mantener la conectividad del paisaje antes de que las presiones de desarrollo de estructuras los destruyan?

Es más sencillo, más eficiente en sus costos y mucho más eficaz ecológicamente proteger hábitats antes de que se pierdan, que tratar de restaurar luego la conectividad paisajística. Es razonable esperar que los procesos de planificación para nuevas reservas de conservación deberían tomar en cuenta tanto el contexto presente de la reserva como el futuro, y cómo se logrará la conectividad posterior de ambientes naturales. La incorporación de la conectividad como elemento de una estrategia de conservación se analiza más en el capítulo siguiente.

Resumen

Se establecen enlaces para una amplia gama de propósitos y, en consecuencia, no hay un conjunto uniforme de directrices para diseñarlos y manejarlos. Para una situación particular, la clase más eficaz de enlace y sus dimensiones óptimas dependen de la especie animal o procesos ecológicos correspondientes y de sus necesidades de conectividad de paisaje. El manejo más adecuado de un eslabón concreto depende de su contexto geográfico y social. Para determinar el diseño y manejo más adecuados para enlaces, es necesario entender tanto los aspectos biológicos como los sociopolíticos que pueden influir en la eficacia de la situación concreta. Los aspectos biológicos incluyen: el propósito biológico del eslabón; la ecología y comportamiento de las especies animales correspondientes; la conectividad estructural y calidad de los hábitats del eslabón propuesto; y su ubicación y anchura propuestas y la vulnerabilidad potencial a efectos de borde. Los aspectos sociopolíticos que influyen en la implementación, manejo futuro y función de un eslabón particular incluyen: la situación y tenencia de la tierra, las responsabilidades de manejo y recursos, el nivel de apoyo e involucramiento de parte de la comunidad local y el grado de integración con otros programas de manejo de recursos.

8 CONECTIVIDAD Y ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN

La planificación estratégica de la conservación que funciona a escala de paisajes o regiones y abarca un tiempo futuro que se mide en décadas, es una prioridad decisiva en áreas con infraestructura y en aquellas donde son inminentes más cambios ambientales. La conservación eficaz de ambientes naturales y de su vida silvestre no se puede lograr con reacciones de corto plazo ante una serie permanente de crisis en el manejo de la tierra y en la planificación de su uso ‘caso por caso’. Se requiere sobre todo una orientación estratégica para que se incorpore de lleno el concepto de conectividad a la planificación de la conservación. Muchos de los ejemplos de enlaces que se ofrecieron antes en este libro son situaciones donde se han conservado por defecto ‘corredores’ u otros hábitats de conexión, y no mediante una cuidadosa planificación. De igual modo, se están desarrollando en la actualidad muchos enlaces alrededor del mundo que son respuestas puntuales a la amenaza de pérdida de hábitat o de uso intensivo de la tierra. Esto no quiere decir que estos intentos estén necesariamente mal concebidos; más bien se enfatiza la necesidad de planificar estratégicamente.

La tesis principal de este capítulo es que la meta primordial de la planificación de la conservación en regiones con infraestructura debería ser delinear sistemas enlazados de hábitats dentro del contexto más amplio de una orientación integrada del paisaje para la conservación. No es probable que se logre una red de hábitats enlazados que mantenga la conectividad real para poblaciones y procesos ecológicos mediante la reserva o restauración ad hoc de enlaces en respuesta a una serie permanente de propuestas de desarrollo de infraestructura. Es fundamental que la planificación para el futuro se lleve a cabo para maximizar oportunidades para el uso más eficaz de la tierra antes de que las opciones desaparezcan debido a más cambios o destrucción de hábitats.

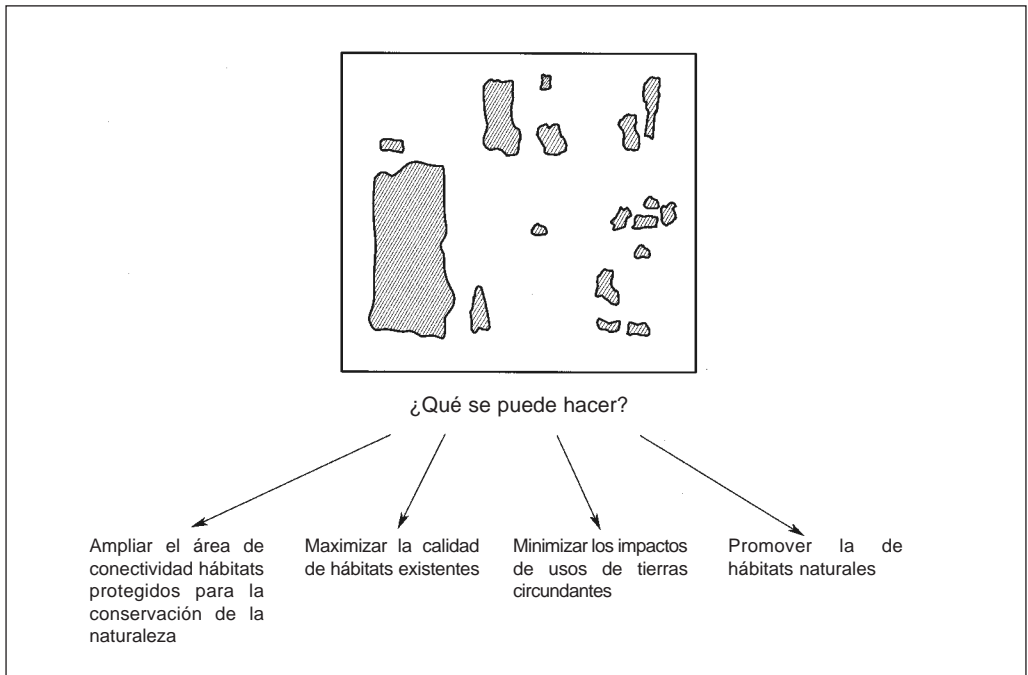
El propósito de este capítulo es analizar el papel de la conectividad en las estrategias de conservación. El primer aspecto a examinar tiene que ver con el papel de los enlaces como medida de conservación en comparación con otras clases de acciones, para contrarrestar los impactos de la pérdida y fragmentación de hábitats. Otros aspectos pertinentes incluyen cómo y cuándo incorporar enlaces en la elaboración de estrategias de conservación y en acciones prácticas de conservación. El siguiente análisis responde a estos aspectos abordando tres preguntas principales.

- ¿Cuál es el papel de la conectividad en la planificación y estrategia de conservación?
- ¿Cómo se pueden incorporar enlaces en una orientación integrada en el manejo de paisajes?
- ¿Qué enlaces merecen la prioridad más elevada?

El capítulo concluye con la presentación de una lista de verificación de puntos que deben ponderar quienes planifican enlaces o la restauración o manejo de conexiones existentes.

Papel de la conectividad en la estrategia de conservación

En el Capítulo 2 se analizaron problemas que surgen por la pérdida y fragmentación de hábitats en paisajes con infraestructura. Para contrarrestar estos problemas, hay básicamente cuatro métodos generales que se pueden incorporar en la planificación del uso de la tierra y en su manejo. Los planificadores y gestores de tierras pueden aplicar medidas para: ampliar el área de hábitat protegidos, maximizar la calidad de hábitat existentes, minimizar los impactos por usos de tierras circundantes y promover la conectividad de hábitats naturales para contrarrestar los efectos del aislamiento (Gráf. 8-1). Estas cuatro medidas se pueden emprender en una gama de escalas espaciales, desde el desarrollo de planes de conservación para propiedades individuales hasta la planificación e implementación de estrategias regionales y nacionales de conservación.



Gráf. 8-1 Representación diagramática de cuatro clases de medidas que se pueden tomar para contrarrestar los efectos de la fragmentación de hábitats

Ampliar el área de hábitats naturales protegidos

La protección y manejo de hábitats naturales, ya sea con reservas de conservación o por otros medios es la base fundamental y esencial de la conservación de la naturaleza. Las medidas para prevenir mayor destrucción o fragmentación de hábitats, que incrementen el total de hábitat bajo manejo para la conservación o que amplían el área total de hábitats disponibles para la vida silvestre, son cada uno de ellos formas de responder a problemas relacionados con

cambios en poblaciones de animales y comunidades con base en áreas. Es más probable que grandes tramos de hábitats y no áreas más pequeñas sustenten poblaciones de plantas y animales que se mantienen por sí mismas, sobre todo para grandes animales que requieren amplias áreas de territorio. El tamaño mayor de hábitat también mejora la capacidad de un área para conservar una mayor riqueza de especies, para sustentar a comunidades enteras y para mantener procesos ecológicos naturales (Forman 1995).

En todo el mundo, este objetivo se aborda en una serie de formas:

- Incluyendo áreas adicionales de hábitat en reservas naturales para incrementar el tamaño de reservas existentes o para agregar al sistema total de reservas.
- Implementando provisiones obligatorias o programas comunitarios para proteger áreas naturales y minimizar un mayor clareo y fragmentación de hábitats fuera del sistema de reserva. Esto se puede aplicar a tierras de propiedad privada o comunitaria, de compañías o del gobierno que no están dentro del sistema de reservas. Los tramos mayores de ambiente natural en cada distrito o región deberían recibir atención especial para protegerlos.
- Empezando programas para regenerar a propósito o revegetar tierra contigua a hábitats existentes para expandir el tamaño y extensión total de áreas naturales.
- Recomendando y requiriendo que donde se clareen hábitats, se regeneren posteriormente o que se revegeten áreas nuevas comparables para minimizar la pérdida total de hábitat.

Maximizar la calidad de hábitats existentes

Dentro de las limitaciones del tamaño existente y patrón espacial de hábitats en el paisaje, el valor de cada área de hábitat se incrementa si se maneja para mejorar recursos esenciales para la fauna del lugar. Las actividades de manejo se pueden dirigir hacia, por ejemplo:

- minimizar y controlar los usos de la tierra que degradan el ambiente natural y disminuyen su sostenibilidad, como el pastoreo excesivo de ganado doméstico que conduce a una estructura alterada de la vegetación y a la falta de regeneración de plantas;
- manejar la cosecha de recursos naturales como madera, frutos y vida silvestre, para asegurar su sostenibilidad a largo plazo y para minimizar los efectos adversos de la cosecha en los hábitats de vida silvestre;
- mantener los regímenes de perturbación natural que promueven la renovación de vegetación y hábitats y recursos que varían temporalmente.

El manejo para mantener la calidad de los hábitats es especialmente pertinente en las áreas designadas para usos múltiples, donde las metas de conservación de la naturaleza deben sopesarse en comparación con los otros objetivos en el uso de la tierra. Los bosques que se utilizan para producción de madera, por ejemplo, hacen una contribución muy grande a la conservación de la vida silvestre, pero también se da el peligro siempre latente de que las actividades de tala pueden eliminar componentes críticos de hábitat con la consiguiente pérdida de poblaciones de animales.

Minimizar los impactos de usos de tierras circundantes

Hay evidencias crecientes de que, en paisajes muy fragmentados, los procesos que proceden de porciones externas ejercen una gran influencia en poblaciones y comunidades con fragmentos (Saunders y cols. 1991; Hobbs 1993a). La invasión de especies plaga para plantas y animales, las condiciones climáticas y físicas alteradas a lo largo de los límites, y la incursión y construcción de infraestructura por parte de los humanos, todo ello disminuye el potencial de conservación de áreas naturales remanentes. Las grandes áreas naturales, incluyendo las reservas naturales, son también vulnerables a perturbaciones externas (Janzen 1986).

Los efectos de la perturbación externa se pueden contrarrestar con una serie de acciones que incluyen:

- Crear zonas para el uso de la tierra y prohibir ciertas formas de uso de la tierra cercana a áreas naturales importantes.
- El empleo de zonas de amortiguación alrededor de áreas de conservación para minimizar el impacto de influencias externas en el ambiente natural.
- Programas de manejo para controlar las cantidades e impactos de especies plaga para plantas (especies importadas, maleza invasora) y animales (depredadores, competidores, parásitos).

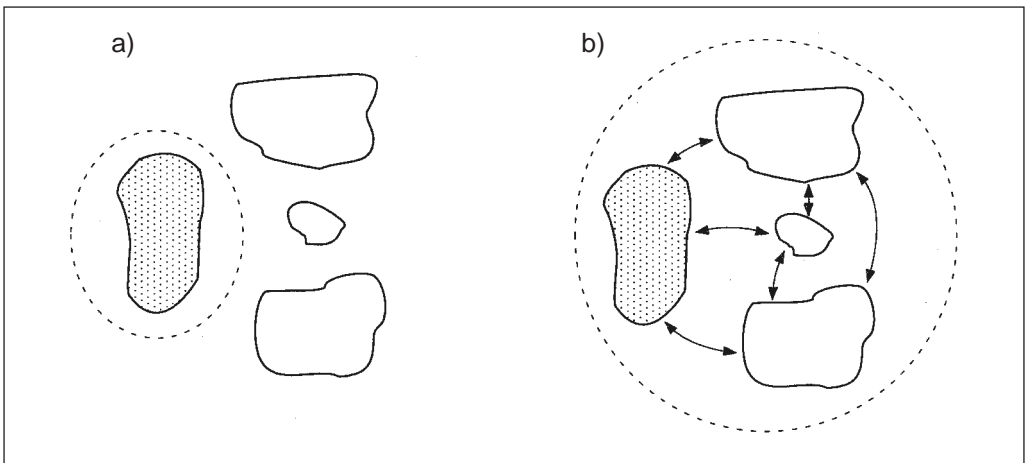
Promover la conectividad de hábitats naturales para contrarrestar los efectos del aislamiento

La promoción de configuraciones de hábitat que mejoren la conectividad dentro de paisajes fragmentados contrarresta de manera directa los efectos nocivos del aislamiento. Los enlaces contienen una serie de beneficios importantes (Cuadro 4-3). Ayudan el desplazamiento de animales individuales a través de ambientes por lo demás inhóspitos, incluyendo a animales de recorrido grande de terreno, especies migratorias e individuos que se dispersan. Los desplazamientos de dispersión entre fragmentos pueden beneficiar a poblaciones en declive al complementar poblaciones pequeñas antes de que desaparezcan; o brindan oportunidades para que se recolonizen hábitats si se diera la extinción local. Los enlaces también ayudan en la continuidad y mantenimiento de procesos ecológicos, en especial los que dependen de vectores animales, como la polinización, la dispersión de semillas y la depredación. En el Capítulo 4 se han descrito diferentes clases de configuraciones de hábitat que promueven la conectividad del paisaje, y en los Capítulos 5 y 6 se revisan varias formas de uso de la tierra que funcionan como hábitats conectivos.

Estas cuatro respuestas generales establecen el contexto en el que la conectividad desempeña un papel en la conservación de la vida silvestre en paisajes fragmentados. Promover la conectividad del paisaje es solo una medida general de una serie acciones que se pueden tomar para mejorar la conservación de la naturaleza. Resulta claro que los enlaces que restauran la conectividad del paisaje no son una panacea universal o solución única para problemas ecológicos que surgen de la pérdida y fragmentación de hábitats. En la práctica, las estrategias de conservación con frecuencia utilizan las cuatro medidas, con especial atención a retener y expandir el área de hábitats naturales protegidos. De hecho, resulta deficiente toda estrategia basada primordialmente alrededor del desarrollo de enlaces y que no aborda al mismo tiempo

la necesidad de maximizar el área de hábitats protegidos, de manejar la calidad de hábitats y de minimizar las perturbaciones externas.

La promoción de la conectividad del paisaje sí desempeña, sin embargo, un papel propio; permite una orientación básicamente diferente respecto a la conservación de la naturaleza en paisajes modificados por infraestructura. Las primeras tres medidas mencionadas antes se basan cada una de ellas en mejorar el potencial de conservación de áreas individuales de hábitat. Sin embargo, donde hay una conectividad real, existe la oportunidad de lograr las metas de conservación mediante sistemas enlazados de hábitats. Tramos múltiples de hábitats que funcionan juntos como un sistema interactivo, son un medio más eficaz de conservación que un conjunto similar de tramos aislados (Gráf. 8-2). Así pues, el papel peculiar de la conectividad en la estrategia de conservación es ‘amarrar’ hábitats en un sistema enlazado para restaurar el flujo natural e intercambio de plantas y animales a través del paisaje. El concepto de sistemas enlazados de hábitats para la conservación de la naturaleza se elabora más en el contexto de una orientación integrada respecto al paisaje para su conservación.



Gráf. 8-2 Reservas o hábitats aislados (a) pueden tener un potencial limitado para la conservación a largo plazo de poblaciones y comunidades por su cuenta, pero esto se puede mejorar mucho si funcionan como parte de un sistema integrado (b).

Los enlaces y una orientación integrada respecto al paisaje para su conservación

La orientación tradicional en conservación de la naturaleza se ha basado en escoger y manejar áreas como reservas, de una forma u otra. Suele haber parques nacionales o categorías parecidas de reservas en las que la naturaleza recibe atención prioritaria; o, en algunos casos, otras clases de reservas en las que las metas de conservación deben equilibrarse con otras formas de uso de la tierra. El patrón típico de las reservas es el de un conjunto de parcelas separadas de tierra, dispersas en lugares a través de una región o país concreto, y que representan una gama de ecosistemas diferentes. Un punto de vista muy común entre los biólogos de la conservación es que una orientación basada en reservas, en sí misma, no garantizará de manera adecuada las

necesidades a largo plazo de conservación de la flora y fauna nativas. Incrementar de manera sustancial la cantidad y extensión de las reservas es un paso importante, pero incluso esto (caso de que se pueda lograr) no será suficiente en muchas regiones.

Se reconoce generalmente que en muchas regiones es necesario ampliar la orientación basada en reservas para encontrar formas de mejorar la conservación de la naturaleza por medio del manejo del paisaje completo. El concepto de una orientación integral en cuanto al paisaje para su conservación la han defendido profesionales en una serie de contextos diferentes y en relación con diferentes clases de paisajes afectados por infraestructura. Esto incluye análisis de planificación de la conservación a escalas regional y nacional (Noss 1983, 1992; Noss y Harris 1986; Grumbine 1994; Forman 1995); conservación en paisajes donde predomina la producción forestal (Harris 1984; Bissonette y cols. 1991; Norton y Lindermayer 1991; Franklin 1992; Mladenoff y cols. 1994); conservación de la naturaleza en paisajes agrícolas extensos (Hobbs y Saunders 1991; Hobbs y cols. 1993; McIntyre 1994); y conservación de la biodiversidad en paisajes culturales bajo manejo intensivo (Harms y Opdam 1990; Jongman 1995; Kube_ 1996). La orientación integral de paisaje para su conservación también es importante en el contexto de cambio potencial futuro en el clima global en respuesta a niveles cambiantes de CO₂ y otros gases de 'efecto invernadero' (ver Recuadro 8-1).

Recuadro 8-1 Cambio climático y el papel de los enlaces

Existe una preocupación creciente en cuanto a que los cambios antropogénicos en la composición de los gases atmosféricos puedan tener impactos significativos en el clima global. La presencia de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera contribuye a un efecto natural 'invernadero', debido a que la atmósfera absorbe parte de la energía que se irradia desde la superficie de la Tierra, con lo que mantiene condiciones más calientes que si ésta energía se disipara por completo. Sin embargo, se predice que los niveles crecientes de CO₂ y otros 'gases de efecto invernadero' (como el metano y los clorofluorocarbonos) que se generan con la quema de combustibles fósiles, incrementarán el efecto invernadero y recalentarán la superficie de la Tierra en décadas futuras (Peters y Darling 1985). Este recalentamiento global es probable que produzca una serie de efectos secundarios, incluyendo cambios en precipitaciones, vientos, niveles del mar y corrientes oceánicas.

Existe mucha incertidumbre acerca de la tasa y magnitud probables de los cambios climáticos inducidos por efectos invernadero, en especial a niveles regionales, pero resulta claro que existe el potencial de un impacto significativo en la situación de la flora y fauna en todo el mundo (Peters y Darling 1985; Brereton y cols. 1995; Hobbs y Hopkins 1991). Los análisis de los perfiles climáticos que en la actualidad ocupan especies de plantas y animales, comparados con condiciones climáticas futuras bajo diversos escenarios, sugieren que las distribuciones geográficas actuales de muchas especies serán climáticamente inadecuadas dentro de un tiempo relativamente corto (p.e. Brereton y cols. 1995). Si dichos cambios se hacen realidad, la supervivencia de especies dependerá de su capacidad para adaptarse a nuevas condiciones climáticas, o a su

Recuadro 8-1 (cont)

capacidad de modificar su distribución geográfica para seguir a climas adecuados. Los grupos que es más probable que sean los más afectados incluyen taxa geográficamente localizados, poblaciones periféricas o separadas, especies especializadas, dispersores limitados, especies genéticamente empobrecidas y especies montanas y alpinas (Peters y Darling 1985).

Se ha sugerido que los enlaces pueden tener un papel importante en la conservación en respuesta a cambios climáticos (Harris y Scheck 1991; Hobbs y Hopkins 1991; Noss 1993). Primero, en algunas situaciones los enlaces pueden ayudar a que especies de plantas y animales amplíen su ámbito geográfico para encontrar condiciones climáticas favorables. Sin embargo, hace falta tener mucho cuidado antes de sacar conclusiones en cuanto a que los enlaces desempeñarán este papel.

- Para la mayoría de las especies, en especial plantas, la tasa de expansión de terreno de recorrido requerida para responder al cambio climático es mucho mayor que la que se sabe que ha ocurrido históricamente o que han revelado análisis paleoecológicos (Hobbs y Hopkins 1991; Noss 1993).
- La expansión del terreno de recorrido puede verse limitada debido a factores ecológicos o antropogénicos a pesar del mantenimiento de enlaces al parecer favorables. Por ejemplo las condiciones climáticas pueden volverse más favorables en áreas contiguas, pero los diferentes sustratos geológicos y niveles de nutrientes pueden resultar inadecuados para las especies de plantas correspondientes.
- Muchas especies dependen de interrelaciones ecológicas complejas con otras plantas y animales y, en consecuencia, un cambio real en el terreno de recorrido requeriría la migración de agrupaciones de plantas y animales coadaptados. Recuadro 8-1 (cont.)
- La ubicación geográfica y dimensiones necesarias de los enlaces para esas migraciones bióticas no se conocen, pero es probable que se requerirían amplios tramos de hábitat natural continuo.

Los enlaces a través de gradientes de altura son los que con mayor probabilidad facilitan los cambios efectivos de terreno de recorrido debido a que el desplazamiento geográfico necesitado para encontrar cambios climáticos en alturas es mucho menor que en elevaciones uniformes.

Segundo, los enlaces tienen un papel potencialmente importante para contrarrestar el cambio climático al mantener la continuidad de las poblaciones de especies en todo su terreno de recorrido geográfico actual, con lo que maximizan la capacidad de las especies para continuar dentro de aquellas partes de su terreno de recorrido donde las condiciones climáticas pueden seguir siendo favorables. La redistribución dentro de un terreno existente de recorrido es más factible que los cambios de terreno de recorrido a nuevas áreas.

Tercero, los enlaces también desempeñan un papel en contrarrestar el cambio climático

Recuadro 8-1 (cont)

al interconectar reservas existentes y áreas protegidas con el fin de maximizar la elasticidad de la red actual de conservación. Estos enlaces que mantienen hábitats continuos grandes o que mantienen la continuidad de varias reservas a lo largo de gradientes ambientales es probable que sean los más valiosos en este aspecto. Es probable que las poblaciones grandes y las que abarcan áreas ambientalmente diversas tengan mayor capacidad demográfica y genética para responder a condiciones cambiantes.

A la luz de la incertidumbre actual en cuanto a la naturaleza y magnitud del cambio climático futuro y a sus impactos potenciales, parece que mantener y restaurar enlaces son medidas prudentes que generan beneficios de conservación independientemente de la naturaleza exacta del inminente cambio climático.

Antes de analizar más los elementos de una orientación integral del paisaje, es apropiado que describamos algunas limitaciones de la estrategia de conservación que depende primordialmente de reservas de conservación dedicadas.

Las reservas no representan todas las comunidades naturales

Las reservas naturales rara vez ofrecen una representación equilibrada de las comunidades biológicas dentro de una región o país. Las áreas que se reservan para conservación de la naturaleza a menudo son las de suelos menos productivos, en laderas pronunciadas o cadenas montañosas, o en áreas con humedales, donde es difícil utilizar la tierra para agricultura u otra producción económica (Leader-Williams y cols.1990; Pressey 1994; Pressey y Tully 1994). Las comunidades biológicas en las partes más fértiles y accesibles del paisaje suelen haber sido transformadas mucho y son escasamente, o para nada, reservadas. Esta falta (o limitada) representación significa que hay muchas especies de plantas y animales cuyas poblaciones se encuentran principal o totalmente fuera de reservas.

Incorporar comunidades escasamente reservadas a un sistema regional de reservas puede resultar muy difícil debido a los costos financieros, porque la tierra está dedicada a otros usos, o porque la naturaleza del hábitat (como numerosos fragmentos pequeños entre tierras agrícolas) no encaja con las definiciones y regulaciones apropiadas de una reserva.

La mayor parte de las reservas son demasiado pequeñas para sustentar poblaciones viables y procesos ecológicos naturales

Las reservas varían mucho en tamaño. Algunas reservas bien conocidas, como el Parque Nacional Yellowstone, EE UU, el Gir Sanctuary en India y el Parque Nacional Serengeti en Tazania, son relativamente grandes (más de 100.000 hectáreas), pero esto no es lo típico de la mayoría de las reservas. Pocas reservas naturales tienen el tamaño suficiente para sustentar poblaciones viables de todas sus especies autóctonas de vida silvestre a largo plazo. Los grandes depredadores son un caso concreto de prueba, pero las especies que incursionan en busca de

alimentos o requisitos de hábitats especializados también pueden necesitar grandes áreas para sustentar poblaciones viables. Las estimaciones de necesidades de área para poblaciones viables de depredadores, como los osos grises, los lobos, los pumas, o grandes aves de rapiña de bosque, sugieren que incluso las reservas más grandes en algunos países es improbable que sean suficientes por sí mismas (Sullivan y Shaffer 1975; Thiollay y Meyburg 1988; Beier 1993). Ya existe evidencia de la pérdida de especies en reservas grandes en EE UU, aunque no están todavía totalmente aisladas (Newmark 1987, 1995). Los modelos predictivos, como los utilizados para algunas reservas africanas (East 1981; Western y Semakula 1981), sugieren que se perderán más especies simplemente debido a tamaño insuficiente, independientemente de presiones adicionales, como la cacería ilegal o la degradación de hábitats. Si las reservas grandes no pueden hacer frente al reto de mantener poblaciones viables de todas las especies, hay poca probabilidad de que la mayoría de parques, reservas y áreas protegidas más pequeños vayan a ser suficientes.

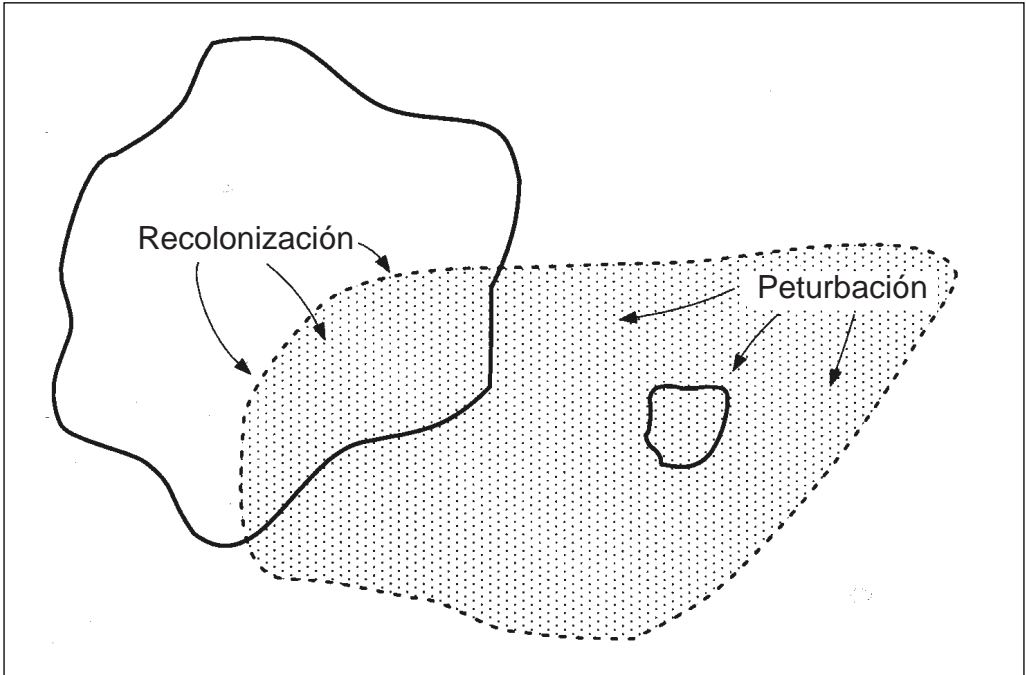
Además, para que las reservas conserven agrupaciones enteras de fauna, deben tener el tamaño suficiente para permitir regímenes naturales de perturbación, como incendios, ráfagas de viento e inundaciones, para continuar sin eliminar especies. Un 'área dinámica mínima' se define como el área más pequeña con un régimen natural de perturbaciones que mantiene las fuentes internas de recolonización (Pickett y Thompson 1978). Los incendios descontrolados, por ejemplo, pueden quemar una parte grande de una reserva, pero si ésta es suficientemente grande, siempre habrá áreas no quemadas que podrían actuar como recursos para la recolonización. Por el contrario, las reservas pequeñas se pueden quemar por completo y sus poblaciones quedar eliminadas (Gráf. 8-3). Además, algunas especies dependen de fases particulares de sucesión de vegetación después de la perturbación, de modo que las reservas deben ser adecuadas para mantener una serie de parcelas de hábitats en etapas diferentes de sucesión. El área requerida para satisfacer esta meta depende del contexto de la reserva y de la clase y fuente de perturbaciones naturales (Pickett y Thompson 1978; Baker 1992; Forman 1995). Comúnmente, el área dinámica mínima debe ser grande en relación con el tamaño máximo de la perturbación.

A menudo los procesos de perturbación de origen humano, como la lluvia ácida, aguas subterráneas salinas con nivel en ascenso, epidemias de vida silvestre y la difusión de plagas de plantas y animales, operan todos a escalas mayores que la mayoría de las reservas de conservación y pueden potencialmente perturbar funciones naturales en reservas enteras.

Patrones de desplazamiento de animales que cruzan con frecuencia límites de reservas

Los patrones de desplazamiento de muchos animales cruzan regularmente los límites de reservas naturales. Si los hábitats que utilizan y los recursos que obtienen fuera de una reserva en última instancia se pierden debido a la falta de un manejo o protección adecuados, la eficacia de la reserva disminuye mucho (Recuadro 8-2).

- Algunas especies utilizan de manera regular recursos de alimentación, protección y reproducción que se encuentran en hábitats notoriamente diferentes. Los murciélagos comunes de cueva, por ejemplo, se encuentran en grutas o minas abandonadas en una



Gráf. 8-3 Para la conservación a largo plazo de flora y fauna, las reservas deben ser suficientemente grandes como para resistir perturbaciones importantes y para mantener fuentes internas de recolonización. Las reservas más pequeñas o parcelas de hábitats pueden verse totalmente perturbadas.

serie de reservas de conservación en Victoria, Australia, pero no se reproducen ahí. Se conoce la reproducción de esta especie en Victoria en sólo dos sitios, ninguno de ellos dentro de reservas de conservación, donde hay grutas con condiciones microclimáticas favorables (Menkhorst y Lumsden 1995).

- Muchas especies emprenden migraciones anuales entre zonas de altura o ubicaciones geográficas, desde varios kilómetros a miles de kilómetros de distancia (Capítulo 4). Una reserva puede proteger hábitats de reproducción representativos, pero los hábitats que no son de reproducción en otras ubicaciones pueden carecer de toda protección.

Otras especies emprenden desplazamientos estacionales irregulares para explotar recursos irregulares en espacio o tiempo. Los animales que se alimentan de néctar, frutos o semillas se desplazan en respuesta a las fenologías de las plantas anfitrionas y a la variabilidad de producción de frutos y semillas entre años. Las aves acuáticas nómadas en regiones secas se desplazan en respuesta a patrones de precipitación e inundaciones. En ambientes con climas impredecibles, como en la parte árida y tropical de Australia, estos desplazamientos pueden ser sumamente variables y llevan a desplazamientos en masa de poblaciones a través de límites de reservas (Woinarski y cols. 1992).

- En el caso de especies que ocupan hábitats de vida corta o cambio rápido, como fases

serales tempranas en sucesión de vegetación, poblaciones enteras pueden cambiar en respuesta a la calidad cambiante de hábitats a lo largo del tiempo (Thomas 1994). Los desplazamientos para ‘encontrar’ nuevas áreas de hábitats favorables puede hacer que poblaciones entren y salgan de reservas, dependiendo de la naturaleza dinámica del hábitat.

Recuadro 8-2 Patrón de migración del quetzal resplandeciente en América Central: implicaciones para el diseño de reservas y conservación

El quetzal resplandeciente es un ave grande que come frutos y vive en los bosques tropicales montanos de América Central, y tiene un patrón complejo de migración estacional entre bosques de altitud baja y alta. Para identificar los hábitats forestales importantes para la supervivencia de los quetzales, y para valorar la suficiencia de las reservas existentes de conservación, se monitorearon los desplazamientos de aves individuales por medio de radiotelemedría durante todo su ciclo anual en bosques montanos de Costa Rica (Powell y Bjork 1995).

Se encontró que los quetzales anidan a altitudes de 1500-1800 metros en las laderas tanto del Pacífico como del Atlántico de los bosques montanos de Costa Rica, sobre todo dentro de áreas de reservas relacionadas con el Parque Monteverde. Después de reproducirse, los individuos se desplazaban hacia el oeste en la parte baja de la vertiente del Pacífico donde permanecían fuera del sistema de reserva por 3 a 4 meses, alimentándose de árboles frutales en pequeños fragmentos forestales. Luego, se desplazaban a través del terreno de recorrido hacia bosques en la vertiente del Atlántico, también casi siempre fuera del sistema de reservas, donde buscaban alimento por 2 a 3 meses antes de regresar a su área de cría. El complejo de reservas, aunque relativamente grande (más de 20.000 hectáreas), y que abarca su conocido hábitat de cría, no era lo suficientemente vasto como para abarcar todas las zonas de altitud que las aves utilizan durante su migración compleja (Powell y Bjork 1995).

Después de esta investigación, se amplió el sistema de reservas en la vertiente atlántica para incorporar bosques que utilizaba el quetzal resplandeciente. En la vertiente del Pacífico, la protección de hábitat mediante reservas resulta difícil porque casi todo el territorio es de propiedad privada, en gran parte pequeñas fincas lecheras y los bosques están sumamente fragmentados. Dada esta dificultad, Powell y Bjork (1995) recomendaron que se realizaran intervenciones para asegurar un mosaico de fragmentos forestales interconectados a lo largo de corrientes y de laderas más pronunciadas que, juntas, podrían operar como un sistema de hábitat adecuado.

El complejo patrón de migración del quetzal resplandeciente, especie ‘insignia’ para la conservación en la región, ilustra con claridad la necesidad de sistemas de reservas que abarquen toda la gama de hábitats que se requieren a lo largo del ciclo vital. Donde esto no resulte posible, como en bosques a poca altitud en la vertiente del Pacífico, el sistema de reservas debe complementarse con hábitats ecológicamente enlazados para que los animales puedan mantener acceso a recursos dependientes de estaciones de hábitats.

Las reservas no están aisladas de los usos de tierras circundantes

Las reservas de conservación se describen con frecuencia como ‘islas de hábitat natural dentro de un mar de tierras con infraestructura’. Si bien esta analogía posee un cierto valor ilustrativo, es lamentable que tenga una debilidad fundamental (Wiens 1995). A diferencia de las verdaderas islas rodeadas de agua, ambiente inhóspito para plantas y animales terrestres, las reservas están rodeadas de usos modificados y variados de la tierra, con su propia flora y fauna. Así pues, las reservas no están aisladas por una matriz ecológicamente neutra; están sujetas a una serie de presiones de su ambiente circundante, porque los desplazamientos de animales, los vientos y el agua no se detienen en los límites de las reservas. El manejo de las reservas, sin embargo, a menudo sí se detiene en los límites de la reserva, porque los gestores de las reservas tienen poca o ninguna autoridad para influir en usos de la tierra y en las prácticas de manejo en tierras contiguas. Esto quiere decir que los gestores de reservas tienen poca capacidad para contrarrestar procesos ecológicos fuera de la reserva, que en último término pueden determinar el destino de sistemas ecológicos dentro de la reserva. Las reservas no pueden permanecer como ambientes prístinos, autosuficientes, cuando están rodeados de usos insostenibles de la tierra o que la deterioran.

Orientación integral respecto al paisaje para su conservación

La premisa subyacente de la orientación integral respecto al paisaje para su conservación es que el punto focal para la planificación y manejo de la conservación debe extenderse más allá de los límites de las reservas naturales para abarcar todo el paisaje. La conservación a largo plazo de la flora y fauna nativas y el mantenimiento de los procesos ecológicos naturales, no pueden garantizarse si se depende sólo de tierras dedicadas a la conservación de la naturaleza. Debemos encontrar formas creativas de desarrollar redes de hábitats a través de tierras ‘reservadas’ y ‘no reservadas’ que, juntas, pueden funcionar como sistemas integrados para la conservación de la biodiversidad.

Esto no es rebajar el valor e importancia de las reservas de conservación. Lejos de ello una orientación integrada no sustituye a los parques nacionales y a otras áreas protegidas en las que la conservación de la naturaleza es la prioridad primordial del manejo. Las áreas reservadas, representativas de todos los ecosistemas naturales y dedicadas a la conservación de biota nativa y al mantenimiento de procesos ecológicos naturales, son un componente fundamental de las estrategias. Antes bien, esta orientación se basa en el sistema de reservas y parte de él para incluir otras partes del paisaje.

Una orientación integral respecto al paisaje es pertinente en una serie de situaciones donde las reservas de conservación son pocas, distribuidas en forma dispersa o inadecuadas para una conservación eficaz a largo plazo. Por ejemplo, en países con una población humana en aumento, donde el uso de la tierra es predominantemente agrícola y de infraestructura urbana, y donde hay una intensa presión sobre ambientes naturales en disminución, la conservación dependerá en gran medida de la capacidad de conservar especies dentro de ambientes agrícolas y culturales. También es pertinente en regiones escasamente pobladas, donde predominan las tierras agrícolas o el desarrollo de la producción forestal intensiva, con poca o ninguna reserva de conservación. En este caso, el reto es integrar la conservación de la biodiversidad con el manejo sostenible de tierra para producir recursos alimenticios y de madera para la población humana.

El concepto de una orientación integrada respecto al paisaje en materia de conservación se puede aplicar a una serie de escalas, desde planes locales de conservación hasta estrategias regionales o nacionales (Recuadro 8-3). Es útil identificar una serie de elementos comunes en esta orientación (Cuadro 8-1).

Cuadro 8-1 Elementos comunes en una orientación integrada respecto al paisaje para su conservación

Planificar a escalas espaciales amplias

Proteger áreas clave de hábitat natural

Maximizar los valores de conservación a través de diversas formas de tenencia de la tierra

Mantener y restaurar la conectividad

Integrar la conservación con usos de tierras circundantes

Planificar a escalas espaciales amplias

‘Planificar’ conlleva una orientación estratégica, que mira hacia adelante, y no una respuesta reactiva o ad hoc ante utilizaciones cambiantes de la tierra. La planificación es parte de una orientación integrada respecto al paisaje porque el objetivo primario es lograr las metas de conservación dentro de un mosaico de utilización múltiple de la tierra.

El aspecto ‘escala de paisaje’ en la orientación resulta necesario para asegurar que el marco de la planificación sea lo suficientemente amplio en relación con las unidades de tierra que se manejan. Es necesaria una perspectiva amplia para que el proceso de planificación tome en cuenta los procesos ecológicos y sociales más amplios que moldean y modifican el ambiente natural en el área concreta de estudio. Por ejemplo, el manejo de reservas de tierras de matorrales o de remanentes de vegetación nativa en terrenos agrícolas en la región Wheatbelt del oeste de Australia se verá muy limitado (por bien planificado que esté) a no ser que se reconozca el contexto regional más amplio en el que el nivel creciente de aguas subterráneas salinas está matando la vegetación en las zonas bajas e impidiendo la producción en terrenos agrícolas (Hobbs 1993a; Hobbs y cols. 1993). Una perspectiva amplia en planificación para la conservación también resulta necesaria para asegurar que un sistema o red particular de hábitats ‘esté conectado’ con el de áreas vecinas y que, a su vez, complemente las estrategias de conservación a una escala más amplia.

La planificación a escalas espaciales amplias plantea un reto, porque cuanto más amplia sea la escala de la planificación tanto mayor es el territorio base de los gestores de la tierra y clases de propiedad territorial que deben coordinarse para alcanzar la meta general. En contraste con la planificación, las actividades de manejo suelen darse a nivel de parcelas individuales de tierra. Para conseguir resultados eficaces, por tanto, cada gestor de la tierra debe entender y desempeñar su papel dentro de un plan general más amplio.

Recuadro 8-3 El proyecto Wildlands: redes de hábitats a escala continental en EE UU

El proyecto Wildlands es una ambiciosa iniciativa de conservación que busca la transformación del continente norteamericano en la próxima centuria y más allá. Nace de la preocupación ante el fracaso de las reservas existentes de conservación para proteger adecuadamente la biodiversidad del continente, el continuo deterioro y amenaza de muchas especies y la pérdida de vida silvestre (Foreman y cols. 1992). La misión del proyecto es 'ayudar a proteger y restaurar la riqueza ecológica y la biodiversidad nativa de EE UU por medio de la creación de un sistema conectado de reservas', y esto requerirá 'la recuperación de ecosistemas y paisajes enteros en cada una de las regiones de EE UU' (Foreman y cols. 1992).

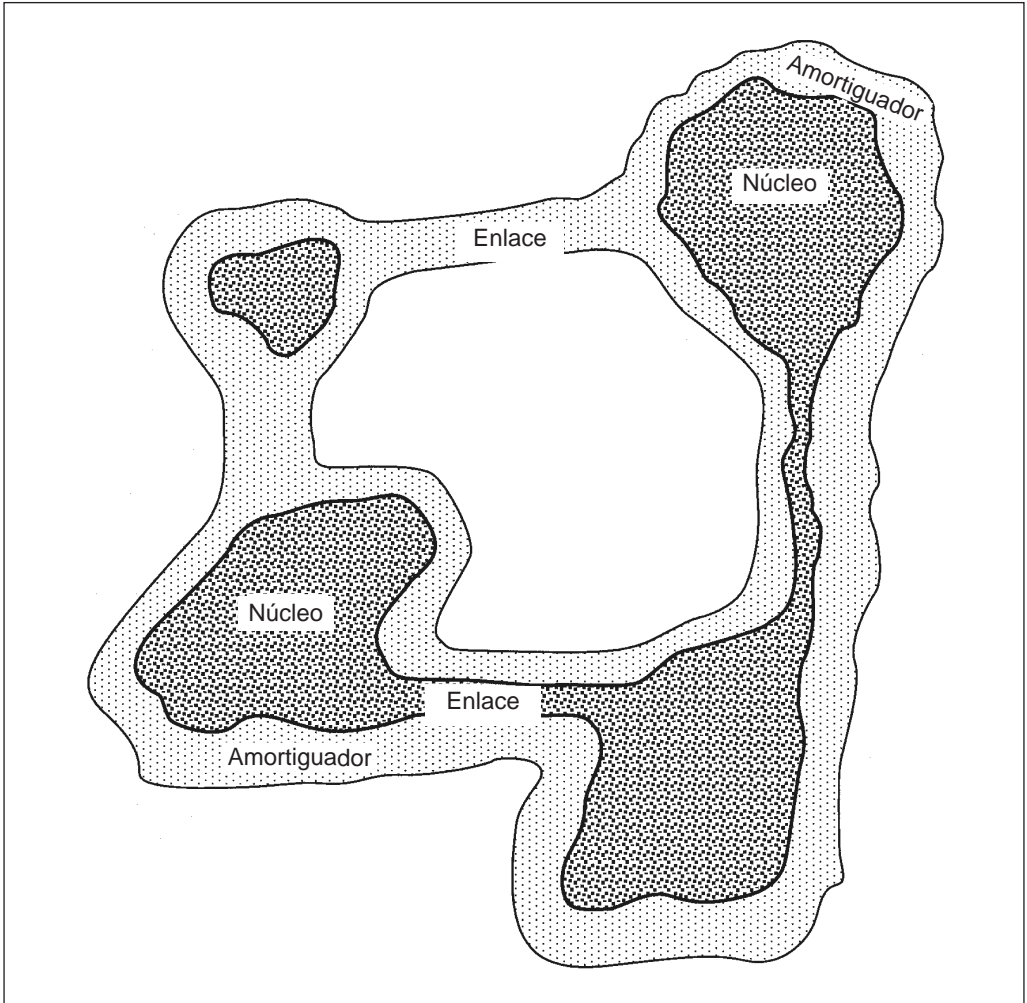
La base conceptual de la estrategia de recuperación de la vida silvestre por la que aboga el proyecto Wildlands es un sistema interconectado a escala continental de 'reservas núcleo' rodeadas de 'zonas de amortiguación' y enlazadas entre sí para mantener la conectividad funcional de poblaciones y procesos ecológicos (Noss 1992). Se ve a las reservas núcleo como áreas grandes, estrictamente protegidas para conservar la naturaleza, que, juntas, abarcan el ámbito de comunidades ecológicas y hábitats en cada región. Las zonas de amortiguación son áreas que circundan a las reservas núcleo y en las que se permiten actividades humanas coherentes con el mantenimiento de la biodiversidad. Se requieren enlaces a escalas espaciales múltiples para conectar las reservas y amortiguadores en un sistema funcional. Estos enlaces van desde conexiones locales entre áreas núcleo hasta enlaces regionales de kilómetros de longitud que unen los sistemas regionales de reservas a la red continental (Noss 1992).

La extensión del área que se recomienda que se incluya en la red de recuperación de la vida silvestre es enorme. Se sugiere, por ejemplo, que el 50% del área terrestre de los EE UU debería con el tiempo formar parte de reservas núcleo y zonas internas de enlaces (Noss 1992). Las estimaciones de los tamaños de las reservas núcleo se basan sobre todo en el área que se necesita para sustentar poblaciones viables de carnívoros grandes, como el oso gris, el lobo gris, el glotón y el puma, especies cuya conservación exige las áreas mayores.

En la actualidad el proyecto Wildlands es más que todo una visión y no tanto una estrategia en vigor, aunque se han adelantado propuestas preliminares para redes de vida silvestre en regiones como el estado de Florida, las montañas Adirondack, el sur de las Montañas Rocosas y el sur de los Appalachians en EE UU (Medeiros 1992; Newman y cols. 1992; Noss 1992; Soulé 1995). Se pretende que las estrategias regionales las elaboren grupos locales como parte de un método 'de abajo hacia arriba' y que se vayan paulatinamente amalgamando en una estrategia continental. El marco temporal del proyecto es siglos.

Proteger áreas clave del hábitat natural

La protección de áreas representativas de hábitat natural, para lo cual se otorga una alta prioridad a la conservación de la naturaleza, es la 'espiná dorsal' de una estrategia integrada de conservación. Esas áreas funcionan como depósitos para la conservación de poblaciones de plantas y animales y para el



Gráf. 8-4 Representación diagramática del concepto de reserva núcleo, zona de amortiguamiento y enlace, que constituye el patrón básico para la estrategia Wildlands. Este concepto se puede aplicar a escalas espaciales variables. Adaptado de Noss y Harris (1986) y Noss (1992).

mantenimiento de procesos ecológicos dentro del sistema como un todo. Sin duda que otros hábitats dentro del mosaico del paisaje también deben formar parte del sistema enlazado, como áreas que se manejan para fines múltiples o para cosechar recursos naturales; pero a éstas no se les puede garantizar el mismo nivel de seguridad en cuanto a conservación de vida silvestre y de sus hábitats. Es probable que con frecuencia, las áreas clave de hábitat sean parques nacionales u otras reservas de conservación, pero lo importante es el nivel de protección del hábitat, no el nombre. De ahí que muchas otras clases de áreas protegidas también pueden constituir el núcleo de un sistema integrado de hábitats.

Las áreas clave de hábitats deberían ser lo más grandes posible, de preferencia los bloques mayores, más intactos, de hábitats que subsisten dentro de la zona de planificación. Se trata de las áreas que tienen más probabilidad de sustentar hábitats diversos, agrupaciones intactas de fauna y de mantener regímenes de perturbación natural. El tamaño real depende de la escala del sistema bajo consideración. A escala local o de paisaje, estas áreas pueden ser tramos de hábitat con tamaños de decenas o centenares de hectáreas. A escala regional o continental, las principales reservas naturales y las áreas de vida silvestre menos perturbadas por la intervención humana, son hábitats clave importantes. El proyecto Wildlands en EE UU, por ejemplo (Recuadro 8-3) propone que las principales cadenas montañosas, como las Rockies, Adirondacks y Appalachians, deberían constituir 'reservas núcleo' en una red de hábitats a escala continental.

Maximizar los valores de conservación a través de una gama de tenencias de la tierra

La idea de un sistema integrado de hábitats basado en áreas protegidas y que gestione la conservación de la naturaleza, rara vez resulta posible en paisajes con mucha infraestructura. En tales paisajes, la coordinación de sistemas integrados de hábitats conllevará por necesidad una serie de tenencias y utilizaciones de la tierra, incluyendo por ejemplo, reservas de conservación, terrenos públicos designados para utilizaciones múltiples, hábitats naturales y seminaturales en tierras bajo manejo privado, y hábitats en tierras que manejan compañías y grupos comunitarios. Donde las reservas de conservación son pocas o no las hay, puede resultar posible desarrollar un sistema de hábitats basado alrededor de hábitats 'junto a reservas' de calidad variable. En bosques manejados y dedicados a la producción de madera, un sistema de hábitats podría incluir tres componentes principales: reservas dispersas de conservación; sitios donde no hay tala por varias razones (como sitios inaccesibles o donde no es económico cosechar, franjas ribereñas de amortiguación, zonas de protección de la fauna); y la matriz forestal de segmentos en regeneración de edades diferentes.

El proceso de planificación también puede asegurar que se empleen diferentes tenencias de la tierra y utilizaciones de la misma de una forma complementaria. Por ejemplo, se pueden conservar áreas seminaturales o áreas en las que se da una extracción limitada de recursos, contiguas a áreas clave de hábitat natural para que operen como amortiguadores para minimizar la perturbación debida a áreas con mucha infraestructura.

Mantener y restaurar la conectividad

La conectividad del paisaje es una característica esencial de la orientación integrada en cuanto a conservación. Sólo cuando la conectividad es suficiente para facilitar el intercambio de individuos

y genes entre diferentes componentes del paisaje, funciona como un 'sistema enlazado' y no como un conjunto de hábitats aislados. La forma y dimensiones más apropiadas de los enlaces para mantener la conectividad del paisaje dependen de la escala del área de planificación y de los hábitats que hay que enlazar, de las utilidades de tierras circundantes y de las especies animales o procesos ecológicos correspondientes (Capítulo 7). De ordinario será adecuado tener una jerarquía de enlaces. Una estrategia integrada en conservación en una región predominantemente agrícola, por ejemplo, puede incluir eslabones amplios de paisaje entre reservas de conservación y otras áreas naturales grandes, junto con una red de corredores de hábitats como vegetación a orillas de corrientes, que conectan áreas más pequeñas por todas las tierras agrícolas.

También es importante identificar formas en que se puedan integrar sistemas de hábitat dentro de una planificación particular con los de otras áreas. Los sistemas fluviales grandes son especialmente valiosos en este sentido porque conectan hábitats dentro de una región y también enlazan entre regiones.

Integrar la conservación con la utilización de la tierra circundante

En regiones con un gran impacto humano, las áreas naturales remanentes están inextricablemente asociadas con tierras circundantes alteradas. Hay un intercambio constante de plantas y animales, nutrientes y otros materiales a través de sus límites compartidos. En consecuencia, un manejo activo de las interacciones entre el sistema de conservación y las utilidades de la tierra circundante constituye un elemento retardador de una orientación integrada en el manejo del paisaje. De hecho, el reconocimiento de la importancia de manejar procesos dentro del mosaico de tierras circundantes, y no sólo dentro de áreas protegidas, es un rasgo característico de esta orientación. Se requiere la intervención gestora para dos clases principales de interacciones:

- Donde los procesos asociados con utilidades de tierras circundantes amenazan o degradan el potencial de conservación de hábitats naturales o seminaturales. Los flujos de sustancias químicas tóxicas o el exceso de nutrientes, la difusión de plantas y animales invasores, el deterioro de las fuentes hídricas y la introducción de depredadores exóticos, son ejemplos de procesos de perturbación que requieren un manejo activo. Para que sea eficaz, ese manejo debe ocuparse de la fuente del problema, que suele encontrarse fuera de la red de conservación y no limitarse a tratar los efectos dentro de las áreas de conservación.
- Donde procesos asociados con hábitats naturales causan impacto en la viabilidad y utilización de tierras circundantes de parte de personas del lugar. Por ejemplo, se requieren soluciones creativas cuando animales nativos (como grandes depredadores y herbívoros) amenazan la seguridad humana, o al ganado y las cosechas en tierras contiguas a hábitats naturales.

Existe un enorme potencial para desarrollar la complementariedad entre funciones de conservación y de utilización productiva en el paisaje por medio de un compromiso común con la sostenibilidad de los recursos naturales. Pueden asumir muchas formas en diferentes partes del mundo, dependiendo de la situación local. Se basa en manejar tierras dedicadas a la producción (o sea, no áreas protegidas primordialmente para la conservación de la naturaleza) en formas que utilicen la tierra y sus recursos naturales para ganancias económicas, al mismo tiempo que se mantiene la sostenibilidad de la base de recursos naturales. Como ejemplos se pueden citar (ver Meffe y Carroll 1994; Saunders y cols. 1995):

- Proteger y restaurar la vegetación nativa en tierras agrícolas para incrementar la sostenibilidad del suelo y de los recursos hídricos.
- Cultivar y cosechar vida silvestre de una forma sostenible en tierras productivas.
- Desarrollar programas de turismo ecológico que involucren y apoyen a comunidades locales.
- Cosechar de manera sostenible productos forestales.

Una cosa es describir los elementos de una orientación integrada en cuanto a paisaje para su conservación, pero la realidad de desarrollar e implementar tales sistemas de una manera eficaz es otra cosa muy distinta. Hay muchas limitaciones potenciales, con frecuencia relacionadas con actitudes humanas: antipatía hacia la conservación, falta de metas compartidas por parte de individuos y agencias, falta de voluntad de cambiar utilidades tradicionales de la tierra, división injusta de los costos y beneficios económicos, falta de voluntad política, y así sucesivamente.

Existe una cantidad creciente de propuestas con una orientación integrada respecto al paisaje para su conservación (ver ejemplos en el Capítulo 9), pero todavía son pocos los ejemplos que demuestran una implementación eficaz. La forma y eficacia de los enlaces dentro de tales sistemas es uno de los aspectos que requieren más monitoreo e investigación. Esta clase de orientación en la conservación es probable que se pueda implementar con la mayor eficacia en las circunstancias siguientes:

- Donde hay un reconocimiento en toda la comunidad de la necesidad de responder a un aspecto ambiental concreto.
- Donde lo tradicional o lo que se suele aceptar es un método centralizado en la planificación de la utilización de la tierra (ver ejemplos 5, 8 en el Capítulo 9).
- Donde la tierra en cuestión la maneja primordialmente una sola agencia (como los bosques que manejan los gobiernos; ver ejemplos 10, 11 en el Capítulo 9).

¿Qué enlaces merecen máxima prioridad?

Para implementar una estrategia de conservación se requiere decidir las prioridades en cuanto a la acción y en cuanto a la utilización de recursos disponibles. No todas las metas se pueden lograr de inmediato. Siempre hay más necesidades que recursos disponibles para hacerles frente. La eficacia y utilización eficiente de recursos de conservación se mejoran cuando las actividades se basan en prioridades sistemáticas y no en decisiones ad hoc. ¿Se puede aplicar este método para el desarrollo de enlaces para la conservación? ¿Cómo determinar cuáles son los enlaces más importantes que se deben financiar? Sin duda, no es ni factible ni deseable establecer normas rígidas, porque cada situación tiene un conjunto diferente de circunstancias.

El método más útil es identificar criterios con los cuales se puedan comparar las propuestas con el fin de evaluar su importancia relativa. En primer lugar, los criterios para evaluar prioridades entre enlaces deben basarse en valores biológicos. En última instancia, las decisiones en cuanto a políticas de parte de gobiernos u organizaciones comunitarias incluyen otras consideraciones, pero es importante que los valores y prioridades biológicas se puedan distinguir de los criterios no biológicos que influyen en la decisión de si se facilitan o no los recursos. Otros criterios que influyen en las prioridades son:

- Los costos financieros y otros recursos que se requieren.
- La complejidad de aspectos administrativos y de manejo involucrados.

- El tiempo que se requiere para implementar y lograr resultados.
- El nivel de apoyo y aceptación comunitarios.
- Los costos y beneficios culturales.
- El valor educativo y de publicidad a alcanzar.

Los criterios siguientes (Cuadro 8-2) ofrecen un marco para evaluar las prioridades relativas en conservación entre diferentes propuestas. El punto aquí es cómo deberían determinarse las prioridades, no si una propuesta concreta funcionará o no con eficacia en un sentido biológico. Para fines de este ejercicio se presupone que el enlace que se propone funcionará de la manera prevista.

Escala espacial en que el enlace mantiene procesos ecológicos

Los enlaces que mantienen la integridad de procesos ecológicos y la continuidad de comunidades biológicas a escala biogeográfica o regional desempeñan un papel más importante que los que operan a niveles localizados. Los enlaces eficaces a estas escalas fungen un papel clave en el mantenimiento de la biodiversidad a nivel nacional, o a nivel internacional, cuando los enlaces atraviesan fronteras entre varios países (Recuadro 8-4). Entre los ejemplos de tales enlaces se pueden mencionar sistemas principales fluviales y ribereños, cadenas montañosas boscosas y trampolines críticos, como humedales y tramos de bosque para aves migratorias. Los enlaces regionales o biogeográficos son difíciles o

Cuadro 8-2 Criterios para evaluar la prioridad relativa de enlaces respecto a la conservación desde una perspectiva biológica.

Criterio	Prioridad máxima
1. Escala espacial en que el enlace mantiene procesos ecológicos	Enlaces que mantienen procesos ecológicos y la continuidad de distribuciones de especies a escala biogeográfica y regional
2. Nivel de reemplazabilidad (redundancia) del enlace y del sistema conectado de hábitats	Enlaces y sistemas de hábitats que son únicos y esencialmente irremplazables.
3. Grado de amenaza a especies o comunidades en los hábitats que se van a enlazar.	Enlaces que benefician especies y comunidades en situación amenazada de conservación.
4. Condición actual del enlace (o sea, composición de la vegetación, anchura, fuentes de perturbación)	Enlaces donde todavía están presentes tramos continuos amplios de vegetación natural no alterada.
5. Terreno de recorrido de especies a las que beneficiará el enlace.	Enlaces que proveen continuidad a agrupaciones enteras de especies.
6. Capacidad del enlace de proporcionar otros beneficios ecológicos y ambientales.	Enlaces que proporcionan múltiples beneficios ambientales sin poner en peligro su valor para la conservación de la fauna.

imposibles de reconstruir, y, por consiguiente, debe otorgarse prioridad máxima a su identificación, protección y mantenimiento antes de que se pierda su función ecológica y se produzcan cambios importantes en patrones de biodiversidad.

Los enlaces a escala regional o biogeográfica también producen beneficios a escalas más pequeñas en la jerarquía espacial. Un sistema fluvial principal con su vegetación ribereña asociada, por ejemplo, provee un hábitat valioso y continuidad dentro de paisajes y áreas locales a través de los cuales discurre. Sin embargo, en el caso de enlaces locales, los beneficios no se extienden de la misma manera a escalas espaciales más amplias. Un enlace local, como una conexión boscosa entre dos fragmentos, sólo contribuye de manera limitada a mantener la biodiversidad a escala regional.

La importancia de la escala espacial para definir prioridades para la conservación también debe abordarse en relación con el nivel de responsabilidad de la organización o agencia

Recuadro 8-4 Paseo Pantera; desarrollo de un enlace internacional en América Central

Paseo Pantera es un proyecto internacional que busca reconectar, restaurar y manejar los fragmentos de ambiente natural que habían sido continuos a lo largo del istmo centroamericano entre Norteamérica y Suramérica (Marynowski 1992). El proyecto, que implementan Wildlife Conservation International y la Corporación Caribeña de Conservación con el apoyo de la Agencia para el Desarrollo Internacional de los EE UU, concibe una cadena interconectada de reservas naturales que se extienden por todo Centroamérica para restaurar el enlace biogeográfico pasado entre los dos continentes americanos. El proyecto toma su nombre de la pantera, que antiguamente se encontraba en toda la longitud del istmo y por todas las Américas, desde la Patagonia en el sur hasta el Yukón en el norte.

Las metas de Paseo Pantera se están tratando de lograr de varias formas (Marynowski 1992). En colaboración con gobiernos y organizaciones no gubernamentales, se brinda apoyo para una mejor protección y manejo de reservas existentes, para el diseño y establecimiento de nuevas reservas y para revisar estrategias regionales de conservación. Un elemento clave del proyecto es contribuir al desarrollo socioeconómico sostenible de la región. Un componente de ecoturismo se basa en el principio de que un turismo cuidadosamente pensado puede proporcionar fondos para la adquisición y manejo de áreas protegidas; mejorar las economías de comunidades locales y desempeñar un papel importante en la educación ambiental de los visitantes. Paseo Pantera también trata de promover cooperación internacional entre países a lo largo del istmo, sobre todo en relación con la reserva y manejo de áreas protegidas que cruzan fronteras nacionales. El Consejo Centroamericano para el Medio Ambiente y Desarrollo (CCAD) de las siete naciones ha preparado un acuerdo regional para la conservación de la biodiversidad, que reconoce el concepto de un 'Corredor Biológico Centroamericano' (Marynowski 1992).

Paseo Pantera es una iniciativa ambiciosa. Si lograra cumplir con sus metas, representaría un logro importante en cooperación internacional para la conservación, y generaría beneficios sustanciales para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, incluso si no resulta factible a corto plazo un enlace continuo, la mayor protección para una cadena de reservas y áreas protegidas a lo largo de Centroamérica es en sí mismo un resultado valioso.

gubernamental interesada. Por ejemplo, la prioridad relativa de la conservación para dedicar recursos para un corredor ribereño natural entre parques urbanos en una ciudad regional, la valorarán de manera diferente las diversas agencias. Para una agencia nacional de conservación, cuyo centro primordial de atención es la conservación de biota a escala nacional, esta propuesta tendrá una prioridad inferior que los enlaces potenciales a escala biogeográfica o a través de fronteras nacionales. Sin embargo, para un departamento urbano de conservación, este enlace puede tener una elevada prioridad porque une los dos parques principales que caen bajo su autoridad. Las organizaciones deberían otorgar mayor prioridad a enlaces que funcionarán a una escala espacial mayor dentro del área operativa de la organización.

Nivel de redundancia del enlace y hábitats asociados

Entre las preguntas clave que se deben abordar en relación con este criterio están:

- ¿Hay formas alternas de mantener la conectividad en esta situación?
- ¿Es reemplazable el enlace? ¿Qué sucedería si se perdiera?
- ¿Hay otros sistemas enlazados de hábitat que estén logrando las metas de esta propuesta?

Debe otorgarse prioridad máxima en cuanto a conservación a las situaciones en que no hay alternativas factibles para mantener la conectividad, en que la pérdida de enlaces existentes sería básicamente irremplazable, o en que ningún otro sistema de hábitats conserva esta comunidad concreta de animales. Resulta adecuada una prioridad menor (pero no ninguna prioridad) en situaciones en que hay alternativas. Donde un enlace forma parte de una red existente, la red puede seguir funcionando con eficacia incluso si un componente no está plenamente desarrollado.

A partir de este criterio, se proponen algunos ejemplos de enlaces que merecen prioridad para la conservación, como enlaces forestales que mantienen la conectividad de bosques tropicales en las Montañas Eastern Usumara de Tanzania (Ejemplo 2, Capítulo 9); y la franja remanente de tierra sin infraestructura que facilita desplazamientos migratorios de grandes mamíferos de y hacia el Monte Kilimanjaro, también en Tanzania (Recuadro 8-5).

Grado de amenaza a especies y comunidades en los hábitats a enlazar

Las reservas o fragmentos que se sabe que sustentan especies o comunidades amenazadas merecen especial consideración. Debido a la escasez o distribución limitada, dichas especies son más propensas al riesgo de disminuir o de extinguirse localmente en hábitats aislados. Sin embargo, la protección de enlaces de hábitats para mejorar la conectividad no siempre es una solución directa para la conservación y deben ponderarse con cuidado varios aspectos.

- ¿Hay evidencia razonable de que proporcionar enlaces eficaces contrarrestará las causas de la situación de escasez o amenaza? Está poco justificado, por ejemplo, otorgar alta prioridad a enlazar poblaciones de una especie amenazada cuando su disminución se debe claramente a la caza, a la caza ilegal o a otras causas directas, y no tiene relación con el aislamiento y fragmentación de su hábitat.

- ¿Será el enlace propuesto eficaz en cuanto a promover desplazamientos o a restablecer continuidad de la población? Debido a su escasez, es probable que esa especie amenazada pueda tener necesidades especializadas de comida o hábitat o puede ser sensible a la presencia de otras especies.
- ¿Es suficiente lo que se sabe en la actualidad acerca de la distribución de las especies para determinar la ubicación más eficaz para enlaces con otras poblaciones o con hábitats adecuados?

Del lado positivo, la presencia de una o más especies amenazadas (en especial mamíferos de alto perfil) es probable que atraiga más fondos que se agregarían a los presupuestos existentes de conservación.

Situación actual del enlace

Los tramos de vegetación *natural* tienen un potencial mayor de conservación como enlaces que áreas comparables de tierra que requieren una restauración parcial o grande de su vegetación. La restauración de hábitats requiere tiempo para que se desarrollen las comunidades de vegetación, es intensiva en recursos y costosa y quizá no llegue a restaurar plenamente todos los componentes del hábitat a una condición natural. Debería darse alta prioridad a tramos

Recuadro 8-5 Desafíos para Evitar el Aislamiento del Parque Nacional y Reserva Forestal del Monte Kilimanjaro, Tanzania

El rápido crecimiento de la población humana y la proliferación del desarrollo agrícola alrededor de las faldas del Monte Kilimanjaro al este de Tanzania, están aislando progresivamente la fauna del Parque Nacional y Reserva Forestal del Monte Kilimanjaro. A excepción de una franja de tierra de 8 Km en el lado noroccidental de la montaña, todo el resto de ésta se encuentra ahora bajo cultivo. Esto ha ocasionado tanto una reducción del área total disponible para la vida silvestre como una interrupción en el desplazamiento de los mamíferos superiores entre la montaña y los hábitats de las praderas/sabanas de las planicies circundantes (Newmark et. al, 1991; Newmark, 1993). La extinción local de dos mamíferos superiores en el parque nacional en los últimos 50 años, el Klipspringer (*Oreotragus oreotragus*) y el Mountain Reedbuck (*Redunca fulvorufula*), puede atribuirse en cierta medida al aislamiento de los hábitats de las tierras altas, lo cual impide el desplazamiento ocasional de los animales de las tierras bajas donde son más comunes (Newmark et. al., 1991).

La protección del corredor natural restante existente entre los hábitats de las praderas/páramos de las tierras altas y los hábitats de las praderas y sabanas de las tierras bajas, es un factor altamente prioritario para la conservación regional de la

Recuadro 8-5 (cont)

fauna de mamíferos superiores (Newmark et. al., 1991). Si ocurriera un verdadero aislamiento, ciertamente aumentaría la tasa de extinción entre las especies que habitan los páramos, cuya población es pequeña. Este enlace del paisaje contribuye-asimismo-a mantener la conectividad para mamíferos superiores entre los bosques montanos del Kilimanjaro y el área protegida más cercana, el Parque Nacional Amboseli, a unos 20 Km al norte. El Elefante Africano se desplaza anualmente del Kilimanjaro al Parque Nacional Amboseli, y también se ha observado al Antílope, al Búfalo y a los Perros Salvajes Africanos desplazarse dentro y fuera del bosque montano (Newmark et. al., 1991).

En esta franja de tierra restante no se ha dado el cultivo de tierras ni la colonización intensiva ya que la misma ha sido usada exclusivamente por el pueblo Maasai para actividades tradicionales de pastoreo. A solicitud de los Maasai, quienes desean continuar usando la tierra, el corredor ha sido designado como área protegida bajo los estatutos del Distrito de Monduli (W. Newmark, comentario personal). Aunque se ha prohibido el cultivo, actualmente se permiten los usos tradicionales de la población Maasai, tales como la recolección de leña y el pastoreo de ganado. El uso estacional histórico y actual del corredor por parte de la vida silvestre sugiere que estas prácticas tradicionales son compatibles con los objetivos de conservación (Newmark, 1993). El mayor desafío para el manejo y mantenimiento de este enlace del paisaje será asegurar que un posible incremento en el cultivo de tierras y colonización no mermen y dividan esta conexión restante.

amplios de vegetación natural existente, en especial los que tienen perturbación mínima a lo largo de los bordes o dentro del tramo.

Para determinar las prioridades entre alternativas es importante ponderar:

- El grado de cubierta actual de la vegetación y cuán natural es.
- La representatividad de la vegetación actual en relación con otros hábitats en el sistema enlazado.
- Los requerimientos para la restauración del hábitat y el calendario involucrado para que maduren los hábitats.
- La anchura relativa de la vegetación y la cantidad y ubicación de fuentes potenciales de perturbación.

Gama de especies a las que beneficiará el enlace

Este criterio pondera la prioridad relativa para la conservación basada en la gama de especies a las que beneficiará el enlace. En general, los enlaces que mejoran la situación de conservación de grupos de especies (como aves que dependen de zonas boscosas o mamíferos arbóreos), o comunidades enteras de animales deberían tener más prioridad que las que

funcionan para una o pocas especies. Sin duda que este criterio debe también aplicarse junto con el que evalúa la situación de conservación de especies blanco.

Los enlaces que son eficaces en proporcionar conectividad para agrupaciones enteras de especies tienen numerosos beneficios adicionales. Estos hábitats que conectan suelen ser enlaces amplios de paisaje, abarcan vegetación natural y una gama de clases de hábitats y tienen una perturbación limitada (ver Capítulo 9). Estos tramos en general tienen gran valor como hábitats por sí mismos y cumplen con otros papeles en el ecosistema. Los enlaces que operan para comunidades enteras es más probable que faciliten la continuidad de procesos ecológicos entre sistemas de hábitats.

Capacidad del enlace para proporcionar otros beneficios ecológicos y ambientales

Los enlaces que proporcionan una serie de beneficios ambientales, sin poner en peligro su papel en cuanto a asegurar la conectividad para la vida silvestre, deben atraer una prioridad mayor que los que tienen un sólo propósito. Los corredores a orillas de corrientes son especialmente importantes en este sentido, aunque otras clases de enlaces también producen numerosos beneficios (Capítulo 6). Entre los beneficios adicionales que se obtienen, además de ayudar a la vida silvestre, se pueden mencionar:

- Provisión de hábitat a especies y comunidades de plantas.
- Disminución de la erosión de suelos debido a menores velocidades del viento, a la fijación de suelos mediante vegetación y la modificación de flujos de agua.
- Mantenimiento de ciclos hidrológicos estables a través de la transpiración de aguas subterráneas, modificación de caudales de agua a través de la superficie del terreno y a la infiltración de agua en el suelo.
- Mantenimiento de la calidad del agua al amortiguar insumos de nutrientes, partículas y sustancias químicas a cursos de agua; provisión de nutrientes a corrientes que contribuyen a redes hídricas de alimentos.

Al contribuir a una orientación integrada respecto al manejo del ambiente, estos enlaces también producen beneficios en función de la eficacia en el manejo de la tierra y la utilización de recursos de conservación. También es probable que atraigan apoyo de un sector más amplio de la comunidad y de toda una serie de agencias de manejo de la tierra, y están abiertos a fuentes más diversas de financiamiento. Los grupos comunitarios y las autoridades a cargo del manejo que no tienen un interés directo en la conservación de la vida silvestre pueden apoyar tales iniciativas debido a los otros beneficios ambientales que reconocen (p.e. McNely 1987).

Lista de verificación para planificar enlaces

Los puntos siguientes sintetizan una serie de aspectos analizados anteriormente respecto al diseño y manejo de enlaces y a su inclusión en la planificación de la conservación. La lista puede en un principio intimidar, y en la mayor parte de las situaciones no habrá respuestas inmediatas para muchas preguntas. Sin embargo, el propósito de la lista de verificación es estimular una ponderación mayor de aspectos pertinentes de parte de gestores de tierras que están desarrollando planes para

proteger, manejar o restaurar enlaces. Estos puntos se refieren en forma directa a una propuesta para un corredor de hábitat, pero son igualmente pertinentes para otras configuraciones de hábitats que pretendan conseguir conectividad.

¿Cuál es el propósito del enlace que se propone?

- ¿Cómo describiría el propósito del eslabón y sus posibles beneficios?
- ¿Cuál es el tamaño y el valor de conservación de los hábitats que se van a enlazar? ¿Se están manejando en forma activa para la conservación? ¿Están a salvo de claros y perturbaciones futuras?

¿Cuál es la situación y propiedad actuales del enlace?

- ¿Existe vegetación natural, secciones de vegetación o se requiere reconstruir la vegetación?
- ¿Cómo es la propiedad de la tierra y cuáles son los objetivos actuales del manejo? ¿Es probable que los propietarios de la tierra y las autoridades a cargo del manejo se muestren favorables?
- ¿Es un eslabón sólo entre dos áreas de hábitats o parte de una red? ¿Hay enlaces alternativos o una sola opción?
- ¿Cuáles son las dimensiones propuestas y la forma del enlace? ¿Es suficiente la anchura para contrarrestar las perturbaciones en los bordes?

¿Qué especies quiere beneficiar el enlace?

- ¿Es el enlace primordialmente para una sola especie o para un grupo de especies? ¿Puede enumerar las especies que se espera que se beneficien?
- ¿Están presentes estas especies en la actualidad en las áreas de hábitats conectadas de esta forma? ¿Son poblaciones seguras? ¿En la actualidad se encuentran dentro o utilizan el hábitat como enlace?
- ¿Utilizarán primordialmente las especies interesadas el enlace como hábitat donde vivir, o como senda para desplazamientos? ¿Para qué clase de desplazamientos es probable que lo utilicen, diarios, estacionales o anuales?

¿Cuáles son las necesidades de las especies y en qué forma se relacionan con la utilización del enlace?

Para especies que viven dentro del enlace:

- ¿Hay disponibilidad dentro del enlace en la actualidad para satisfacer sus necesidades en cuanto a alimento, refugio y cría?

- ¿Qué necesidades tienen en cuanto a espacio y de qué forma se relaciona esto con la anchura propuesta?
- ¿Son vulnerables a clases particulares de perturbación?

Para especies que se desplazan a través del enlace:

- ¿Se pueden satisfacer sus necesidades de refugio y comida durante los desplazamientos?
- ¿Encontrarán el enlace y entrarán en él?

¿Qué se necesita para que el enlace sea funcional?

- ¿Qué intervenciones se necesitan para establecer una situación segura de la tierra para el enlace?
- ¿Se han estimado el ámbito del trabajo, su costo y las acciones que se requieren?
- ¿Complementa el manejo del enlace otras estrategias de utilización de la tierra o estrategias de conservación?
- ¿Qué manejo y restauración se requieren para hacer que el enlace sea funcional?

¿Qué manejo se requiere para el mantenimiento a largo plazo del enlace?

- ¿Quién es responsable por el manejo permanente?
- ¿Son adecuados los recursos (personas con destrezas pertinentes, finanzas) para el manejo permanente?
- ¿Hay algunas utilidades de tierra o presiones que generarán perturbación y deterioro de la vegetación y hábitats?
- ¿Se necesita que se manejen plantas y animales importadas?

¿Cómo se realizará el monitoreo?

- ¿Cómo se evaluará el éxito del enlace? ¿Cuáles son los criterios de éxito?
- ¿Se ha planificado un programa de monitoreo? ¿Quién lo llevará a cabo?
- ¿Cuál es el calendario dentro del cual se realizará el monitoreo y se evaluará el enlace?

¿Qué lecciones se han aprendido que puedan ayudar a otros?

- ¿Hubo algunos resultados inesperados?
- ¿Cuáles fueron los retos mayores en la realización del trabajo y cómo se resolvieron?

Resumen

Promover configuraciones de hábitats que mejoren la conectividad dentro de paisajes desarrollados con infraestructura es una de cuatro medidas generales que se pueden tomar para contrarrestar los efectos de la fragmentación de hábitats y el aislamiento en la vida silvestre. El aspecto distintivo de esta medida es que provee la oportunidad para lograr metas de conservación por medio del manejo de sistemas enlazados de hábitat, y no de tramos solos. Las limitaciones de un método basado en reservas para lograr la conservación sugieren que esos sistemas enlazados deberían extenderse más allá de los límites de las reservas para abarcar hábitats en todo el paisaje. Una orientación integrada en cuanto a paisaje para la conservación de la naturaleza requiere planificación a escalas espaciales amplias, protección de áreas clave de hábitats, coordinación de los valores de conservación a través de formas de tenencia de la tierra, mantenimiento y restauración de la conectividad del paisaje y la integración de la conservación con utilidades de tierras circundantes. Las decisiones en cuanto a la prioridad relativa que deba otorgarse a enlaces, se facilitan cuando se evalúan criterios concernientes al contexto ecológico y a la función propuesta del enlace. Se ofrece una lista de verificación como recordatorio de los muchos aspectos involucrados en la planificación y manejo exitosos de enlaces para mantener la conectividad del paisaje para la vida silvestre.

8 CONECTIVIDAD Y ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN

La planificación estratégica de la conservación que funciona a escala de paisajes o regiones y abarca un tiempo futuro que se mide en décadas, es una prioridad decisiva en áreas con infraestructura y en aquellas donde son inminentes más cambios ambientales. La conservación eficaz de ambientes naturales y de su vida silvestre no se puede lograr con reacciones de corto plazo ante una serie permanente de crisis en el manejo de la tierra y en la planificación de su uso ‘caso por caso’. Se requiere sobre todo una orientación estratégica para que se incorpore de lleno el concepto de conectividad a la planificación de la conservación. Muchos de los ejemplos de enlaces que se ofrecieron antes en este libro son situaciones donde se han conservado por defecto ‘corredores’ u otros hábitats de conexión, y no mediante una cuidadosa planificación. De igual modo, se están desarrollando en la actualidad muchos enlaces alrededor del mundo que son respuestas puntuales a la amenaza de pérdida de hábitat o de uso intensivo de la tierra. Esto no quiere decir que estos intentos estén necesariamente mal concebidos; más bien se enfatiza la necesidad de planificar estratégicamente.

La tesis principal de este capítulo es que la meta primordial de la planificación de la conservación en regiones con infraestructura debería ser delinear sistemas enlazados de hábitats dentro del contexto más amplio de una orientación integrada del paisaje para la conservación. No es probable que se logre una red de hábitats enlazados que mantenga la conectividad real para poblaciones y procesos ecológicos mediante la reserva o restauración ad hoc de enlaces en respuesta a una serie permanente de propuestas de desarrollo de infraestructura. Es fundamental que la planificación para el futuro se lleve a cabo para maximizar oportunidades para el uso más eficaz de la tierra antes de que las opciones desaparezcan debido a más cambios o destrucción de hábitats.

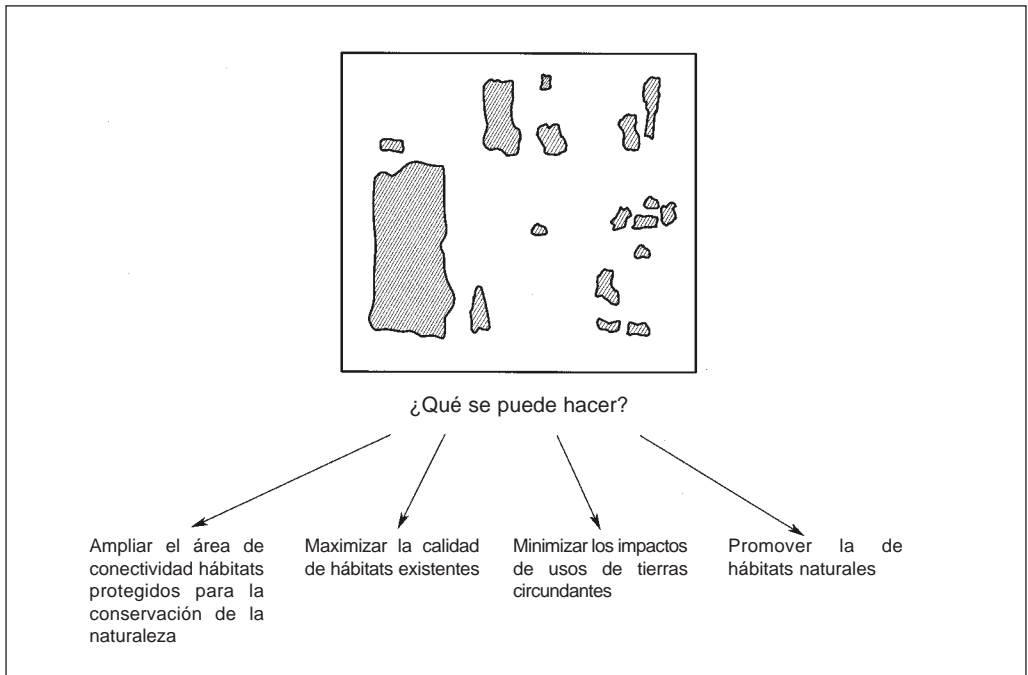
El propósito de este capítulo es analizar el papel de la conectividad en las estrategias de conservación. El primer aspecto a examinar tiene que ver con el papel de los enlaces como medida de conservación en comparación con otras clases de acciones, para contrarrestar los impactos de la pérdida y fragmentación de hábitats. Otros aspectos pertinentes incluyen cómo y cuándo incorporar enlaces en la elaboración de estrategias de conservación y en acciones prácticas de conservación. El siguiente análisis responde a estos aspectos abordando tres preguntas principales.

- ¿Cuál es el papel de la conectividad en la planificación y estrategia de conservación?
- ¿Cómo se pueden incorporar enlaces en una orientación integrada en el manejo de paisajes?
- ¿Qué enlaces merecen la prioridad más elevada?

El capítulo concluye con la presentación de una lista de verificación de puntos que deben ponderar quienes planifican enlaces o la restauración o manejo de conexiones existentes.

Papel de la conectividad en la estrategia de conservación

En el Capítulo 2 se analizaron problemas que surgen por la pérdida y fragmentación de hábitats en paisajes con infraestructura. Para contrarrestar estos problemas, hay básicamente cuatro métodos generales que se pueden incorporar en la planificación del uso de la tierra y en su manejo. Los planificadores y gestores de tierras pueden aplicar medidas para: ampliar el área de hábitat protegidos, maximizar la calidad de hábitat existentes, minimizar los impactos por usos de tierras circundantes y promover la conectividad de hábitats naturales para contrarrestar los efectos del aislamiento (Gráf. 8-1). Estas cuatro medidas se pueden emprender en una gama de escalas espaciales, desde el desarrollo de planes de conservación para propiedades individuales hasta la planificación e implementación de estrategias regionales y nacionales de conservación.



Gráf. 8-1 Representación diagramática de cuatro clases de medidas que se pueden tomar para contrarrestar los efectos de la fragmentación de hábitats

Ampliar el área de hábitats naturales protegidos

La protección y manejo de hábitats naturales, ya sea con reservas de conservación o por otros medios es la base fundamental y esencial de la conservación de la naturaleza. Las medidas para prevenir mayor destrucción o fragmentación de hábitats, que incrementen el total de hábitat bajo manejo para la conservación o que amplían el área total de hábitats disponibles para la vida silvestre, son cada uno de ellos formas de responder a problemas relacionados con

cambios en poblaciones de animales y comunidades con base en áreas. Es más probable que grandes tramos de hábitats y no áreas más pequeñas sustenten poblaciones de plantas y animales que se mantienen por sí mismas, sobre todo para grandes animales que requieren amplias áreas de territorio. El tamaño mayor de hábitat también mejora la capacidad de un área para conservar una mayor riqueza de especies, para sustentar a comunidades enteras y para mantener procesos ecológicos naturales (Forman 1995).

En todo el mundo, este objetivo se aborda en una serie de formas:

- Incluyendo áreas adicionales de hábitat en reservas naturales para incrementar el tamaño de reservas existentes o para agregar al sistema total de reservas.
- Implementando provisiones obligatorias o programas comunitarios para proteger áreas naturales y minimizar un mayor clareo y fragmentación de hábitats fuera del sistema de reserva. Esto se puede aplicar a tierras de propiedad privada o comunitaria, de compañías o del gobierno que no están dentro del sistema de reservas. Los tramos mayores de ambiente natural en cada distrito o región deberían recibir atención especial para protegerlos.
- Empezando programas para regenerar a propósito o revegetar tierra contigua a hábitats existentes para expandir el tamaño y extensión total de áreas naturales.
- Recomendando y requiriendo que donde se clareen hábitats, se regeneren posteriormente o que se revegeten áreas nuevas comparables para minimizar la pérdida total de hábitat.

Maximizar la calidad de hábitats existentes

Dentro de las limitaciones del tamaño existente y patrón espacial de hábitats en el paisaje, el valor de cada área de hábitat se incrementa si se maneja para mejorar recursos esenciales para la fauna del lugar. Las actividades de manejo se pueden dirigir hacia, por ejemplo:

- minimizar y controlar los usos de la tierra que degradan el ambiente natural y disminuyen su sostenibilidad, como el pastoreo excesivo de ganado doméstico que conduce a una estructura alterada de la vegetación y a la falta de regeneración de plantas;
- manejar la cosecha de recursos naturales como madera, frutos y vida silvestre, para asegurar su sostenibilidad a largo plazo y para minimizar los efectos adversos de la cosecha en los hábitats de vida silvestre;
- mantener los regímenes de perturbación natural que promueven la renovación de vegetación y hábitats y recursos que varían temporalmente.

El manejo para mantener la calidad de los hábitats es especialmente pertinente en las áreas designadas para usos múltiples, donde las metas de conservación de la naturaleza deben sopesarse en comparación con los otros objetivos en el uso de la tierra. Los bosques que se utilizan para producción de madera, por ejemplo, hacen una contribución muy grande a la conservación de la vida silvestre, pero también se da el peligro siempre latente de que las actividades de tala pueden eliminar componentes críticos de hábitat con la consiguiente pérdida de poblaciones de animales.

Minimizar los impactos de usos de tierras circundantes

Hay evidencias crecientes de que, en paisajes muy fragmentados, los procesos que proceden de porciones externas ejercen una gran influencia en poblaciones y comunidades con fragmentos (Saunders y cols. 1991; Hobbs 1993a). La invasión de especies plaga para plantas y animales, las condiciones climáticas y físicas alteradas a lo largo de los límites, y la incursión y construcción de infraestructura por parte de los humanos, todo ello disminuye el potencial de conservación de áreas naturales remanentes. Las grandes áreas naturales, incluyendo las reservas naturales, son también vulnerables a perturbaciones externas (Janzen 1986).

Los efectos de la perturbación externa se pueden contrarrestar con una serie de acciones que incluyen:

- Crear zonas para el uso de la tierra y prohibir ciertas formas de uso de la tierra cercana a áreas naturales importantes.
- El empleo de zonas de amortiguación alrededor de áreas de conservación para minimizar el impacto de influencias externas en el ambiente natural.
- Programas de manejo para controlar las cantidades e impactos de especies plaga para plantas (especies importadas, maleza invasora) y animales (depredadores, competidores, parásitos).

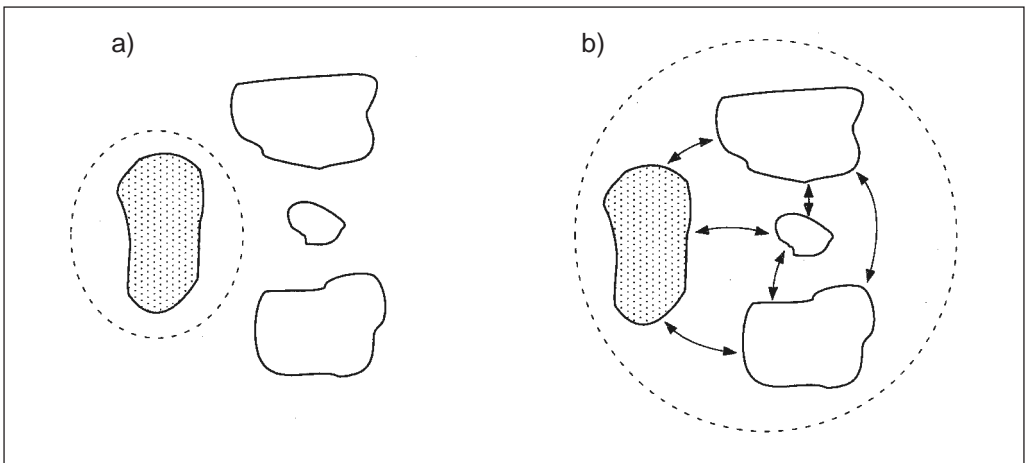
Promover la conectividad de hábitats naturales para contrarrestar los efectos del aislamiento

La promoción de configuraciones de hábitat que mejoren la conectividad dentro de paisajes fragmentados contrarresta de manera directa los efectos nocivos del aislamiento. Los enlaces contienen una serie de beneficios importantes (Cuadro 4-3). Ayudan el desplazamiento de animales individuales a través de ambientes por lo demás inhóspitos, incluyendo a animales de recorrido grande de terreno, especies migratorias e individuos que se dispersan. Los desplazamientos de dispersión entre fragmentos pueden beneficiar a poblaciones en declive al complementar poblaciones pequeñas antes de que desaparezcan; o brindan oportunidades para que se recolonizen hábitats si se diera la extinción local. Los enlaces también ayudan en la continuidad y mantenimiento de procesos ecológicos, en especial los que dependen de vectores animales, como la polinización, la dispersión de semillas y la depredación. En el Capítulo 4 se han descrito diferentes clases de configuraciones de hábitat que promueven la conectividad del paisaje, y en los Capítulos 5 y 6 se revisan varias formas de uso de la tierra que funcionan como hábitats conectivos.

Estas cuatro respuestas generales establecen el contexto en el que la conectividad desempeña un papel en la conservación de la vida silvestre en paisajes fragmentados. Promover la conectividad del paisaje es solo una medida general de una serie acciones que se pueden tomar para mejorar la conservación de la naturaleza. Resulta claro que los enlaces que restauran la conectividad del paisaje no son una panacea universal o solución única para problemas ecológicos que surgen de la pérdida y fragmentación de hábitats. En la práctica, las estrategias de conservación con frecuencia utilizan las cuatro medidas, con especial atención a retener y expandir el área de hábitats naturales protegidos. De hecho, resulta deficiente toda estrategia basada primordialmente alrededor del desarrollo de enlaces y que no aborda al mismo tiempo

la necesidad de maximizar el área de hábitats protegidos, de manejar la calidad de hábitats y de minimizar las perturbaciones externas.

La promoción de la conectividad del paisaje sí desempeña, sin embargo, un papel propio; permite una orientación básicamente diferente respecto a la conservación de la naturaleza en paisajes modificados por infraestructura. Las primeras tres medidas mencionadas antes se basan cada una de ellas en mejorar el potencial de conservación de áreas individuales de hábitat. Sin embargo, donde hay una conectividad real, existe la oportunidad de lograr las metas de conservación mediante sistemas enlazados de hábitats. Tramos múltiples de hábitats que funcionan juntos como un sistema interactivo, son un medio más eficaz de conservación que un conjunto similar de tramos aislados (Gráf. 8-2). Así pues, el papel peculiar de la conectividad en la estrategia de conservación es ‘amarrar’ hábitats en un sistema enlazado para restaurar el flujo natural e intercambio de plantas y animales a través del paisaje. El concepto de sistemas enlazados de hábitats para la conservación de la naturaleza se elabora más en el contexto de una orientación integrada respecto al paisaje para su conservación.



Gráf. 8-2 Reservas o hábitats aislados (a) pueden tener un potencial limitado para la conservación a largo plazo de poblaciones y comunidades por su cuenta, pero esto se puede mejorar mucho si funcionan como parte de un sistema integrado (b).

Los enlaces y una orientación integrada respecto al paisaje para su conservación

La orientación tradicional en conservación de la naturaleza se ha basado en escoger y manejar áreas como reservas, de una forma u otra. Suele haber parques nacionales o categorías parecidas de reservas en las que la naturaleza recibe atención prioritaria; o, en algunos casos, otras clases de reservas en las que las metas de conservación deben equilibrarse con otras formas de uso de la tierra. El patrón típico de las reservas es el de un conjunto de parcelas separadas de tierra, dispersas en lugares a través de una región o país concreto, y que representan una gama de ecosistemas diferentes. Un punto de vista muy común entre los biólogos de la conservación es que una orientación basada en reservas, en sí misma, no garantizará de manera adecuada las

necesidades a largo plazo de conservación de la flora y fauna nativas. Incrementar de manera sustancial la cantidad y extensión de las reservas es un paso importante, pero incluso esto (caso de que se pueda lograr) no será suficiente en muchas regiones.

Se reconoce generalmente que en muchas regiones es necesario ampliar la orientación basada en reservas para encontrar formas de mejorar la conservación de la naturaleza por medio del manejo del paisaje completo. El concepto de una orientación integral en cuanto al paisaje para su conservación la han defendido profesionales en una serie de contextos diferentes y en relación con diferentes clases de paisajes afectados por infraestructura. Esto incluye análisis de planificación de la conservación a escalas regional y nacional (Noss 1983, 1992; Noss y Harris 1986; Grumbine 1994; Forman 1995); conservación en paisajes donde predomina la producción forestal (Harris 1984; Bissonette y cols. 1991; Norton y Linder Mayer 1991; Franklin 1992; Mladenoff y cols. 1994); conservación de la naturaleza en paisajes agrícolas extensos (Hobbs y Saunders 1991; Hobbs y cols. 1993; McIntyre 1994); y conservación de la biodiversidad en paisajes culturales bajo manejo intensivo (Harms y Opdam 1990; Jongman 1995; Kube_ 1996). La orientación integral de paisaje para su conservación también es importante en el contexto de cambio potencial futuro en el clima global en respuesta a niveles cambiantes de CO₂ y otros gases de 'efecto invernadero' (ver Recuadro 8-1).

Recuadro 8-1 Cambio climático y el papel de los enlaces

Existe una preocupación creciente en cuanto a que los cambios antropogénicos en la composición de los gases atmosféricos puedan tener impactos significativos en el clima global. La presencia de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera contribuye a un efecto natural 'invernadero', debido a que la atmósfera absorbe parte de la energía que se irradia desde la superficie de la Tierra, con lo que mantiene condiciones más calientes que si ésta energía se disipara por completo. Sin embargo, se predice que los niveles crecientes de CO₂ y otros 'gases de efecto invernadero' (como el metano y los clorofluorocarbonos) que se generan con la quema de combustibles fósiles, incrementarán el efecto invernadero y recalentarán la superficie de la Tierra en décadas futuras (Peters y Darling 1985). Este recalentamiento global es probable que produzca una serie de efectos secundarios, incluyendo cambios en precipitaciones, vientos, niveles del mar y corrientes oceánicas.

Existe mucha incertidumbre acerca de la tasa y magnitud probables de los cambios climáticos inducidos por efectos invernadero, en especial a niveles regionales, pero resulta claro que existe el potencial de un impacto significativo en la situación de la flora y fauna en todo el mundo (Peters y Darling 1985; Brereton y cols. 1995; Hobbs y Hopkins 1991). Los análisis de los perfiles climáticos que en la actualidad ocupan especies de plantas y animales, comparados con condiciones climáticas futuras bajo diversos escenarios, sugieren que las distribuciones geográficas actuales de muchas especies serán climáticamente inadecuadas dentro de un tiempo relativamente corto (p.e. Brereton y cols. 1995). Si dichos cambios se hacen realidad, la supervivencia de especies dependerá de su capacidad para adaptarse a nuevas condiciones climáticas, o a su

Recuadro 8-1 (cont)

capacidad de modificar su distribución geográfica para seguir a climas adecuados. Los grupos que es más probable que sean los más afectados incluyen taxa geográficamente localizados, poblaciones periféricas o separadas, especies especializadas, dispersores limitados, especies genéticamente empobrecidas y especies montanas y alpinas (Peters y Darling 1985).

Se ha sugerido que los enlaces pueden tener un papel importante en la conservación en respuesta a cambios climáticos (Harris y Scheck 1991; Hobbs y Hopkins 1991; Noss 1993). Primero, en algunas situaciones los enlaces pueden ayudar a que especies de plantas y animales amplíen su ámbito geográfico para encontrar condiciones climáticas favorables. Sin embargo, hace falta tener mucho cuidado antes de sacar conclusiones en cuanto a que los enlaces desempeñarán este papel.

- Para la mayoría de las especies, en especial plantas, la tasa de expansión de terreno de recorrido requerida para responder al cambio climático es mucho mayor que la que se sabe que ha ocurrido históricamente o que han revelado análisis paleoecológicos (Hobbs y Hopkins 1991; Noss 1993).
- La expansión del terreno de recorrido puede verse limitada debido a factores ecológicos o antropogénicos a pesar del mantenimiento de enlaces al parecer favorables. Por ejemplo las condiciones climáticas pueden volverse más favorables en áreas contiguas, pero los diferentes sustratos geológicos y niveles de nutrientes pueden resultar inadecuados para las especies de plantas correspondientes.
- Muchas especies dependen de interrelaciones ecológicas complejas con otras plantas y animales y, en consecuencia, un cambio real en el terreno de recorrido requeriría la migración de agrupaciones de plantas y animales coadaptados. Recuadro 8-1 (cont.)
- La ubicación geográfica y dimensiones necesarias de los enlaces para esas migraciones bióticas no se conocen, pero es probable que se requerirían amplios tramos de hábitat natural continuo.

Los enlaces a través de gradientes de altura son los que con mayor probabilidad facilitan los cambios efectivos de terreno de recorrido debido a que el desplazamiento geográfico necesitado para encontrar cambios climáticos en alturas es mucho menor que en elevaciones uniformes.

Segundo, los enlaces tienen un papel potencialmente importante para contrarrestar el cambio climático al mantener la continuidad de las poblaciones de especies en todo su terreno de recorrido geográfico actual, con lo que maximizan la capacidad de las especies para continuar dentro de aquellas partes de su terreno de recorrido donde las condiciones climáticas pueden seguir siendo favorables. La redistribución dentro de un terreno existente de recorrido es más factible que los cambios de terreno de recorrido a nuevas áreas.

Tercero, los enlaces también desempeñan un papel en contrarrestar el cambio climático

Recuadro 8-1 (cont)

al interconectar reservas existentes y áreas protegidas con el fin de maximizar la elasticidad de la red actual de conservación. Estos enlaces que mantienen hábitats continuos grandes o que mantienen la continuidad de varias reservas a lo largo de gradientes ambientales es probable que sean los más valiosos en este aspecto. Es probable que las poblaciones grandes y las que abarcan áreas ambientalmente diversas tengan mayor capacidad demográfica y genética para responder a condiciones cambiantes.

A la luz de la incertidumbre actual en cuanto a la naturaleza y magnitud del cambio climático futuro y a sus impactos potenciales, parece que mantener y restaurar enlaces son medidas prudentes que generan beneficios de conservación independientemente de la naturaleza exacta del inminente cambio climático.

Antes de analizar más los elementos de una orientación integral del paisaje, es apropiado que describamos algunas limitaciones de la estrategia de conservación que depende primordialmente de reservas de conservación dedicadas.

Las reservas no representan todas las comunidades naturales

Las reservas naturales rara vez ofrecen una representación equilibrada de las comunidades biológicas dentro de una región o país. Las áreas que se reservan para conservación de la naturaleza a menudo son las de suelos menos productivos, en laderas pronunciadas o cadenas montañosas, o en áreas con humedales, donde es difícil utilizar la tierra para agricultura u otra producción económica (Leader-Williams y cols.1990; Pressey 1994; Pressey y Tully 1994). Las comunidades biológicas en las partes más fértiles y accesibles del paisaje suelen haber sido transformadas mucho y son escasamente, o para nada, reservadas. Esta falta (o limitada) representación significa que hay muchas especies de plantas y animales cuyas poblaciones se encuentran principal o totalmente fuera de reservas.

Incorporar comunidades escasamente reservadas a un sistema regional de reservas puede resultar muy difícil debido a los costos financieros, porque la tierra está dedicada a otros usos, o porque la naturaleza del hábitat (como numerosos fragmentos pequeños entre tierras agrícolas) no encaja con las definiciones y regulaciones apropiadas de una reserva.

La mayor parte de las reservas son demasiado pequeñas para sustentar poblaciones viables y procesos ecológicos naturales

Las reservas varían mucho en tamaño. Algunas reservas bien conocidas, como el Parque Nacional Yellowstone, EE UU, el Gir Sanctuary en India y el Parque Nacional Serengeti en Tazania, son relativamente grandes (más de 100.000 hectáreas), pero esto no es lo típico de la mayoría de las reservas. Pocas reservas naturales tienen el tamaño suficiente para sustentar poblaciones viables de todas sus especies autóctonas de vida silvestre a largo plazo. Los grandes depredadores son un caso concreto de prueba, pero las especies que incursionan en busca de

alimentos o requisitos de hábitats especializados también pueden necesitar grandes áreas para sustentar poblaciones viables. Las estimaciones de necesidades de área para poblaciones viables de depredadores, como los osos grises, los lobos, los pumas, o grandes aves de rapiña de bosque, sugieren que incluso las reservas más grandes en algunos países es improbable que sean suficientes por sí mismas (Sullivan y Shaffer 1975; Thiollay y Meyburg 1988; Beier 1993). Ya existe evidencia de la pérdida de especies en reservas grandes en EE UU, aunque no están todavía totalmente aisladas (Newmark 1987, 1995). Los modelos predictivos, como los utilizados para algunas reservas africanas (East 1981; Western y Semakula 1981), sugieren que se perderán más especies simplemente debido a tamaño insuficiente, independientemente de presiones adicionales, como la cacería ilegal o la degradación de hábitats. Si las reservas grandes no pueden hacer frente al reto de mantener poblaciones viables de todas las especies, hay poca probabilidad de que la mayoría de parques, reservas y áreas protegidas más pequeños vayan a ser suficientes.

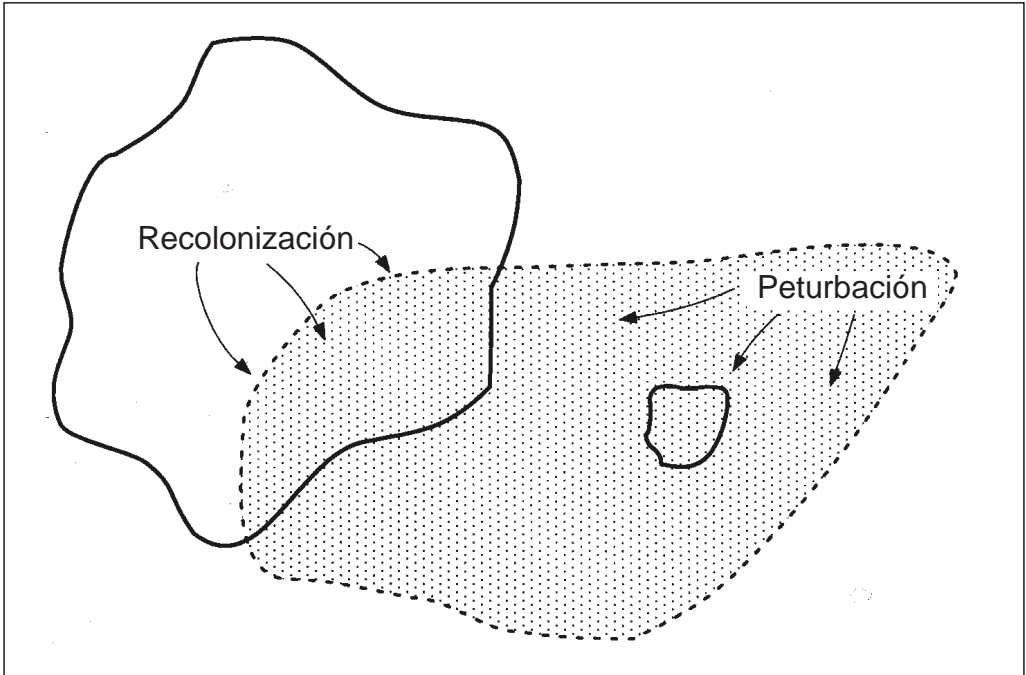
Además, para que las reservas conserven agrupaciones enteras de fauna, deben tener el tamaño suficiente para permitir regímenes naturales de perturbación, como incendios, ráfagas de viento e inundaciones, para continuar sin eliminar especies. Un 'área dinámica mínima' se define como el área más pequeña con un régimen natural de perturbaciones que mantiene las fuentes internas de recolonización (Pickett y Thompson 1978). Los incendios descontrolados, por ejemplo, pueden quemar una parte grande de una reserva, pero si ésta es suficientemente grande, siempre habrá áreas no quemadas que podrían actuar como recursos para la recolonización. Por el contrario, las reservas pequeñas se pueden quemar por completo y sus poblaciones quedar eliminadas (Gráf. 8-3). Además, algunas especies dependen de fases particulares de sucesión de vegetación después de la perturbación, de modo que las reservas deben ser adecuadas para mantener una serie de parcelas de hábitats en etapas diferentes de sucesión. El área requerida para satisfacer esta meta depende del contexto de la reserva y de la clase y fuente de perturbaciones naturales (Pickett y Thompson 1978; Baker 1992; Forman 1995). Comúnmente, el área dinámica mínima debe ser grande en relación con el tamaño máximo de la perturbación.

A menudo los procesos de perturbación de origen humano, como la lluvia ácida, aguas subterráneas salinas con nivel en ascenso, epidemias de vida silvestre y la difusión de plagas de plantas y animales, operan todos a escalas mayores que la mayoría de las reservas de conservación y pueden potencialmente perturbar funciones naturales en reservas enteras.

Patrones de desplazamiento de animales que cruzan con frecuencia límites de reservas

Los patrones de desplazamiento de muchos animales cruzan regularmente los límites de reservas naturales. Si los hábitats que utilizan y los recursos que obtienen fuera de una reserva en última instancia se pierden debido a la falta de un manejo o protección adecuados, la eficacia de la reserva disminuye mucho (Recuadro 8-2).

- Algunas especies utilizan de manera regular recursos de alimentación, protección y reproducción que se encuentran en hábitats notoriamente diferentes. Los murciélagos comunes de cueva, por ejemplo, se encuentran en grutas o minas abandonadas en una



Gráf. 8-3 Para la conservación a largo plazo de flora y fauna, las reservas deben ser suficientemente grandes como para resistir perturbaciones importantes y para mantener fuentes internas de recolonización. Las reservas más pequeñas o parcelas de hábitats pueden verse totalmente perturbadas.

serie de reservas de conservación en Victoria, Australia, pero no se reproducen ahí. Se conoce la reproducción de esta especie en Victoria en sólo dos sitios, ninguno de ellos dentro de reservas de conservación, donde hay grutas con condiciones microclimáticas favorables (Menkhorst y Lumsden 1995).

- Muchas especies emprenden migraciones anuales entre zonas de altura o ubicaciones geográficas, desde varios kilómetros a miles de kilómetros de distancia (Capítulo 4). Una reserva puede proteger hábitats de reproducción representativos, pero los hábitats que no son de reproducción en otras ubicaciones pueden carecer de toda protección.

Otras especies emprenden desplazamientos estacionales irregulares para explotar recursos irregulares en espacio o tiempo. Los animales que se alimentan de néctar, frutos o semillas se desplazan en respuesta a las fenologías de las plantas anfitrionas y a la variabilidad de producción de frutos y semillas entre años. Las aves acuáticas nómadas en regiones secas se desplazan en respuesta a patrones de precipitación e inundaciones. En ambientes con climas impredecibles, como en la parte árida y tropical de Australia, estos desplazamientos pueden ser sumamente variables y llevan a desplazamientos en masa de poblaciones a través de límites de reservas (Woinarski y cols. 1992).

- En el caso de especies que ocupan hábitats de vida corta o cambio rápido, como fases

serales tempranas en sucesión de vegetación, poblaciones enteras pueden cambiar en respuesta a la calidad cambiante de hábitats a lo largo del tiempo (Thomas 1994). Los desplazamientos para ‘encontrar’ nuevas áreas de hábitats favorables puede hacer que poblaciones entren y salgan de reservas, dependiendo de la naturaleza dinámica del hábitat.

Recuadro 8-2 Patrón de migración del quetzal resplandeciente en América Central: implicaciones para el diseño de reservas y conservación

El quetzal resplandeciente es un ave grande que come frutos y vive en los bosques tropicales montanos de América Central, y tiene un patrón complejo de migración estacional entre bosques de altitud baja y alta. Para identificar los hábitats forestales importantes para la supervivencia de los quetzales, y para valorar la suficiencia de las reservas existentes de conservación, se monitorearon los desplazamientos de aves individuales por medio de radiotelemetría durante todo su ciclo anual en bosques montanos de Costa Rica (Powell y Bjork 1995).

Se encontró que los quetzales anidan a altitudes de 1500-1800 metros en las laderas tanto del Pacífico como del Atlántico de los bosques montanos de Costa Rica, sobre todo dentro de áreas de reservas relacionadas con el Parque Monteverde. Después de reproducirse, los individuos se desplazaban hacia el oeste en la parte baja de la vertiente del Pacífico donde permanecían fuera del sistema de reserva por 3 a 4 meses, alimentándose de árboles frutales en pequeños fragmentos forestales. Luego, se desplazaban a través del terreno de recorrido hacia bosques en la vertiente del Atlántico, también casi siempre fuera del sistema de reservas, donde buscaban alimento por 2 a 3 meses antes de regresar a su área de cría. El complejo de reservas, aunque relativamente grande (más de 20.000 hectáreas), y que abarca su conocido hábitat de cría, no era lo suficientemente vasto como para abarcar todas las zonas de altitud que las aves utilizan durante su migración compleja (Powell y Bjork 1995).

Después de esta investigación, se amplió el sistema de reservas en la vertiente atlántica para incorporar bosques que utilizaba el quetzal resplandeciente. En la vertiente del Pacífico, la protección de hábitat mediante reservas resulta difícil porque casi todo el territorio es de propiedad privada, en gran parte pequeñas fincas lecheras y los bosques están sumamente fragmentados. Dada esta dificultad, Powell y Bjork (1995) recomendaron que se realizaran intervenciones para asegurar un mosaico de fragmentos forestales interconectados a lo largo de corrientes y de laderas más pronunciadas que, juntas, podrían operar como un sistema de hábitat adecuado.

El complejo patrón de migración del quetzal resplandeciente, especie ‘insignia’ para la conservación en la región, ilustra con claridad la necesidad de sistemas de reservas que abarquen toda la gama de hábitats que se requieren a lo largo del ciclo vital. Donde esto no resulte posible, como en bosques a poca altitud en la vertiente del Pacífico, el sistema de reservas debe complementarse con hábitats ecológicamente enlazados para que los animales puedan mantener acceso a recursos dependientes de estaciones de hábitats.

Las reservas no están aisladas de los usos de tierras circundantes

Las reservas de conservación se describen con frecuencia como ‘islas de hábitat natural dentro de un mar de tierras con infraestructura’. Si bien esta analogía posee un cierto valor ilustrativo, es lamentable que tenga una debilidad fundamental (Wiens 1995). A diferencia de las verdaderas islas rodeadas de agua, ambiente inhóspito para plantas y animales terrestres, las reservas están rodeadas de usos modificados y variados de la tierra, con su propia flora y fauna. Así pues, las reservas no están aisladas por una matriz ecológicamente neutra; están sujetas a una serie de presiones de su ambiente circundante, porque los desplazamientos de animales, los vientos y el agua no se detienen en los límites de las reservas. El manejo de las reservas, sin embargo, a menudo sí se detiene en los límites de la reserva, porque los gestores de las reservas tienen poca o ninguna autoridad para influir en usos de la tierra y en las prácticas de manejo en tierras contiguas. Esto quiere decir que los gestores de reservas tienen poca capacidad para contrarrestar procesos ecológicos fuera de la reserva, que en último término pueden determinar el destino de sistemas ecológicos dentro de la reserva. Las reservas no pueden permanecer como ambientes prístinos, autosuficientes, cuando están rodeados de usos insostenibles de la tierra o que la deterioran.

Orientación integral respecto al paisaje para su conservación

La premisa subyacente de la orientación integral respecto al paisaje para su conservación es que el punto focal para la planificación y manejo de la conservación debe extenderse más allá de los límites de las reservas naturales para abarcar todo el paisaje. La conservación a largo plazo de la flora y fauna nativas y el mantenimiento de los procesos ecológicos naturales, no pueden garantizarse si se depende sólo de tierras dedicadas a la conservación de la naturaleza. Debemos encontrar formas creativas de desarrollar redes de hábitats a través de tierras ‘reservadas’ y ‘no reservadas’ que, juntas, pueden funcionar como sistemas integrados para la conservación de la biodiversidad.

Esto no es rebajar el valor e importancia de las reservas de conservación. Lejos de ello una orientación integrada no sustituye a los parques nacionales y a otras áreas protegidas en las que la conservación de la naturaleza es la prioridad primordial del manejo. Las áreas reservadas, representativas de todos los ecosistemas naturales y dedicadas a la conservación de biota nativa y al mantenimiento de procesos ecológicos naturales, son un componente fundamental de las estrategias. Antes bien, esta orientación se basa en el sistema de reservas y parte de él para incluir otras partes del paisaje.

Una orientación integral respecto al paisaje es pertinente en una serie de situaciones donde las reservas de conservación son pocas, distribuidas en forma dispersa o inadecuadas para una conservación eficaz a largo plazo. Por ejemplo, en países con una población humana en aumento, donde el uso de la tierra es predominantemente agrícola y de infraestructura urbana, y donde hay una intensa presión sobre ambientes naturales en disminución, la conservación dependerá en gran medida de la capacidad de conservar especies dentro de ambientes agrícolas y culturales. También es pertinente en regiones escasamente pobladas, donde predominan las tierras agrícolas o el desarrollo de la producción forestal intensiva, con poca o ninguna reserva de conservación. En este caso, el reto es integrar la conservación de la biodiversidad con el manejo sostenible de tierra para producir recursos alimenticios y de madera para la población humana.

El concepto de una orientación integrada respecto al paisaje en materia de conservación se puede aplicar a una serie de escalas, desde planes locales de conservación hasta estrategias regionales o nacionales (Recuadro 8-3). Es útil identificar una serie de elementos comunes en esta orientación (Cuadro 8-1).

Cuadro 8-1 Elementos comunes en una orientación integrada respecto al paisaje para su conservación

Planificar a escalas espaciales amplias

Proteger áreas clave de hábitat natural

Maximizar los valores de conservación a través de diversas formas de tenencia de la tierra

Mantener y restaurar la conectividad

Integrar la conservación con usos de tierras circundantes

Planificar a escalas espaciales amplias

‘Planificar’ conlleva una orientación estratégica, que mira hacia adelante, y no una respuesta reactiva o ad hoc ante utilizaciones cambiantes de la tierra. La planificación es parte de una orientación integrada respecto al paisaje porque el objetivo primario es lograr las metas de conservación dentro de un mosaico de utilización múltiple de la tierra.

El aspecto ‘escala de paisaje’ en la orientación resulta necesario para asegurar que el marco de la planificación sea lo suficientemente amplio en relación con las unidades de tierra que se manejan. Es necesaria una perspectiva amplia para que el proceso de planificación tome en cuenta los procesos ecológicos y sociales más amplios que moldean y modifican el ambiente natural en el área concreta de estudio. Por ejemplo, el manejo de reservas de tierras de matorrales o de remanentes de vegetación nativa en terrenos agrícolas en la región Wheatbelt del oeste de Australia se verá muy limitado (por bien planificado que esté) a no ser que se reconozca el contexto regional más amplio en el que el nivel creciente de aguas subterráneas salinas está matando la vegetación en las zonas bajas e impidiendo la producción en terrenos agrícolas (Hobbs 1993a; Hobbs y cols. 1993). Una perspectiva amplia en planificación para la conservación también resulta necesaria para asegurar que un sistema o red particular de hábitats ‘esté conectado’ con el de áreas vecinas y que, a su vez, complemente las estrategias de conservación a una escala más amplia.

La planificación a escalas espaciales amplias plantea un reto, porque cuanto más amplia sea la escala de la planificación tanto mayor es el territorio base de los gestores de la tierra y clases de propiedad territorial que deben coordinarse para alcanzar la meta general. En contraste con la planificación, las actividades de manejo suelen darse a nivel de parcelas individuales de tierra. Para conseguir resultados eficaces, por tanto, cada gestor de la tierra debe entender y desempeñar su papel dentro de un plan general más amplio.

Recuadro 8-3 El proyecto Wildlands: redes de hábitats a escala continental en EE UU

El proyecto Wildlands es una ambiciosa iniciativa de conservación que busca la transformación del continente norteamericano en la próxima centuria y más allá. Nace de la preocupación ante el fracaso de las reservas existentes de conservación para proteger adecuadamente la biodiversidad del continente, el continuo deterioro y amenaza de muchas especies y la pérdida de vida silvestre (Foreman y cols. 1992). La misión del proyecto es 'ayudar a proteger y restaurar la riqueza ecológica y la biodiversidad nativa de EE UU por medio de la creación de un sistema conectado de reservas', y esto requerirá 'la recuperación de ecosistemas y paisajes enteros en cada una de las regiones de EE UU' (Foreman y cols. 1992).

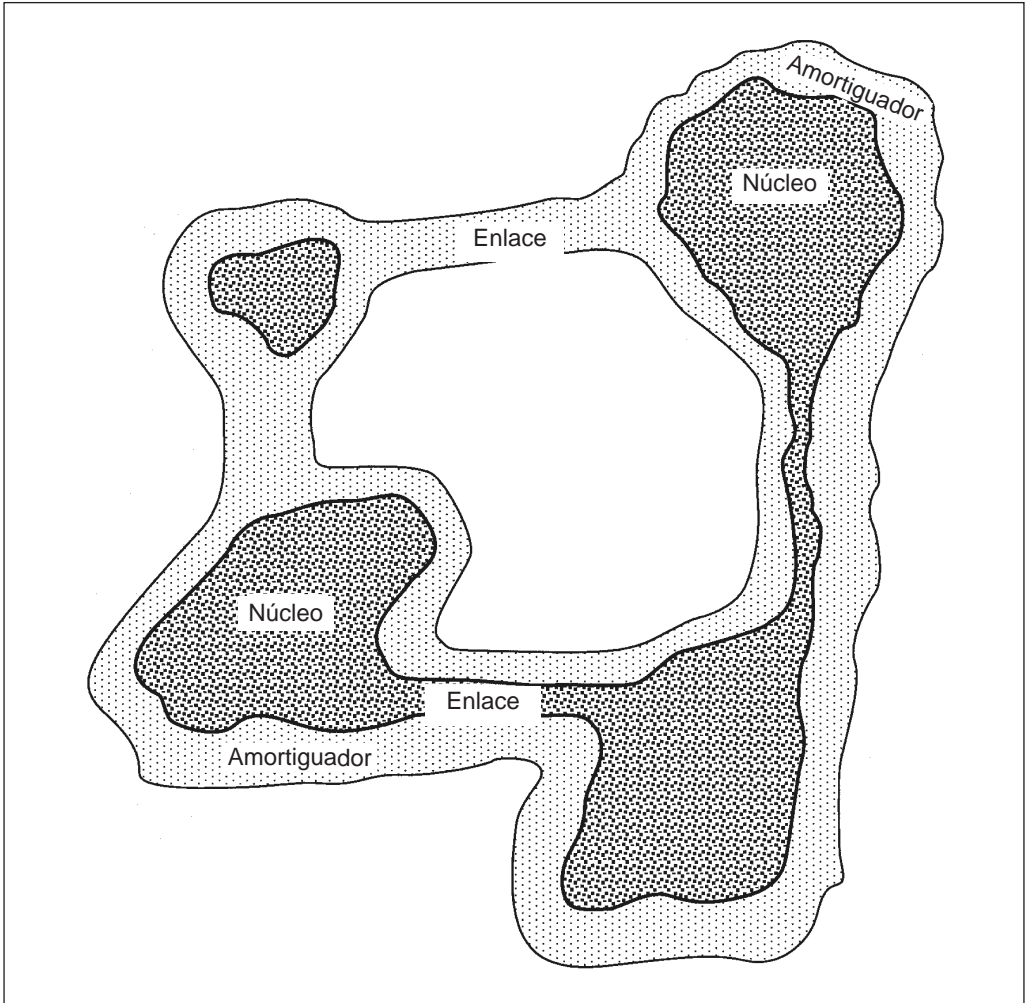
La base conceptual de la estrategia de recuperación de la vida silvestre por la que aboga el proyecto Wildlands es un sistema interconectado a escala continental de 'reservas núcleo' rodeadas de 'zonas de amortiguación' y enlazadas entre sí para mantener la conectividad funcional de poblaciones y procesos ecológicos (Noss 1992). Se ve a las reservas núcleo como áreas grandes, estrictamente protegidas para conservar la naturaleza, que, juntas, abarcan el ámbito de comunidades ecológicas y hábitats en cada región. Las zonas de amortiguación son áreas que circundan a las reservas núcleo y en las que se permiten actividades humanas coherentes con el mantenimiento de la biodiversidad. Se requieren enlaces a escalas espaciales múltiples para conectar las reservas y amortiguadores en un sistema funcional. Estos enlaces van desde conexiones locales entre áreas núcleo hasta enlaces regionales de kilómetros de longitud que unen los sistemas regionales de reservas a la red continental (Noss 1992).

La extensión del área que se recomienda que se incluya en la red de recuperación de la vida silvestre es enorme. Se sugiere, por ejemplo, que el 50% del área terrestre de los EE UU debería con el tiempo formar parte de reservas núcleo y zonas internas de enlaces (Noss 1992). Las estimaciones de los tamaños de las reservas núcleo se basan sobre todo en el área que se necesita para sustentar poblaciones viables de carnívoros grandes, como el oso gris, el lobo gris, el glotón y el puma, especies cuya conservación exige las áreas mayores.

En la actualidad el proyecto Wildlands es más que todo una visión y no tanto una estrategia en vigor, aunque se han adelantado propuestas preliminares para redes de vida silvestre en regiones como el estado de Florida, las montañas Adirondack, el sur de las Montañas Rocosas y el sur de los Appalachians en EE UU (Medeiros 1992; Newman y cols. 1992; Noss 1992; Soulé 1995). Se pretende que las estrategias regionales las elaboren grupos locales como parte de un método 'de abajo hacia arriba' y que se vayan paulatinamente amalgamando en una estrategia continental. El marco temporal del proyecto es siglos.

Proteger áreas clave del hábitat natural

La protección de áreas representativas de hábitat natural, para lo cual se otorga una alta prioridad a la conservación de la naturaleza, es la 'espinas dorsales' de una estrategia integrada de conservación. Esas áreas funcionan como depósitos para la conservación de poblaciones de plantas y animales y para el



Gráf. 8-4 Representación diagramática del concepto de reserva núcleo, zona de amortiguamiento y enlace, que constituye el patrón básico para la estrategia Wildlands. Este concepto se puede aplicar a escalas espaciales variables. Adaptado de Noss y Harris (1986) y Noss (1992).

mantenimiento de procesos ecológicos dentro del sistema como un todo. Sin duda que otros hábitats dentro del mosaico del paisaje también deben formar parte del sistema enlazado, como áreas que se manejan para fines múltiples o para cosechar recursos naturales; pero a éstas no se les puede garantizar el mismo nivel de seguridad en cuanto a conservación de vida silvestre y de sus hábitats. Es probable que con frecuencia, las áreas clave de hábitat sean parques nacionales u otras reservas de conservación, pero lo importante es el nivel de protección del hábitat, no el nombre. De ahí que muchas otras clases de áreas protegidas también pueden constituir el núcleo de un sistema integrado de hábitats.

Las áreas clave de hábitats deberían ser lo más grandes posible, de preferencia los bloques mayores, más intactos, de hábitats que subsisten dentro de la zona de planificación. Se trata de las áreas que tienen más probabilidad de sustentar hábitats diversos, agrupaciones intactas de fauna y de mantener regímenes de perturbación natural. El tamaño real depende de la escala del sistema bajo consideración. A escala local o de paisaje, estas áreas pueden ser tramos de hábitat con tamaños de decenas o centenares de hectáreas. A escala regional o continental, las principales reservas naturales y las áreas de vida silvestre menos perturbadas por la intervención humana, son hábitats clave importantes. El proyecto Wildlands en EE UU, por ejemplo (Recuadro 8-3) propone que las principales cadenas montañosas, como las Rockies, Adirondacks y Appalachians, deberían constituir 'reservas núcleo' en una red de hábitats a escala continental.

Maximizar los valores de conservación a través de una gama de tenencias de la tierra

La idea de un sistema integrado de hábitats basado en áreas protegidas y que gestione la conservación de la naturaleza, rara vez resulta posible en paisajes con mucha infraestructura. En tales paisajes, la coordinación de sistemas integrados de hábitats conllevará por necesidad una serie de tenencias y utilizaciones de la tierra, incluyendo por ejemplo, reservas de conservación, terrenos públicos designados para utilizaciones múltiples, hábitats naturales y seminaturales en tierras bajo manejo privado, y hábitats en tierras que manejan compañías y grupos comunitarios. Donde las reservas de conservación son pocas o no las hay, puede resultar posible desarrollar un sistema de hábitats basado alrededor de hábitats 'junto a reservas' de calidad variable. En bosques manejados y dedicados a la producción de madera, un sistema de hábitats podría incluir tres componentes principales: reservas dispersas de conservación; sitios donde no hay tala por varias razones (como sitios inaccesibles o donde no es económico cosechar, franjas ribereñas de amortiguación, zonas de protección de la fauna); y la matriz forestal de segmentos en regeneración de edades diferentes.

El proceso de planificación también puede asegurar que se empleen diferentes tenencias de la tierra y utilizaciones de la misma de una forma complementaria. Por ejemplo, se pueden conservar áreas seminaturales o áreas en las que se da una extracción limitada de recursos, contiguas a áreas clave de hábitat natural para que operen como amortiguadores para minimizar la perturbación debida a áreas con mucha infraestructura.

Mantener y restaurar la conectividad

La conectividad del paisaje es una característica esencial de la orientación integrada en cuanto a conservación. Sólo cuando la conectividad es suficiente para facilitar el intercambio de individuos

y genes entre diferentes componentes del paisaje, funciona como un 'sistema enlazado' y no como un conjunto de hábitats aislados. La forma y dimensiones más apropiadas de los enlaces para mantener la conectividad del paisaje dependen de la escala del área de planificación y de los hábitats que hay que enlazar, de las utilidades de tierras circundantes y de las especies animales o procesos ecológicos correspondientes (Capítulo 7). De ordinario será adecuado tener una jerarquía de enlaces. Una estrategia integrada en conservación en una región predominantemente agrícola, por ejemplo, puede incluir eslabones amplios de paisaje entre reservas de conservación y otras áreas naturales grandes, junto con una red de corredores de hábitats como vegetación a orillas de corrientes, que conectan áreas más pequeñas por todas las tierras agrícolas.

También es importante identificar formas en que se puedan integrar sistemas de hábitat dentro de una planificación particular con los de otras áreas. Los sistemas fluviales grandes son especialmente valiosos en este sentido porque conectan hábitats dentro de una región y también enlazan entre regiones.

Integrar la conservación con la utilización de la tierra circundante

En regiones con un gran impacto humano, las áreas naturales remanentes están inextricablemente asociadas con tierras circundantes alteradas. Hay un intercambio constante de plantas y animales, nutrientes y otros materiales a través de sus límites compartidos. En consecuencia, un manejo activo de las interacciones entre el sistema de conservación y las utilidades de la tierra circundante constituye un elemento retardador de una orientación integrada en el manejo del paisaje. De hecho, el reconocimiento de la importancia de manejar procesos dentro del mosaico de tierras circundantes, y no sólo dentro de áreas protegidas, es un rasgo característico de esta orientación. Se requiere la intervención gestora para dos clases principales de interacciones:

- Donde los procesos asociados con utilidades de tierras circundantes amenazan o degradan el potencial de conservación de hábitats naturales o seminaturales. Los flujos de sustancias químicas tóxicas o el exceso de nutrientes, la difusión de plantas y animales invasores, el deterioro de las fuentes hídricas y la introducción de depredadores exóticos, son ejemplos de procesos de perturbación que requieren un manejo activo. Para que sea eficaz, ese manejo debe ocuparse de la fuente del problema, que suele encontrarse fuera de la red de conservación y no limitarse a tratar los efectos dentro de las áreas de conservación.
- Donde procesos asociados con hábitats naturales causan impacto en la viabilidad y utilización de tierras circundantes de parte de personas del lugar. Por ejemplo, se requieren soluciones creativas cuando animales nativos (como grandes depredadores y herbívoros) amenazan la seguridad humana, o al ganado y las cosechas en tierras contiguas a hábitats naturales.

Existe un enorme potencial para desarrollar la complementariedad entre funciones de conservación y de utilización productiva en el paisaje por medio de un compromiso común con la sostenibilidad de los recursos naturales. Pueden asumir muchas formas en diferentes partes del mundo, dependiendo de la situación local. Se basa en manejar tierras dedicadas a la producción (o sea, no áreas protegidas primordialmente para la conservación de la naturaleza) en formas que utilicen la tierra y sus recursos naturales para ganancias económicas, al mismo tiempo que se mantiene la sostenibilidad de la base de recursos naturales. Como ejemplos se pueden citar (ver Meffe y Carroll 1994; Saunders y cols. 1995):

- Proteger y restaurar la vegetación nativa en tierras agrícolas para incrementar la sostenibilidad del suelo y de los recursos hídricos.
- Cultivar y cosechar vida silvestre de una forma sostenible en tierras productivas.
- Desarrollar programas de turismo ecológico que involucren y apoyen a comunidades locales.
- Cosechar de manera sostenible productos forestales.

Una cosa es describir los elementos de una orientación integrada en cuanto a paisaje para su conservación, pero la realidad de desarrollar e implementar tales sistemas de una manera eficaz es otra cosa muy distinta. Hay muchas limitaciones potenciales, con frecuencia relacionadas con actitudes humanas: antipatía hacia la conservación, falta de metas compartidas por parte de individuos y agencias, falta de voluntad de cambiar utilidades tradicionales de la tierra, división injusta de los costos y beneficios económicos, falta de voluntad política, y así sucesivamente.

Existe una cantidad creciente de propuestas con una orientación integrada respecto al paisaje para su conservación (ver ejemplos en el Capítulo 9), pero todavía son pocos los ejemplos que demuestran una implementación eficaz. La forma y eficacia de los enlaces dentro de tales sistemas es uno de los aspectos que requieren más monitoreo e investigación. Esta clase de orientación en la conservación es probable que se pueda implementar con la mayor eficacia en las circunstancias siguientes:

- Donde hay un reconocimiento en toda la comunidad de la necesidad de responder a un aspecto ambiental concreto.
- Donde lo tradicional o lo que se suele aceptar es un método centralizado en la planificación de la utilización de la tierra (ver ejemplos 5, 8 en el Capítulo 9).
- Donde la tierra en cuestión la maneja primordialmente una sola agencia (como los bosques que manejan los gobiernos; ver ejemplos 10, 11 en el Capítulo 9).

¿Qué enlaces merecen máxima prioridad?

Para implementar una estrategia de conservación se requiere decidir las prioridades en cuanto a la acción y en cuanto a la utilización de recursos disponibles. No todas las metas se pueden lograr de inmediato. Siempre hay más necesidades que recursos disponibles para hacerles frente. La eficacia y utilización eficiente de recursos de conservación se mejoran cuando las actividades se basan en prioridades sistemáticas y no en decisiones ad hoc. ¿Se puede aplicar este método para el desarrollo de enlaces para la conservación? ¿Cómo determinar cuáles son los enlaces más importantes que se deben financiar? Sin duda, no es ni factible ni deseable establecer normas rígidas, porque cada situación tiene un conjunto diferente de circunstancias.

El método más útil es identificar criterios con los cuales se puedan comparar las propuestas con el fin de evaluar su importancia relativa. En primer lugar, los criterios para evaluar prioridades entre enlaces deben basarse en valores biológicos. En última instancia, las decisiones en cuanto a políticas de parte de gobiernos u organizaciones comunitarias incluyen otras consideraciones, pero es importante que los valores y prioridades biológicas se puedan distinguir de los criterios no biológicos que influyen en la decisión de si se facilitan o no los recursos. Otros criterios que influyen en las prioridades son:

- Los costos financieros y otros recursos que se requieren.
- La complejidad de aspectos administrativos y de manejo involucrados.

- El tiempo que se requiere para implementar y lograr resultados.
- El nivel de apoyo y aceptación comunitarios.
- Los costos y beneficios culturales.
- El valor educativo y de publicidad a alcanzar.

Los criterios siguientes (Cuadro 8-2) ofrecen un marco para evaluar las prioridades relativas en conservación entre diferentes propuestas. El punto aquí es cómo deberían determinarse las prioridades, no si una propuesta concreta funcionará o no con eficacia en un sentido biológico. Para fines de este ejercicio se presupone que el enlace que se propone funcionará de la manera prevista.

Escala espacial en que el enlace mantiene procesos ecológicos

Los enlaces que mantienen la integridad de procesos ecológicos y la continuidad de comunidades biológicas a escala biogeográfica o regional desempeñan un papel más importante que los que operan a niveles localizados. Los enlaces eficaces a estas escalas fungen un papel clave en el mantenimiento de la biodiversidad a nivel nacional, o a nivel internacional, cuando los enlaces atraviesan fronteras entre varios países (Recuadro 8-4). Entre los ejemplos de tales enlaces se pueden mencionar sistemas principales fluviales y ribereños, cadenas montañosas boscosas y trampolines críticos, como humedales y tramos de bosque para aves migratorias. Los enlaces regionales o biogeográficos son difíciles o

Cuadro 8-2 Criterios para evaluar la prioridad relativa de enlaces respecto a la conservación desde una perspectiva biológica.

Criterio	Prioridad máxima
1. Escala espacial en que el enlace mantiene procesos ecológicos	Enlaces que mantienen procesos ecológicos y la continuidad de distribuciones de especies a escala biogeográfica y regional
2. Nivel de reemplazabilidad (redundancia) del enlace y del sistema conectado de hábitats	Enlaces y sistemas de hábitats que son únicos y esencialmente irremplazables.
3. Grado de amenaza a especies o comunidades en los hábitats que se van a enlazar.	Enlaces que benefician especies y comunidades en situación amenazada de conservación.
4. Condición actual del enlace (o sea, composición de la vegetación, anchura, fuentes de perturbación)	Enlaces donde todavía están presentes tramos continuos amplios de vegetación natural no alterada.
5. Terreno de recorrido de especies a las que beneficiará el enlace.	Enlaces que proveen continuidad a agrupaciones enteras de especies.
6. Capacidad del enlace de proporcionar otros beneficios ecológicos y ambientales.	Enlaces que proporcionan múltiples beneficios ambientales sin poner en peligro su valor para la conservación de la fauna.

imposibles de reconstruir, y, por consiguiente, debe otorgarse prioridad máxima a su identificación, protección y mantenimiento antes de que se pierda su función ecológica y se produzcan cambios importantes en patrones de biodiversidad.

Los enlaces a escala regional o biogeográfica también producen beneficios a escalas más pequeñas en la jerarquía espacial. Un sistema fluvial principal con su vegetación ribereña asociada, por ejemplo, provee un hábitat valioso y continuidad dentro de paisajes y áreas locales a través de los cuales discurre. Sin embargo, en el caso de enlaces locales, los beneficios no se extienden de la misma manera a escalas espaciales más amplias. Un enlace local, como una conexión boscosa entre dos fragmentos, sólo contribuye de manera limitada a mantener la biodiversidad a escala regional.

La importancia de la escala espacial para definir prioridades para la conservación también debe abordarse en relación con el nivel de responsabilidad de la organización o agencia

Recuadro 8-4 Paseo Pantera; desarrollo de un enlace internacional en América Central

Paseo Pantera es un proyecto internacional que busca reconectar, restaurar y manejar los fragmentos de ambiente natural que habían sido continuos a lo largo del istmo centroamericano entre Norteamérica y Suramérica (Marynowski 1992). El proyecto, que implementan Wildlife Conservation International y la Corporación Caribeña de Conservación con el apoyo de la Agencia para el Desarrollo Internacional de los EE UU, concibe una cadena interconectada de reservas naturales que se extienden por todo Centroamérica para restaurar el enlace biogeográfico pasado entre los dos continentes americanos. El proyecto toma su nombre de la pantera, que antiguamente se encontraba en toda la longitud del istmo y por todas las Américas, desde la Patagonia en el sur hasta el Yukón en el norte.

Las metas de Paseo Pantera se están tratando de lograr de varias formas (Marynowski 1992). En colaboración con gobiernos y organizaciones no gubernamentales, se brinda apoyo para una mejor protección y manejo de reservas existentes, para el diseño y establecimiento de nuevas reservas y para revisar estrategias regionales de conservación. Un elemento clave del proyecto es contribuir al desarrollo socioeconómico sostenible de la región. Un componente de ecoturismo se basa en el principio de que un turismo cuidadosamente pensado puede proporcionar fondos para la adquisición y manejo de áreas protegidas; mejorar las economías de comunidades locales y desempeñar un papel importante en la educación ambiental de los visitantes. Paseo Pantera también trata de promover cooperación internacional entre países a lo largo del istmo, sobre todo en relación con la reserva y manejo de áreas protegidas que cruzan fronteras nacionales. El Consejo Centroamericano para el Medio Ambiente y Desarrollo (CCAD) de las siete naciones ha preparado un acuerdo regional para la conservación de la biodiversidad, que reconoce el concepto de un 'Corredor Biológico Centroamericano' (Marynowski 1992).

Paseo Pantera es una iniciativa ambiciosa. Si lograra cumplir con sus metas, representaría un logro importante en cooperación internacional para la conservación, y generaría beneficios sustanciales para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, incluso si no resulta factible a corto plazo un enlace continuo, la mayor protección para una cadena de reservas y áreas protegidas a lo largo de Centroamérica es en sí mismo un resultado valioso.

gubernamental interesada. Por ejemplo, la prioridad relativa de la conservación para dedicar recursos para un corredor ribereño natural entre parques urbanos en una ciudad regional, la valorarán de manera diferente las diversas agencias. Para una agencia nacional de conservación, cuyo centro primordial de atención es la conservación de biota a escala nacional, esta propuesta tendrá una prioridad inferior que los enlaces potenciales a escala biogeográfica o a través de fronteras nacionales. Sin embargo, para un departamento urbano de conservación, este enlace puede tener una elevada prioridad porque une los dos parques principales que caen bajo su autoridad. Las organizaciones deberían otorgar mayor prioridad a enlaces que funcionarán a una escala espacial mayor dentro del área operativa de la organización.

Nivel de redundancia del enlace y hábitats asociados

Entre las preguntas clave que se deben abordar en relación con este criterio están:

- ¿Hay formas alternas de mantener la conectividad en esta situación?
- ¿Es reemplazable el enlace? ¿Qué sucedería si se perdiera?
- ¿Hay otros sistemas enlazados de hábitat que estén logrando las metas de esta propuesta?

Debe otorgarse prioridad máxima en cuanto a conservación a las situaciones en que no hay alternativas factibles para mantener la conectividad, en que la pérdida de enlaces existentes sería básicamente irremplazable, o en que ningún otro sistema de hábitats conserva esta comunidad concreta de animales. Resulta adecuada una prioridad menor (pero no ninguna prioridad) en situaciones en que hay alternativas. Donde un enlace forma parte de una red existente, la red puede seguir funcionando con eficacia incluso si un componente no está plenamente desarrollado.

A partir de este criterio, se proponen algunos ejemplos de enlaces que merecen prioridad para la conservación, como enlaces forestales que mantienen la conectividad de bosques tropicales en las Montañas Eastern Usumara de Tanzania (Ejemplo 2, Capítulo 9); y la franja remanente de tierra sin infraestructura que facilita desplazamientos migratorios de grandes mamíferos de y hacia el Monte Kilimanjaro, también en Tanzania (Recuadro 8-5).

Grado de amenaza a especies y comunidades en los hábitats a enlazar

Las reservas o fragmentos que se sabe que sustentan especies o comunidades amenazadas merecen especial consideración. Debido a la escasez o distribución limitada, dichas especies son más propensas al riesgo de disminuir o de extinguirse localmente en hábitats aislados. Sin embargo, la protección de enlaces de hábitats para mejorar la conectividad no siempre es una solución directa para la conservación y deben ponderarse con cuidado varios aspectos.

- ¿Hay evidencia razonable de que proporcionar enlaces eficaces contrarrestará las causas de la situación de escasez o amenaza? Está poco justificado, por ejemplo, otorgar alta prioridad a enlazar poblaciones de una especie amenazada cuando su disminución se debe claramente a la caza, a la caza ilegal o a otras causas directas, y no tiene relación con el aislamiento y fragmentación de su hábitat.

- ¿Será el enlace propuesto eficaz en cuanto a promover desplazamientos o a restablecer continuidad de la población? Debido a su escasez, es probable que esa especie amenazada pueda tener necesidades especializadas de comida o hábitat o puede ser sensible a la presencia de otras especies.
- ¿Es suficiente lo que se sabe en la actualidad acerca de la distribución de las especies para determinar la ubicación más eficaz para enlaces con otras poblaciones o con hábitats adecuados?

Del lado positivo, la presencia de una o más especies amenazadas (en especial mamíferos de alto perfil) es probable que atraiga más fondos que se agregarían a los presupuestos existentes de conservación.

Situación actual del enlace

Los tramos de vegetación *natural* tienen un potencial mayor de conservación como enlaces que áreas comparables de tierra que requieren una restauración parcial o grande de su vegetación. La restauración de hábitats requiere tiempo para que se desarrollen las comunidades de vegetación, es intensiva en recursos y costosa y quizá no llegue a restaurar plenamente todos los componentes del hábitat a una condición natural. Debería darse alta prioridad a tramos

Recuadro 8-5 Desafíos para Evitar el Aislamiento del Parque Nacional y Reserva Forestal del Monte Kilimanjaro, Tanzania

El rápido crecimiento de la población humana y la proliferación del desarrollo agrícola alrededor de las faldas del Monte Kilimanjaro al este de Tanzania, están aislando progresivamente la fauna del Parque Nacional y Reserva Forestal del Monte Kilimanjaro. A excepción de una franja de tierra de 8 Km en el lado noroccidental de la montaña, todo el resto de ésta se encuentra ahora bajo cultivo. Esto ha ocasionado tanto una reducción del área total disponible para la vida silvestre como una interrupción en el desplazamiento de los mamíferos superiores entre la montaña y los hábitats de las praderas/sabanas de las planicies circundantes (Newmark et. al, 1991; Newmark, 1993). La extinción local de dos mamíferos superiores en el parque nacional en los últimos 50 años, el Klipspringer (*Oreotragus oreotragus*) y el Mountain Reedbuck (*Redunca fulvorufula*), puede atribuirse en cierta medida al aislamiento de los hábitats de las tierras altas, lo cual impide el desplazamiento ocasional de los animales de las tierras bajas donde son más comunes (Newmark et. al., 1991).

La protección del corredor natural restante existente entre los hábitats de las praderas/páramos de las tierras altas y los hábitats de las praderas y sabanas de las tierras bajas, es un factor altamente prioritario para la conservación regional de la

Recuadro 8-5 (cont)

fauna de mamíferos superiores (Newmark et. al., 1991). Si ocurriera un verdadero aislamiento, ciertamente aumentaría la tasa de extinción entre las especies que habitan los páramos, cuya población es pequeña. Este enlace del paisaje contribuye-asimismo-a mantener la conectividad para mamíferos superiores entre los bosques montanos del Kilimanjaro y el área protegida más cercana, el Parque Nacional Amboseli, a unos 20 Km al norte. El Elefante Africano se desplaza anualmente del Kilimanjaro al Parque Nacional Amboseli, y también se ha observado al Antílope, al Búfalo y a los Perros Salvajes Africanos desplazarse dentro y fuera del bosque montano (Newmark et. al., 1991).

En esta franja de tierra restante no se ha dado el cultivo de tierras ni la colonización intensiva ya que la misma ha sido usada exclusivamente por el pueblo Maasai para actividades tradicionales de pastoreo. A solicitud de los Maasai, quienes desean continuar usando la tierra, el corredor ha sido designado como área protegida bajo los estatutos del Distrito de Monduli (W. Newmark, comentario personal). Aunque se ha prohibido el cultivo, actualmente se permiten los usos tradicionales de la población Maasai, tales como la recolección de leña y el pastoreo de ganado. El uso estacional histórico y actual del corredor por parte de la vida silvestre sugiere que estas prácticas tradicionales son compatibles con los objetivos de conservación (Newmark, 1993). El mayor desafío para el manejo y mantenimiento de este enlace del paisaje será asegurar que un posible incremento en el cultivo de tierras y colonización no mermen y dividan esta conexión restante.

amplios de vegetación natural existente, en especial los que tienen perturbación mínima a lo largo de los bordes o dentro del tramo.

Para determinar las prioridades entre alternativas es importante ponderar:

- El grado de cubierta actual de la vegetación y cuán natural es.
- La representatividad de la vegetación actual en relación con otros hábitats en el sistema enlazado.
- Los requerimientos para la restauración del hábitat y el calendario involucrado para que maduren los hábitats.
- La anchura relativa de la vegetación y la cantidad y ubicación de fuentes potenciales de perturbación.

Gama de especies a las que beneficiará el enlace

Este criterio pondera la prioridad relativa para la conservación basada en la gama de especies a las que beneficiará el enlace. En general, los enlaces que mejoran la situación de conservación de grupos de especies (como aves que dependen de zonas boscosas o mamíferos arbóreos), o comunidades enteras de animales deberían tener más prioridad que las que

funcionan para una o pocas especies. Sin duda que este criterio debe también aplicarse junto con el que evalúa la situación de conservación de especies blanco.

Los enlaces que son eficaces en proporcionar conectividad para agrupaciones enteras de especies tienen numerosos beneficios adicionales. Estos hábitats que conectan suelen ser enlaces amplios de paisaje, abarcan vegetación natural y una gama de clases de hábitats y tienen una perturbación limitada (ver Capítulo 9). Estos tramos en general tienen gran valor como hábitats por sí mismos y cumplen con otros papeles en el ecosistema. Los enlaces que operan para comunidades enteras es más probable que faciliten la continuidad de procesos ecológicos entre sistemas de hábitats.

Capacidad del enlace para proporcionar otros beneficios ecológicos y ambientales

Los enlaces que proporcionan una serie de beneficios ambientales, sin poner en peligro su papel en cuanto a asegurar la conectividad para la vida silvestre, deben atraer una prioridad mayor que los que tienen un sólo propósito. Los corredores a orillas de corrientes son especialmente importantes en este sentido, aunque otras clases de enlaces también producen numerosos beneficios (Capítulo 6). Entre los beneficios adicionales que se obtienen, además de ayudar a la vida silvestre, se pueden mencionar:

- Provisión de hábitat a especies y comunidades de plantas.
- Disminución de la erosión de suelos debido a menores velocidades del viento, a la fijación de suelos mediante vegetación y la modificación de flujos de agua.
- Mantenimiento de ciclos hidrológicos estables a través de la transpiración de aguas subterráneas, modificación de caudales de agua a través de la superficie del terreno y a la infiltración de agua en el suelo.
- Mantenimiento de la calidad del agua al amortiguar insumos de nutrientes, partículas y sustancias químicas a cursos de agua; provisión de nutrientes a corrientes que contribuyen a redes hídricas de alimentos.

Al contribuir a una orientación integrada respecto al manejo del ambiente, estos enlaces también producen beneficios en función de la eficacia en el manejo de la tierra y la utilización de recursos de conservación. También es probable que atraigan apoyo de un sector más amplio de la comunidad y de toda una serie de agencias de manejo de la tierra, y están abiertos a fuentes más diversas de financiamiento. Los grupos comunitarios y las autoridades a cargo del manejo que no tienen un interés directo en la conservación de la vida silvestre pueden apoyar tales iniciativas debido a los otros beneficios ambientales que reconocen (p.e. McNely 1987).

Lista de verificación para planificar enlaces

Los puntos siguientes sintetizan una serie de aspectos analizados anteriormente respecto al diseño y manejo de enlaces y a su inclusión en la planificación de la conservación. La lista puede en un principio intimidar, y en la mayor parte de las situaciones no habrá respuestas inmediatas para muchas preguntas. Sin embargo, el propósito de la lista de verificación es estimular una ponderación mayor de aspectos pertinentes de parte de gestores de tierras que están desarrollando planes para

proteger, manejar o restaurar enlaces. Estos puntos se refieren en forma directa a una propuesta para un corredor de hábitat, pero son igualmente pertinentes para otras configuraciones de hábitats que pretendan conseguir conectividad.

¿Cuál es el propósito del enlace que se propone?

- ¿Cómo describiría el propósito del eslabón y sus posibles beneficios?
- ¿Cuál es el tamaño y el valor de conservación de los hábitats que se van a enlazar? ¿Se están manejando en forma activa para la conservación? ¿Están a salvo de claros y perturbaciones futuras?

¿Cuál es la situación y propiedad actuales del enlace?

- ¿Existe vegetación natural, secciones de vegetación o se requiere reconstruir la vegetación?
- ¿Cómo es la propiedad de la tierra y cuáles son los objetivos actuales del manejo? ¿Es probable que los propietarios de la tierra y las autoridades a cargo del manejo se muestren favorables?
- ¿Es un eslabón sólo entre dos áreas de hábitats o parte de una red? ¿Hay enlaces alternativos o una sola opción?
- ¿Cuáles son las dimensiones propuestas y la forma del enlace? ¿Es suficiente la anchura para contrarrestar las perturbaciones en los bordes?

¿Qué especies quiere beneficiar el enlace?

- ¿Es el enlace primordialmente para una sola especie o para un grupo de especies? ¿Puede enumerar las especies que se espera que se beneficien?
- ¿Están presentes estas especies en la actualidad en las áreas de hábitats conectadas de esta forma? ¿Son poblaciones seguras? ¿En la actualidad se encuentran dentro o utilizan el hábitat como enlace?
- ¿Utilizarán primordialmente las especies interesadas el enlace como hábitat donde vivir, o como senda para desplazamientos? ¿Para qué clase de desplazamientos es probable que lo utilicen, diarios, estacionales o anuales?

¿Cuáles son las necesidades de las especies y en qué forma se relacionan con la utilización del enlace?

Para especies que viven dentro del enlace:

- ¿Hay disponibilidad dentro del enlace en la actualidad para satisfacer sus necesidades en cuanto a alimento, refugio y cría?

- ¿Qué necesidades tienen en cuanto a espacio y de qué forma se relaciona esto con la anchura propuesta?
- ¿Son vulnerables a clases particulares de perturbación?

Para especies que se desplazan a través del enlace:

- ¿Se pueden satisfacer sus necesidades de refugio y comida durante los desplazamientos?
- ¿Encontrarán el enlace y entrarán en él?

¿Qué se necesita para que el enlace sea funcional?

- ¿Qué intervenciones se necesitan para establecer una situación segura de la tierra para el enlace?
- ¿Se han estimado el ámbito del trabajo, su costo y las acciones que se requieren?
- ¿Complementa el manejo del enlace otras estrategias de utilización de la tierra o estrategias de conservación?
- ¿Qué manejo y restauración se requieren para hacer que el enlace sea funcional?

¿Qué manejo se requiere para el mantenimiento a largo plazo del enlace?

- ¿Quién es responsable por el manejo permanente?
- ¿Son adecuados los recursos (personas con destrezas pertinentes, finanzas) para el manejo permanente?
- ¿Hay algunas utilidades de tierra o presiones que generarán perturbación y deterioro de la vegetación y hábitats?
- ¿Se necesita que se manejen plantas y animales importadas?

¿Cómo se realizará el monitoreo?

- ¿Cómo se evaluará el éxito del enlace? ¿Cuáles son los criterios de éxito?
- ¿Se ha planificado un programa de monitoreo? ¿Quién lo llevará a cabo?
- ¿Cuál es el calendario dentro del cual se realizará el monitoreo y se evaluará el enlace?

¿Qué lecciones se han aprendido que puedan ayudar a otros?

- ¿Hubo algunos resultados inesperados?
- ¿Cuáles fueron los retos mayores en la realización del trabajo y cómo se resolvieron?

Resumen

Promover configuraciones de hábitats que mejoren la conectividad dentro de paisajes desarrollados con infraestructura es una de cuatro medidas generales que se pueden tomar para contrarrestar los efectos de la fragmentación de hábitats y el aislamiento en la vida silvestre. El aspecto distintivo de esta medida es que provee la oportunidad para lograr metas de conservación por medio del manejo de sistemas enlazados de hábitat, y no de tramos solos. Las limitaciones de un método basado en reservas para lograr la conservación sugieren que esos sistemas enlazados deberían extenderse más allá de los límites de las reservas para abarcar hábitats en todo el paisaje. Una orientación integrada en cuanto a paisaje para la conservación de la naturaleza requiere planificación a escalas espaciales amplias, protección de áreas clave de hábitats, coordinación de los valores de conservación a través de formas de tenencia de la tierra, mantenimiento y restauración de la conectividad del paisaje y la integración de la conservación con utilidades de tierras circundantes. Las decisiones en cuanto a la prioridad relativa que deba otorgarse a enlaces, se facilitan cuando se evalúan criterios concernientes al contexto ecológico y a la función propuesta del enlace. Se ofrece una lista de verificación como recordatorio de los muchos aspectos involucrados en la planificación y manejo exitosos de enlaces para mantener la conectividad del paisaje para la vida silvestre.

9 ESTUDIOS DE CASO DE ENLACES EN LA PLANIFICACIÓN DE LA UTILIZACIÓN DE LA TIERRA Y EN LA CONSERVACIÓN

Alrededor del mundo hay muchas situaciones en que se han comenzado proyectos para proteger y manejar enlaces, o en los que se han propuesto eslabones y redes como parte de estrategias de conservación. En los capítulos precedentes se han presentado una serie de ejemplos. Este capítulo ofrece más estudios de caso para ilustrar la forma en que la protección y manejo de enlaces para mejorar la conectividad del paisaje está pasando de la fase conceptual a la de la implementación práctica en estrategias de conservación. Los ejemplos siguientes se han escogido para mostrar la variada gama de situaciones en las que se han propuesto enlaces y sistemas de enlaces, los propósitos por los que se ha abogado por ellos y sus beneficios potenciales para la conservación. Se agrupan en cinco categorías:

- Enlaces de paisaje entre reservas o áreas naturales grandes.
- Sistemas enlazados de hábitats a escala regional.
- Enlaces en conservación y manejo de bosques.
- Enlaces para la conservación de grandes mamíferos.
- Redes locales de hábitats lineales.

Los que se ofrecen no han sido escogidos ex profeso como ejemplos ‘exitosos’ de enlaces. Representan una gama de situaciones en las que están funcionando enlaces en la actualidad, están en el proceso de implementación o se encuentran sólo en la fase de propuesta. Se basan primordialmente en información publicada y por ello no pueden describir todas las complejidades de su manejo e implementación. Sin embargo, la información de que se dispone para algunos ejemplos hace que sea posible analizar las clases de retos y aspectos involucrados en su desarrollo e implementación.

Enlaces de paisaje entre reservas o áreas naturales grandes

Hay una cantidad creciente de situaciones en las que se están estableciendo enlaces entre reservas de conservación o áreas naturales grandes. En efecto, la mayoría de estos enlaces ya existen. Rara vez involucran la re-creación de hábitats, sino más bien un reconocimiento y designación oficiales (y a veces adquisición) de hábitats ya existentes como enlace. Proteger eslabones de paisaje entre reservas es una forma lógica, valiosa y eficaz de incrementar el valor de conservación de reservas que, de lo contrario, pasarían a estar ecológicamente aisladas. La meta es una sola área integrada de conservación, no dos reservas separadas con una estrecha franja que discurre entre ellas. Lo usual es que su anchura sea de kilómetros y tienen un gran

valor como hábitat por derecho propio; la justificación de su protección no depende tan sólo de la capacidad de mejorar la conectividad (Capítulo 6). El reto para los planificadores de la utilización de la tierra y de los gobiernos en todos los países es identificar y evaluar oportunidades para proteger esos eslabones ya presentes antes de que se pierdan y de que las reservas queden aisladas.

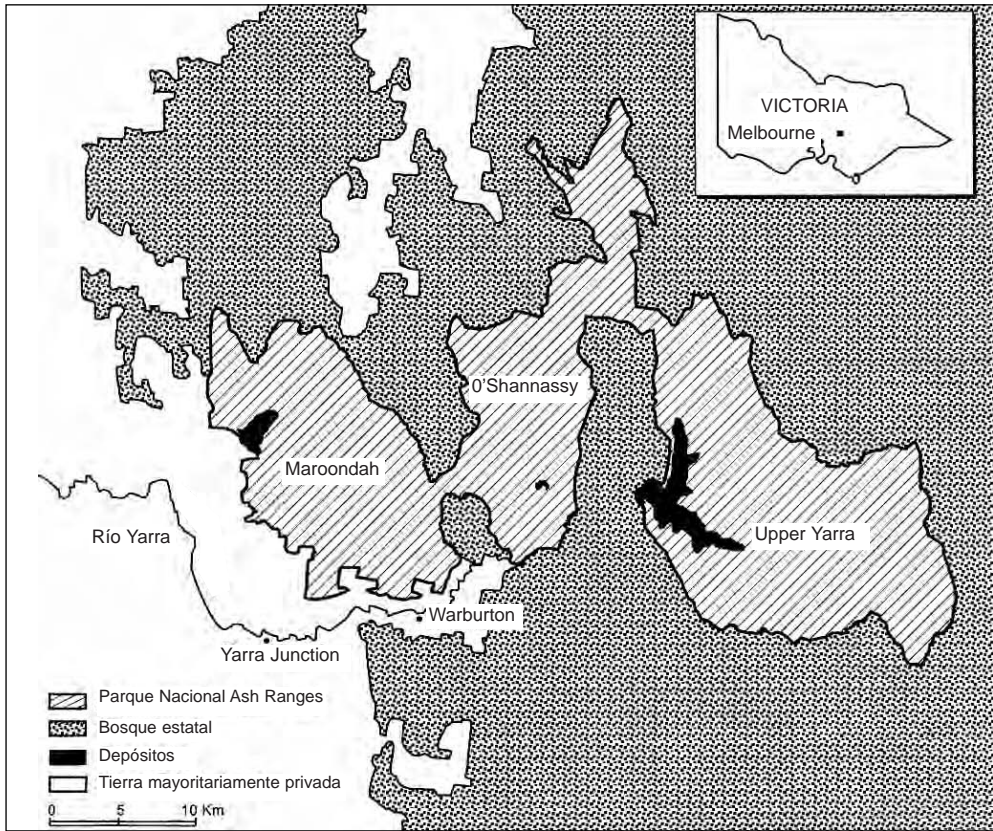
1 Parques nacionales y reservas en los Central Highlands, Victoria, Australia

Las recomendaciones hechas para la conservación de reservas en Victoria, Australia, en las dos últimas décadas, en general han incorporado el principio de proteger áreas contiguas de hábitat o de retener eslabones entre áreas de reservas, siempre que fuera posible (p.e. Land Conservation Council 1989, 1994). Tales propuestas las formula el Environment Conservation Council (ECC), agencia cuya función primaria es realizar investigaciones y hacer recomendaciones al gobierno respecto a la utilización equilibrada de tierras públicas en Victoria. El proceso de determinar la utilización de la tierra para un área particular en estudio tiene tres pasos principales.

- El ECC prepara y publica un informe descriptivo para el área en estudio que incluye información detallada sobre los recursos físicos y biológicos (suelos, clima, recursos hídricos, vegetación, fauna) y utilidades actuales de la tierra (recreo, conservación de la naturaleza, producción forestal, producción mineral, etc.).
- Después de dar oportunidad para que presenten propuestas para la utilización futura de la tierra individuos, grupos comunitarios, departamentos gubernamentales y otras organizaciones, el ECC prepara unas “recomendaciones – propuestas” que se difunden y se ponen a disposición del escrutinio público, y se convoca a que se comenten.
- Después de examinar las proposiciones sobre las recomendaciones propuestas, se preparan unas recomendaciones finales para la utilización de la tierra pública, incluyendo varias categorías de reservas de conservación, áreas de producción de recursos, utilidades educativas y otras de la tierra. En general, las recomendaciones las acepta e implementa el gobierno.

Parque Nacional Ash Ranges

El Parque Nacional Ash Ranges es una reserva importante de conservación que abarca 75.900 hectáreas de bosque en los Central Highlands de Victoria (Gráf. 9-1). Contiene algunos de los mejores ejemplos en todo el estado de bosques húmedos maduros y de bosques lluviosos templados fríos. El parque se basa en tres tramos principales de bosque, en otro tiempo protegidos como vertientes cerradas de agua (vertientes Maroondah, O’Shannassy, Upper Yarra), que están enlazadas para formar un área contigua de alto valor de conservación para la flora y la fauna. Una consideración importante en el diseño de la reserva fue la necesidad de proteger una gama de clases y edades de bosques para mantener un área contigua grande de hábitat para la amenazada zarigüeya de leadbeater y otras especies que requieren bosques viejos (ECC 1994). El Parque Nacional abarca más del 20% de la distribución global conocida de la zarigüeya de leadbeater. Los eslabones boscosos entre los tramos principales son relativamente cortos y nunca de menos de 1 Km. de anchura. Además están encajados dentro de, y amortiguados por bosques circundantes abundantes que se utilizan para producción de madera.



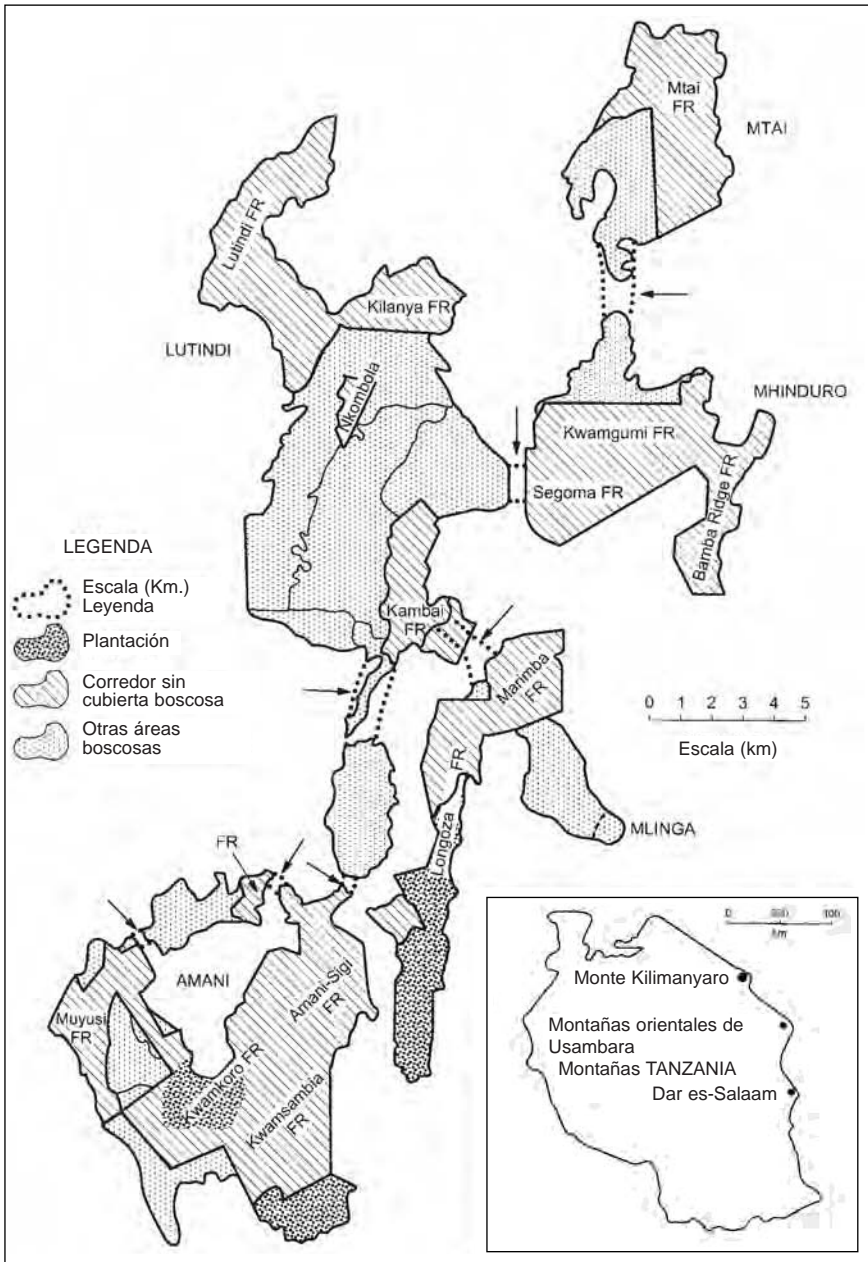
Gráf. 9-1 El Parque Nacional Ash Ranges en los Central Highlands de Victoria, Australia, abarca las antiguas vertientes Maroondah, O'Shannassy y Upper Yarra en una sola reserva contigua de conservación.

Parque Nacional Dandenong Ranges

Este parque recién designado como tal consolida reservas más pequeñas en los Dandenong Ranges (en las afueras del sureste de la ciudad de Melbourne) en un solo parque nacional que abarca 3400 hectáreas (LCC 1994). Incorpora cuatro áreas naturales muy utilizadas por visitantes, enlazadas por una serie de tramos más pequeños de vegetación nativa en tierra pública. Una serie de tramos de enlace se obtuvieron con un programa de adquisición de tierra de parte del gobierno para este propósito. Son áreas de valor para la conservación de la naturaleza y también brindan oportunidades para mejorar el acceso recreativo.

Enlace de conservación de la naturaleza Warrandyte-Kinglake

El propósito principal de este enlace es mantener la continuidad de bosque nativo a lo largo de una gradiente topográfica entre el Valle Yarra (en los márgenes nororientales de Melbourne) y el Parque Nacional Kinglake (LCC 1994). Esta recomendación propone que una serie de parcelas diferentes de terreno público los manejen de manera cooperativa agencias del gobierno, para mantener la



Gráf. 9-2 Bosques en las Eastern Usambara Mountains, Tanzania. Para mantener la conectividad entre las cinco áreas boscosas principales (Lutindi, Mtai, Mhinduro, Mlinga y Amani) es necesario asegurar tramos forestales no protegidos en la actualidad y revegetar brechas cortadas entre bosques. Rediseñado a partir de Tye (1993), no obstante, el clareo posterior significa que se están desarrollando más brechas (A. Tye, com. pers.)

vegetación forestal entre dos reservas de conservación, una vertiente de agua y un corredor importante de hábitat ribereño. El enlace de conservación se extiende por 10 Km. y comprende tramos de terreno de forma irregular que, juntos, forman un hábitat de más de 1400 hectáreas.

Estas recomendaciones de reserva tienen varias características comunes. Cada sistema de reserva se basa en terreno público que maneja el gobierno. Cada uno de ellos involucra la consolidación de tres o más reservas o áreas protegidas existentes en un hábitat contiguo más grande para la flora y la fauna. Finalmente, en cada caso, los enlaces son tramos de terreno de tamaño diferente (cf. corredores angostos de hábitat), que ya existían como vegetación nativa con valor para la conservación.

2 Conservación en las Eastern Usambara Mountains, Tanzania

Las Eastern Usambara Mountains en Tanzania son un área de elevada diversidad biológica y de endemismo en el este de África. Por lo menos 2855 especies de plantas autóctonas se conocen en los Usambaras, de las cuales aproximadamente el 25% son endémicas (Newmark 1993). Hay también niveles relativamente elevados de endemismo entre los diversos grupos de invertebrados, anfibios, reptiles y aves. Los hábitats biológicamente más ricos son los que se encuentran a grandes alturas (800-1200 metros); los bosques en tierras bajas, aunque menos diversos, también tienen muchas especies raras y endémicas.

El clareo rápido y la pérdida de bosque significan una amenaza crítica y creciente para la conservación de la biodiversidad en esta región. Gran parte del bosque tropical remanente se encuentra a grandes alturas en los cinco tramos principales de montaña (Gráf. 9-2), todos los cuales estuvieron antes conectados por bosques de zonas bajas. El grave agotamiento de los bosques de zonas bajas (menos del 15% de los bosques subsiste a menos de 600 metros) está conduciendo al aislamiento de los bosques montañosos y a la fragmentación del ecosistema en general. En total, hay sólo unas 23.000 hectáreas de bosque por encima de una altura de 600 metros (Newmark 1992). La pérdida de bosque también tiene implicaciones ecológicas y económicas graves debido a la importancia de los bosques como vertientes hídricas (Newmark 1992; Tye 1993).

Parte del bosque en cada uno de los tramos montañosos está protegido como Reserva Forestal, pero la conservación a largo plazo de la flora y la fauna de las Eastern Usambara Mountains requiere protección de todos los bosques remanentes como sistema interconectado. Muchas especies de aves (uno de los grupos mejor estudiados) se encuentran en densidades bajas, en especial especies globalmente amenazadas, como el águila buho Usambara, la nectarina Amani, el apalis y el tejedor de montaña de Tanzania (Newmark 1992). Las reservas forestales individuales, una vez aisladas, no serán adecuadas para sustentar poblaciones viables de todas las especies residentes a largo plazo. La pérdida de aves de capas bajas dependientes de bosques ya se ha dado en fragmentos forestales, con el nivel de disminución de especies que depende del tamaño del fragmento y del grado de aislamiento (Newmark 1991). Muchas aves de bosque no pueden atravesar brechas clareadas de varios centenares de metros, y los que sí lo pueden hacer rara vez se dispersan a través de ambientes inhóspitos. A medida que va avanzando el clareo, más y más especies se irán quedando realmente aisladas.

Se ha recomendado la protección de los bosques de Eastern Usambara como sistema interconectado de bosques tropicales, y se han emprendido acciones internacionales para apoyar al gobierno de Tanzania hacia esa meta (Newmark 1992; Tye 1993; A. Tye, com. pers.). Parte integral de esta propuesta es la protección y restauración de enlaces boscosos entre los cinco tramos montañosos, de modo que funcionen como un hábitat contiguo para la fauna forestal. Esto implica dos fases:

- Reservar los bosques remanentes no protegidos que funcionan tanto como hábitat así como enlaces estratégicos, prioridad urgente, porque sigue dándose el clareo de bosques.
- Restaurar enlaces específicos donde el clareo de bosques ha introducido brechas entre tramos de bosque. Se trata de secciones cortas, en su mayoría de menos de un kilómetro de longitud que requieren la repoblación de bosques.

Los datos empíricos sobre la utilización de hábitats de parte de aves dependientes de bosques han proporcionado directrices para las dimensiones de los enlaces. Sobre la base de un valor de dos veces la distancia media de captura desde el borde del bosque para especies de capas bajas de moriche montaños, capturadas lo más lejos del borde, se requieren enlaces de al menos 600 metros para mantener la conectividad de hábitats adecuados (Newmark 1993). Una anchura recomendada de un kilómetro proporcionaría una zona de amortiguamiento alrededor de un área núcleo de bosque menos perturbado.

Hay una serie de retos importantes en cuanto a la implementación de las recomendaciones para el caso de un sistema forestal interconectado (Tye 1993; A. Tye, com. pers. 1995):

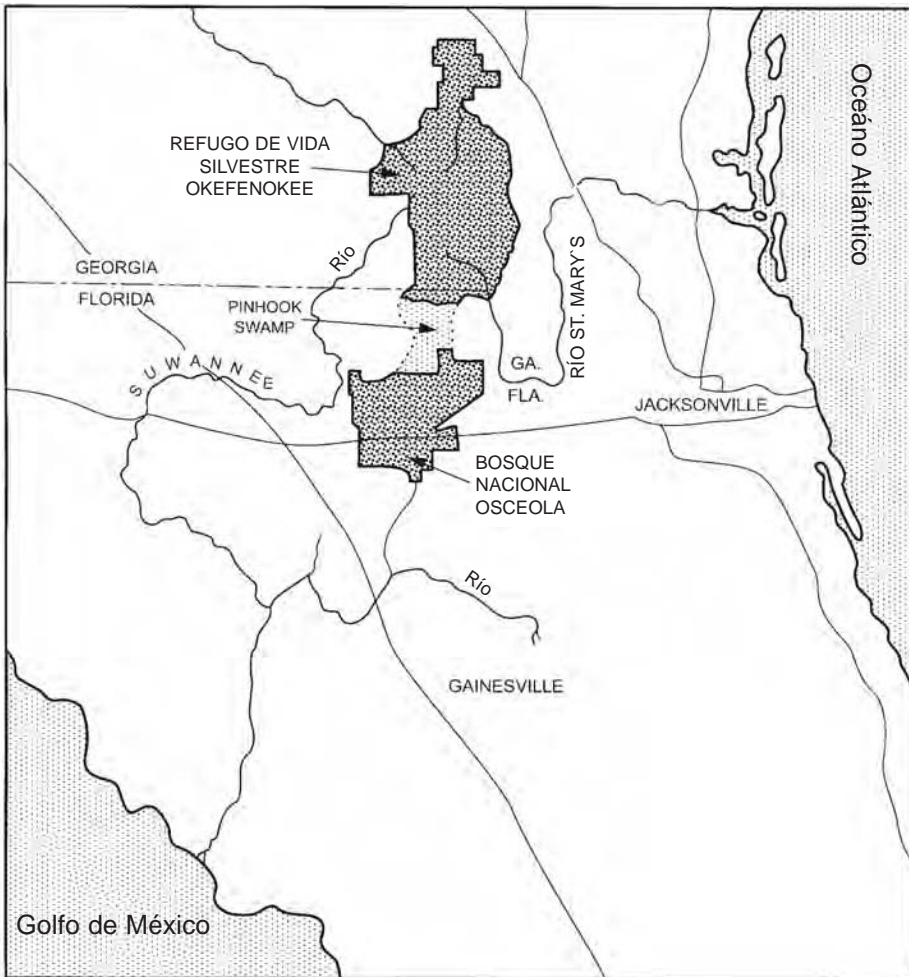
- La necesidad de obtener apoyo local de todos los niveles de la comunidad, y de consultar con personas del lugar acerca del manejo más apropiado de las reservas forestales y de los enlaces, que sea compatible con la conservación biológica.
- La necesidad de conseguir el apoyo gubernamental necesario, tanto internacionalmente en la forma de financiamiento suficiente (para adquisición de tierras y otros costos) y nacionalmente para asegurar que los planes se están ejecutando expeditamente.
- El reto metodológico de la repoblación de bosques para restaurar un bosque tropical 'natural' en las secciones de enlace que han sido clareadas.
- La necesidad de desarrollar estrategias de manejo a largo plazo para todos los bosques protegidos.

3 Corredor Pinhook Swamp, Florida, EE UU

El refugio nacional de vida silvestre Okefenokee, que abarca 162.000 hectáreas a través de la frontera de los estados de Georgia y Florida en los EE UU, es el refugio de vida silvestre más grande en el este de ese país (Harris y Gallagher 1989). Dieciséis kilómetros más al sur, el Bosque Nacional Osceola de 60.000 hectáreas abarca humedales, pantanos y zonas altas con predominio de pinos. (Gráf. 9-3). Históricamente, estas áreas funcionaban como un ecosistema integrado de tierras pantanosas. En 1988, la Nature Conservancy y el Servicio Forestal de EE UU iniciaron la adquisición de tierras para proteger el Pinhook Swamp, tramo de aproximadamente 24.000 hectáreas que abraza la distancia entre las dos áreas reservadas (Smith 1993). Hasta la fecha unas 12.000 hectáreas de tierras, el núcleo de un enlace de aproximadamente 8 Km de ancho entre las reservas, las ha comprado la Nature Conservancy y revendido al Servicio Forestal como agregado al Bosque Nacional Osceola.

En sí mismo, el Bosque Nacional Osceola no es lo suficientemente grande para sustentar una población viable de pájaros carpinteros de cresta roja, osos negros y otras especies amenazadas (Harris 1988b). La consolidación de estas tierras por medio de la compra y manejo del enlace Pinhook Swamp protege un área contigua de hábitat que supera las 250.000 hectáreas y proporciona una mayor capacidad para sustentar grandes poblaciones de especies amenazadas. Además, el enlace Pinhook Swamp tiene valor como hábitat para la vida silvestre por sí mismo, y también sirve como fuente de los ríos Suwannee en Saint Mary's (Smith 1993).

El sistema Okefenokee-Pinhook-Osceola tiene el potencial agregado de incorporarse a una red más amplia de hábitats en el norte de Florida, enlazados por corredores ribereños a lo largo de los ríos Suwannee, Santa Fe y otros (Noss y Harris 1986; Harris y Scheck 1991; Smith 1993). Ya ha comenzado a lo largo del río Suwannee la compra extensiva y el manejo de tierras para proteger hábitats importantes para mantener la calidad del agua y como almacenamiento natural de inundaciones.



Gráf. 9-3 La adquisición y protección del Pinhook Swamp en Florida mantiene un enlace natural entre el Refugio Nacional de Vida Silvestre Okefenokee y el Bosque Nacional Osceola. Rediseñado a partir de Smith (1993) con permiso, University of Minnesota Press.

4 Corredores y reservas de jungla en el área Mahaweli, Sri Lanka

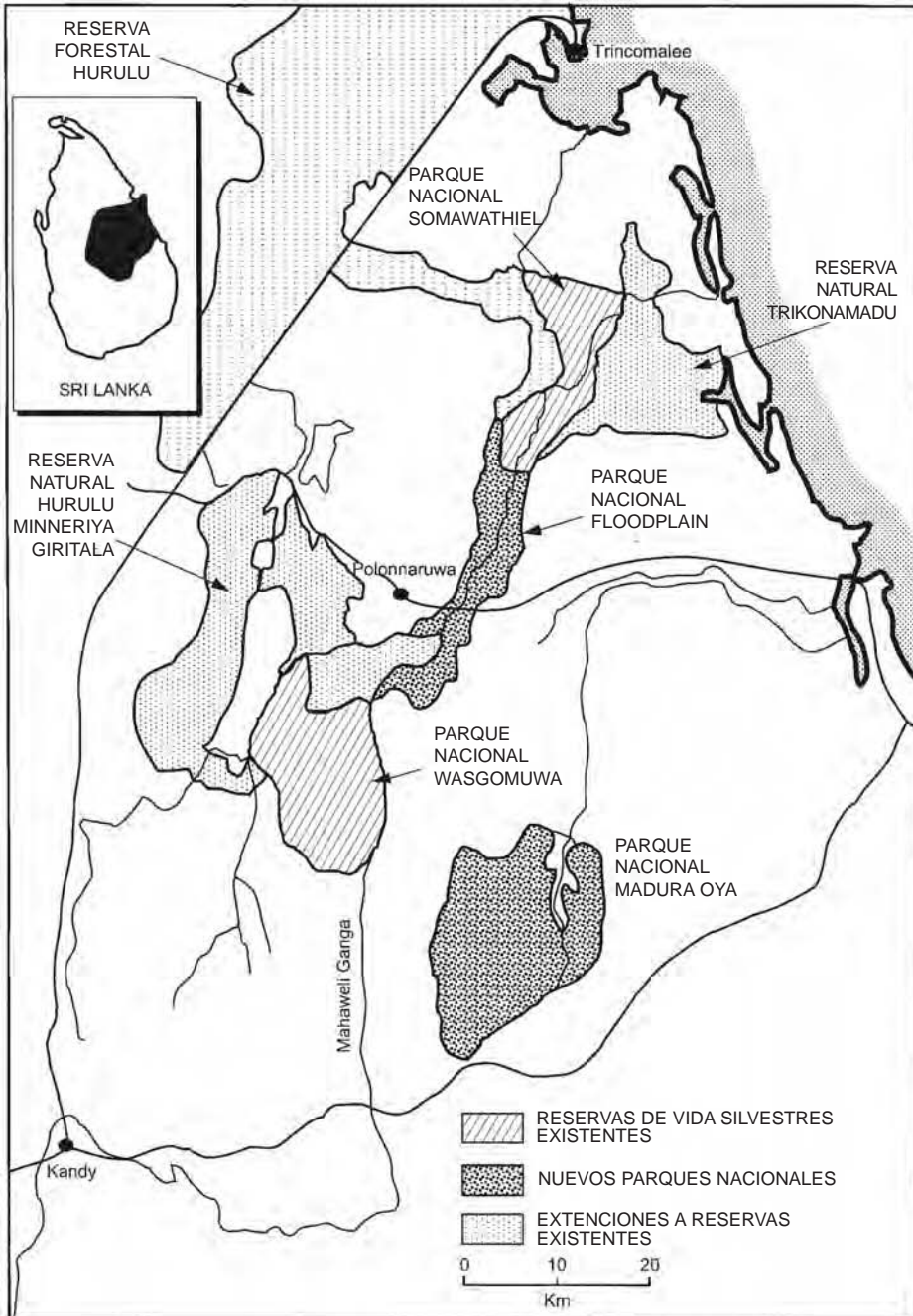
El Plan de Desarrollo del Río Mahaweli es un programa importante de desarrollo en Sri Lanka. La construcción de cuatro nuevas presas en las vertientes superiores del Río Mahaweli tiene como objetivo expandir en mucho el área disponible para agricultura de irrigación (en más de 100.000 hectáreas) y más que duplicar la capacidad de generación eléctrica (McNeely 1987). Debido a que una construcción tan grande produce impactos ambientales importantes, se realizó una valoración ambiental como parte del apoyo internacional al proyecto de parte de la Agencia para el Desarrollo Internacional de EE UU.

La cuenca del Mahaweli se identificó como una región biológicamente rica con por lo menos 90 especies endémicas de plantas y animales, y poblaciones cuantiosas de grandes mamíferos, incluyendo al elefante indio. El desarrollo agrícola intensivo y los asentamientos humanos que se propusieron para el área significaban una amenaza potencial para los hábitats de vida silvestre y también para la integridad hidrológica de las vertientes. En consecuencia, se expandió y mejoró el sistema de reservas para que protegiera hábitats de vida silvestre en las vertientes de los nuevos embalses. En los planes para el sistema de áreas protegidas se incluyeron amplios enlaces de paisaje de aproximadamente 5 Km. de ancho como extensiones de los Parques Nacionales y reservas existentes o como 'corredores de jungla' entre reservas (Gráf. 9-4). El propósito era diseñar un sistema integrado de reservas que permitiera la continuidad de procesos ecológicos y evolutivos, incluyendo las rutas de migración de elefantes (McNeely 1987).

Este proyecto se diseñó para ejemplarizar cómo el desarrollo podría darse en una forma compatible con la conservación real de recursos naturales. De hecho, la retención de áreas naturales para proteger vertientes y controlar la sedimentación es parte esencial del desarrollo. El establecimiento del sistema de reservas encontró dificultades e ilustra la importancia de los factores sociales y políticos en la implementación de conceptos y planes ecológicos (Capítulo 7). Dificultades con la administración del proyecto y con la coordinación entre agencias nacionales e internacionales, escasez de personal capacitado, tensiones políticas nacionales y conflictos armados y puntos de vista enraizados en agencias gestoras, todo ello contribuyó a una demora en la implementación y operación eficaz del sistema de reservas (McNeely 1987).

Sistemas enlazados de hábitats a escala regional

La planificación de una red integrada de hábitats a través de regiones o de países enteros amplía todavía más el concepto de enlazar reservas naturales y otras áreas importantes de conservación. En este método, los hábitats enlazados como parte de una red integrada incluyen reservas y también hábitats fuera de reservas dentro de paisajes con infraestructura. Esta clase de método regional está bien avanzado en países europeos, sobre todo aquellos que tienen una fuerte tradición de planificación integrada de la utilización de la tierra, con redes ecológicas reconocidas como parte importante de la estrategia de conservación de la naturaleza (Jongman 1995; Bvrandt 1996; Kube_ 1996). Se presenta a continuación un grupo variado de ejemplos para ilustrar este método regional. Destaca que cada uno de ellos se encuentra en las primeras fases de implementación y que todos tratan de integrar objetivos ecológicos con objetivos sociales, recreativos o agrícolas.



Gráf. 9-4 La expansión de un sistema de áreas protegidas como parte del Plan de Desarrollo Mahaweli en Sri Lanka incluye amplios enlaces de paisaje como extensiones de parques nacionales o como corredores de jungla entre reservas. Rediseñado a partir de Harris y Scheck (1991) con permiso, Surrey, Beatty & Sons, Publishers.

En el proceso de desarrollar e implementar estas clases de planes regionales, varios aspectos requieren más atención. Primero, hay una necesidad apremiante de incorporar programas de investigación y monitoreo a esas estrategias de conservación para ponderar los valores de los enlaces propuestos y hasta qué punto logran metas ecológicas. De esta forma la planificación puede pasar de una base cualitativa derivada de principios teóricos, a una comprensión más cuantitativa del valor de formas diferentes de enlaces y de cómo se pueden manejar para mejorar su función y la de la red total. Segundo, hace falta una actitud de cautela ante propuestas que implican el restablecimiento extenso de enlaces donde los hábitats naturales han sido clareados. Hay interrogantes respecto a la capacidad de ‘crear’ con éxito hábitats para la vida silvestre, a la prioridad relativa y recursos que hay que asignar para tales tareas en comparación con otras metas de desarrollo, y averiguar si se pueden superar las barreras existentes que inhiben flujos ecológicos a través del paisaje. Tercero, al diseñar redes regionales, debe someterse a escrutinio continuo la relación entre objetivos de conservación y los establecidos para el recreo y la utilización productiva de la tierra. Estos objetivos no son necesariamente compatibles; la provisión de un ‘eslabón verde’ de alguna forma no otorga automáticamente un beneficio de conservación.

5 Planificación del paisaje en los Países Bajos

Los Países Bajos tienen un sistema de planificación de tres estratos, con niveles nacional, provincial y municipal. En 1991, el gobierno nacional introdujo el Plan de Política Nacional de Conservación de la Naturaleza, en el que se elaboró una estrategia de conservación que incluye una Red Ecológica Nacional (Opdam y cols. 1995). El propósito de la red ecológica es disminuir el impacto de las causas principales de declive en la biodiversidad, uno de los cuales se reconoce como fragmentación del hábitat. Hay tres componentes principales de la red (Ahern 1995; Opdam et al 1995):

- Áreas núcleo naturales – grandes áreas que tienen paisajes o hábitats de vida silvestre importantes.
- Áreas naturales desarrolladas – áreas de tierras agrícolas en las que deben restaurarse ambientes naturales.
- Zonas corredor – enlaces entre las áreas núcleo y las áreas desarrolladas.

La estrategia espacial para la Red Ecológica Nacional es proteger, amortiguar y enlazar las áreas núcleo y las áreas naturales desarrolladas para todos los Países Bajos, incluyendo enlaces a través de fronteras nacionales con áreas similares en Alemania y Bélgica (Ahern 1995). El nivel provincial de la planificación propone la red ecológica con mayor detalle, y también coordina planes a nivel municipal para asegurar la coherencia mutua y con el plan nacional.

Los ecólogos están utilizando predicciones y resultados a partir de modelos de metapoblación de especies en paisajes fragmentados para brindar insumos para los procesos de planificación (Harms y Knaapen 1988; Harms y Opdam 1990; Opdam y cols. 1995). Por ejemplo, en la región Randsad del oeste de los Países Bajos, que abarca las cuatro ciudades más grandes (Amsterdam, La Haya, Rotterdam y Utrecht), un plan urbano de repoblación de bosques incluye el desarrollo de unas 10.000 hectáreas de bosques y áreas recreativas por un período de 15 años (Harms y Knaapen 1988). Se diseñó un modelo espacial computarizado para

predecir la probabilidad de colonización y permanencia de especies en parcelas forestales de diversos tamaños, ubicadas en diferentes partes del Randstad. El modelo se basó en:

- Conocimiento de la disponibilidad de bosques ‘fuente’ (bosques de árboles de hojas caducas de más de 50 hectáreas).
- Estimaciones de ‘resistencia del paisaje’ a la dispersión de animales, debido a tierras agrícolas al descubierto: carreteras, urbanización y otras barreras ecológicas.
- Relaciones estadísticas para diversas especies entre la presencia de población y el tamaño de parcelas de hábitat, derivadas de estudios de campo (Opdam y cols. 1984, 1985).

El modelo computarizado se utilizó para valorar la probabilidad de que los nuevos bosques en ubicaciones propuestas en el Randstad fueran a ser accesibles a especies blanco, como las aves que dependen de zonas boscosas, y adecuadas para su continuidad (Harms y Opdam 1990). Se sometieron a prueba diferentes guiones, como la probabilidad de que los nuevos bosques fueran adecuados dada la presencia de una o más zonas corredor.

Un reto importante con el que se enfrenta la implementación de la Red Ecológica Nacional, todavía en sus primeras fases, involucra hasta qué punto se requerirán cambios en las tierras agrícolas (Jongman 1995). Debe asignarse tierra para áreas naturales de desarrollo y para zonas corredor y esto requiere la disminución de zonas agrícolas. También se necesitan más datos ecológicos, en especial en relación con la capacidad de la fauna para dispersarse a través de diversos patrones de paisaje.

6 Una red de sendas verdes para Maryland, EE UU

El Estado de Maryland, formado alrededor de la amplia Bahía Chesapeake a modo de estuario en el este de los EE UU, se ha comprometido a desarrollar una red estatal de ‘sendas verdes’ como iniciativa comunitaria de conservación (State of Maryland 1990). Se contempla una variada gama de hábitats lineales y de enlaces naturales, a lo largo de valles con cursos de agua, litorales, humedales de mareas, islas barrera, crestas de cadenas montañosas, espacios urbanos y residenciales abiertos y derechos de paso de servicios públicos, formando todos juntos una red estatal. El propósito de la red es amplio: proporcionar hábitat y senderos para la vida silvestre, oportunidades recreativas y espacios abiertos para el público, amortiguar cursos de agua y proteger los humedales y la calidad de agua de la Bahía Chesapeake y mejorar la estética de los ambientes urbanos. La visión es la de un programa que atraerá un amplio involucramiento y apoyo de parte de la comunidad. Se promueve que los gobiernos locales y los grupos comunitarios inicien proyectos dentro del contexto del plan estatal.

La protección de la calidad ambiental de la biológicamente productiva Bahía Chesapeake forma parte integral del plan y en 1984 se promulgaron leyes para establecer un programa de protección de recursos (Critical Area Program) para la bahía. El Área Crítica de la Bahía Chesapeake se definió como todas las aguas y tierras de la bahía y de sus afluentes regulados por mareas y todas las tierras dentro de 305 metros de la altura media de la marea (Therres et al 1988). Dentro de esa área, que abarca casi el 10% del estado, las reglamentaciones tienen como fin proteger costas, calidad de agua, humedales y hábitats críticos de especies. Se incluyen varias provisiones que se relacionan en forma directa con el establecimiento de una red conectada de hábitats (Therres y cols. 1988).

- Debe protegerse una zona de amortiguamiento de por lo menos 30 metros a partir de la altura media de la marea a lo largo de litorales, orillas de cursos de agua y humedales para minimizar los efectos de las actividades humanas en dichos hábitats y así mantener una zona de transición entre comunidades acuáticas y en tierras altas con el fin de conservar el ambiente natural de los cursos de agua y proteger hábitats ribereños de vida silvestre.
- Deben incorporarse sistemas de ‘corredores de vida silvestre’ a sitios que se desarrollan. Estos enlaces deben conectar los tramos mayores no desarrollados o con más vegetación a tramos similares en áreas adyacentes de tierra.
- Protección frente a nuevos desarrollos en litorales para mantener puntos de organización y áreas de concentración de aves acuáticas (la Bahía Chesapeake es famosa por sus poblaciones de aves acuáticas que hibernan).
- Deben protegerse y conservarse bosques ribereños contiguos a cursos de agua, humedales o al litoral de la bahía, que tienen por lo menos 91 metros de anchura o por lo menos 40 hectáreas de tamaño (por ejemplo como hábitat para aves migratorias y otras especies dependientes de bosques).

El estado ya ha identificado una serie de sendas verdes principales, en su mayoría a lo largo de sistemas fluviales. Un aspecto problemático de esa iniciativa a nivel estatal es hasta qué punto la conservación de la vida silvestre y las metas recreativas son compatibles y pueden integrarse en una estrategia general.

7 Proyecto Corredores Nacionales de Verdor, Australia

El proyecto de Corredores Nacionales de Verdor en Australia involucra a grupos comunitarios, terratenientes, gobiernos locales y otras organizaciones en actividades para manejar y restaurar ‘corredores de vegetación’ (Greening Australia 1994a). El proyecto forma parte de una respuesta nacional ante la pérdida y deterioro de ecosistemas naturales y los problemas ecológicos consiguientes (como la salinización, la erosión y pérdida de suelos) y la pérdida de capacidad productiva de las tierras agrícolas. Si bien ya están participando muchas personas y grupos locales en actividades para proteger o mejorar corredores de hábitats en la parte rural de Australia, el proyecto Corredores Nacionales de Verdor tiene como fin aunar a grupos para que lleven a cabo estos trabajos de una manera estratégica en áreas donde la restauración ambiental tiene alta prioridad.

El objetivo es promover hábitats lineales y corredores de hábitats que tengan múltiples beneficios ambientales, económicos y sociales, en el contexto de una orientación regional integrada en cuanto a manejo de la tierra. La revegetación de áreas escogidas es una parte clave del proyecto y estos corredores de hábitat pueden (Mc Caughey 1995):

- Enlazar zonas existentes de vegetación remanente
- Ubicarse para disminuir el deterioro de suelos y agua.
- Mantener la conservación de la biodiversidad y los desplazamientos de vida silvestre.
- Formar parte de cinturones de refugio a través de límites de fincas.
- Desarrollarse para actividades recreativas y turísticas.
- Ser un punto focal simbólico para el apoyo comunitario y gubernamental.

Los proyectos se centran en los sistemas fluviales de Australia y sus vertientes correspondientes. El primer proyecto grande fue los Corredores River Murray de Verdor que



Gráf. 9-5 Ejemplo de revegetación a lo largo de un barranco deteriorado en zona agrícola en el sur de Victoria, Australia. (Foto: A Bennett).

comenzó en 1993. En el primer año, se otorgaron 17 contratos de incentivos comunitarios a grupos ubicados en ocho regiones geográficas a lo largo de 2500 Km. del río (Greening Australia 1994b). Cada uno de los contratos involucraba a grupos comunitarios en la realización de un programa planificado de revegetación dentro de 50 Km. del Río Murray.

Por ejemplo, la Red de Corredores Multipropósito Monte Pilot-Ovens es un proyecto que inició un grupo de agricultores en el noreste de Victoria. Ubicaron vegetación nativa remanente en su distrito y luego identificaron líneas erosionadas de drenaje y brechas en la vegetación a orillas de la corriente que se debían restaurar. La revegetación de estos sitios ayudó a restaurar la continuidad de la vegetación ribereña nativa, decisiva para la conservación de la vida silvestre (incluyendo especies amenazadas) en estos paisajes. Los beneficios sociales y comunitarios que obtuvo un grupo de propietarios de tierras trabajando juntos para mejorar la sostenibilidad ambiental de sus terrenos agrícolas también se ve como un resultado de esta clase de proyectos.

Después de esta prueba inicial, el Proyecto Corredores Nacionales de Verdor se está expandiendo para desarrollar proyectos similares en ocho regiones más que abarcan todos los estados de Australia. Una característica de este proyecto es que se centra en involucrar a comunidades locales para identificar proyectos adecuados que se pueden emprender. Todavía no hay planes o estrategias de conservación regionales claramente definidos para orientar y coordinar de una forma estratégica los proyectos locales.

8 El ‘sistema territorial de estabilidad ecológica’ en la República Checa

El concepto de ‘sistemas territoriales de estabilidad ecológica’ (TSES) se desarrolló en Checoslovaquia en los ochentas como compromiso entre las demandas sociales de tierra en paisajes desarrollados en forma intensiva y las necesidades ecológicas de que se conservara la naturaleza (Kube_ 1996). La meta es mantener la función ecológica dentro de ambientes con predominio humano por medio de enlaces entre los elementos naturales remanentes o ‘biocentros’ dentro de un área designada. Este concepto obtuvo apoyo oficial de parte de las autoridades nacionales en 1990 y posteriormente ha habido mucha actividad para diseñar TSES en toda la República Checa (Jongman 1995; Kube_ 1996).

Los sistemas territoriales se organizan dentro de una jerarquía. TSES locales son la base del sistema de conservación. Consisten en una densa red de ‘corredores’ locales de un mínimo de 10 a 20 metros de anchura, que conectan biocentros locales de 0.5 a 5 hectáreas de tamaño. Por ejemplo, en el valle del río Chomutovka una TSES local abarcó un área de unas 200 hectáreas, y biocentros locales escogidos se basaron en bosques pequeños de encinos, bosques y praderas en llanuras anegadizas, enlazados por medio de hileras de árboles y arbustos (Kube_ 1996). El propósito es que estén representadas en biocentros locales todas las clases de vegetación natural en el área planificada.

Los biocentros *regionales* consisten en hábitats naturales o seminaturales de 10 a 50 hectáreas, conectados por medio de enlaces regionales de al menos 40 m de anchura, y escogidos para mantener la biodiversidad en el siguiente nivel en la jerarquía de planificación. En el nivel suprarregional, se incluyeron grandes biocentros de más de 1000 hectáreas y los enlaces suprarregionales asociados pueden ser zonas a lo largo de valles de ríos grandes (Jongman 1995; Kube_ 1996). Ya se han fijado para toda la república checa las ubicaciones de los corredores regionales y suprarregionales (Kube_ 1996).

La base conceptual para los TSES se basa mucho en el paradigma ‘parcela-corredor-matriz’ en ecología del paisaje (Forman y Godron 1986) y se aplica a diferentes escalas espaciales. Se seleccionan los biocentros (y biocentros potenciales) como hábitats importantes para plantas y animales en el paisaje, y los ‘corredores’ tienen como fin enlazar biocentros en una red de hábitats. La utilización intensiva de la tierra en la mayoría de las áreas significa que gran parte de los biocentros son hábitats seminaturales o culturales, más que naturales; y, a nivel local, puede disponer de pocos hábitats naturales en los cuales basar la reconstrucción de la vegetación (Kube_ 1996). Parece disponerse de poco conocimiento concreto acerca de los valores de conservación de diversas clases de biocentros, o de lo bien que opera un sistema para la conservación de la naturaleza. Se necesitan más datos biológicos para valorar la eficacia de los TSES para la conservación de la naturaleza, en particular las dimensiones recomendadas de los biocentros y corredores (Kube_ 1996).

Enlaces en conservación y manejo de bosques

En muchos países, los bosques que se manejan para producir madera son algunas de las mayores áreas naturales que subsisten y, por consiguiente, tienen un gran valor para la conservación de la flora y la fauna. Sin embargo, existe una preocupación muy generalizada por los efectos negativos en algunos grupos de especies que dependen de bosques, debido a prácticas

de manejo asociadas con la producción de madera. En el caso de especies que tienen dificultad en subsistir en diversas fases de recuperación vegetal más joven, cosechar madera a través de grandes áreas de bosque puede conducir a un marcado descenso en su distribución y abundancia y al aislamiento relativo de población en las áreas dispersas de hábitats adecuados que subsisten. En algunos países, se está prestando una atención creciente a formas en que se pueden manejar los bosques para la producción económica de madera y otros productos forestales, en tanto que también se mantienen los valores del bosque como hábitat para poblaciones de vida silvestre. Los ejemplos siguientes ofrecen una perspectiva a partir de varias clases diferentes de bosques sobre formas en que ecólogos y gestores forestales están implementando medidas para mantener la calidad y conectividad del hábitat para poblaciones de vida silvestre en bosques productivos.

9 Corredores de bosque lluvioso templado para aves de bosque, North Westland, Nueva Zelanda

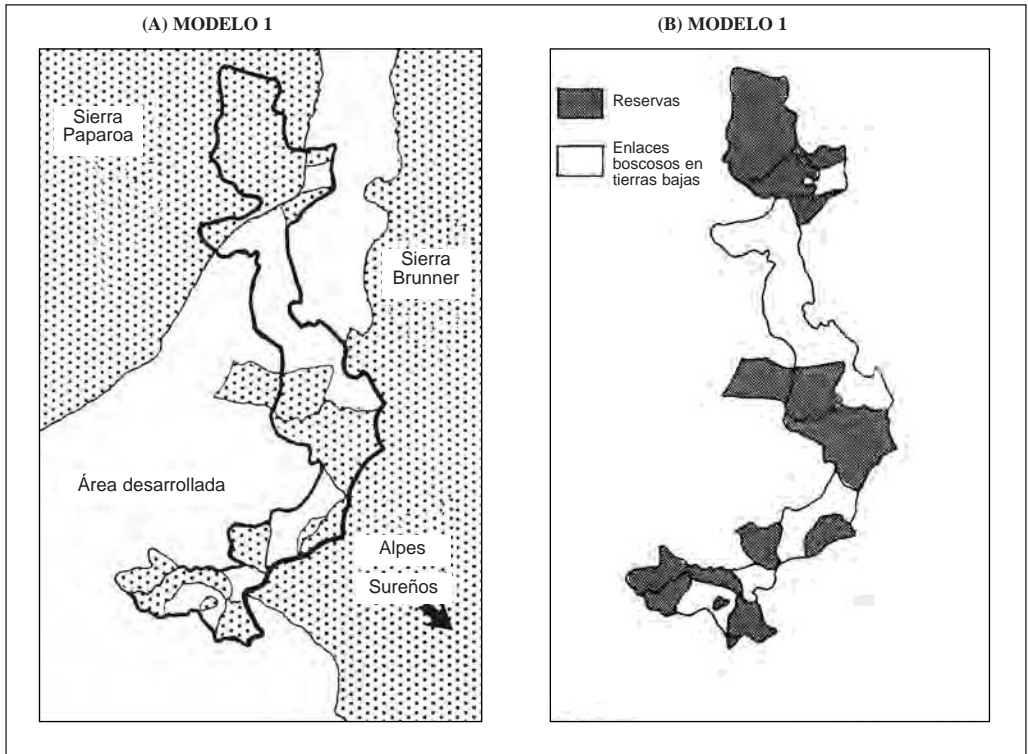
En respuesta a un plan para la obtención de madera en bosques de hayas en North Westland, Nueva Zelanda, se propuso un importante ‘corredor de vida silvestre’ para mantener el potencial para que las aves de bosque lluvioso templado se desplazaran entre reservas (O’Donnell 1991). Este enlace boscoso se diseñó para que siguiera las características topográficas que podían identificarse con facilidad, y para que fuera lo suficientemente ancho para que soportara la caída de árboles por vientos y otros desastres naturales. La anchura mínima es de por lo menos 2 Km. (por lo general más de 6 Km.) y en total requiere la protección de 10.200 hectáreas de bosque programado originalmente para ser talado.

El enlace puede verse que opera en dos niveles espaciales (Gráf. 9-6). A nivel regional, proporciona un amplio enlace entre los bosques del Paparoa Range (de más de 150.000 hectáreas) y los Alpes Sureños. El Paparoa Range quedaría de lo contrario aislado por valles fluviales clareados y bosques talados. En este contexto las finalidades del enlace son (O’Donnell 1991):

- Mejorar el flujo de genes y mantener la variedad genética en poblaciones de grandes bloques forestales.
- Ayudar a desplazamientos de aves obligadas que viven en bosques por grandes áreas geográficas.
- Mantener especies que requieren grandes áreas de hábitat no modificado.

A una escala más localizada, el enlace forestal conecta ocho Áreas Ecológicas que, de no ser así, quedarían aisladas por bosques talados en regeneración. En este caso el enlace puede:

- Permitir desplazamientos estacionales de vida silvestre entre reservas de alta y baja altitud.
- Mantener diversidad de especies en áreas núcleo, en especial aves de bosque que son menos móviles o intolerantes a la modificación de hábitat.



Gráf. 9-6 Dos modelos que ilustran la forma en que opera el corredor forestal North Westland. (a) Modelo regional: un enlace entre bosques del Paparao Range y bosques similares de los Southern Alps- (b) Modelo reserva: el corredor boscoso conecta una serie de Reservas Ecológicas por medio de enlaces boscosos en tierras bajas. De O'Donnell (1991) con permiso, Surrey Beatty & Sons, Publishers.

- Ayudar a la dispersión de aves jóvenes.
- Proporcionar hábitat adicional para especies raras y una fuente potencial de colonos para áreas adyacentes si se vieran sometidos a catástrofes.

Se utilizaron seis criterios para valorar a las aves de bosque que se sabe que están presentes dentro del área para las que podría ser importante el enlace boscoso: situación de distribución, dependencia de hábitats forestales, grado de movilidad a través de hábitat al descubierto, especialización del hábitat, respuesta a la tala y situación de conservación (O'Donnell 1991). Este análisis identificó ocho especies (el 26% de las aves de bosque que se conocen en el enlace) que son las que probablemente se beneficiarán de la protección que ofrece el corredor boscoso. Tres de ellas en particular, el kaka, el perico maorí amarillo y el loro cabeza amarilla, están en peligro, son especies obligadas que viven en bosques que tienen un área de distribución muy grande.

Luego de completar un programa quinquenal de investigación sobre la fauna del corredor forestal North Westland (Overmars y cols. 1992), el gobierno de Nueva Zelanda aceptó una recomendación formal en el sentido de que se reservara para la conservación (C.O'Donnell com.pers. 1995).

10 Planificación de manejo de bosque en East Gippsland, Victoria, Australia

Se han producido cambios importantes en las dos últimas décadas en el manejo de bosques de frondosas de eucaliptos en el sureste de Australia. Una creciente preocupación comunitaria por la protección de la flora y la fauna y un mayor conocimiento de la situación y necesidades de hábitat de la vida silvestre que depende de bosques, han contribuido a cambios en prácticas de manejo con el fin de disminuir los impactos nocivos de las talas en poblaciones de vida silvestre (Loyn y cols. 1980; Recher y cols. 1980, 1987; Dobbins y Ryan 1983; Taylor 1991; Lindenmayer 1994). En Victoria, la política gubernamental exige que el manejo de bosques sea económicamente viable, ambientalmente sensible y sostenible de todos los valores forestales.

En East Gippsland, Victoria, hay bosques de propiedad pública como un gran trecho contiguo de aproximadamente un millón de hectáreas, parte de grandes bosques a lo largo del Great Dividing Range en el sureste de Australia. El plan de manejo de bosques para el East Gippsland Forest Management Area (Department of Conservation and Natural Resources 1995) incorpora una serie de medidas nuevas en una estrategia para el manejo de bosques en esta región. Los Bosques Estatales (el área boscosa disponible para cosecha de madera) dentro del East Gippsland FMA se ha dividido en tres zonas:

- Zona de protección especial, que se debe manejar para conservarla y de la que se excluye la extracción de madera.
- Zona de manejo especial, que se debe manejar para conservar características específicas, permitiendo la producción de madera bajo ciertas condiciones.
- Zona de manejo general, en la que la producción de madera tiene alta prioridad.

La Zona de protección especial (SPZ) abarca el 16% del East Gippsland FMA y tiene como fin complementar las reservas de conservación en la región mediante la retención de una red enlazada de hábitats forestales importantes por todo el bosque bajo manejo (Gráf. 9-7). Los principales componentes de la SPZ son áreas representativas de clases de vegetación y bosques primitivos que se conservan mal en el sistema de reservas, y áreas forestales utilizadas para la conservación de animales que dependen de bosques y que están en peligro. Esas áreas están enlazadas entre sí por medio de reservas lineales, zonas con características naturales a lo largo de corrientes y ríos, sectores de amortiguamiento junto a corrientes y bosques lluviosos y otras zonas protegidas.

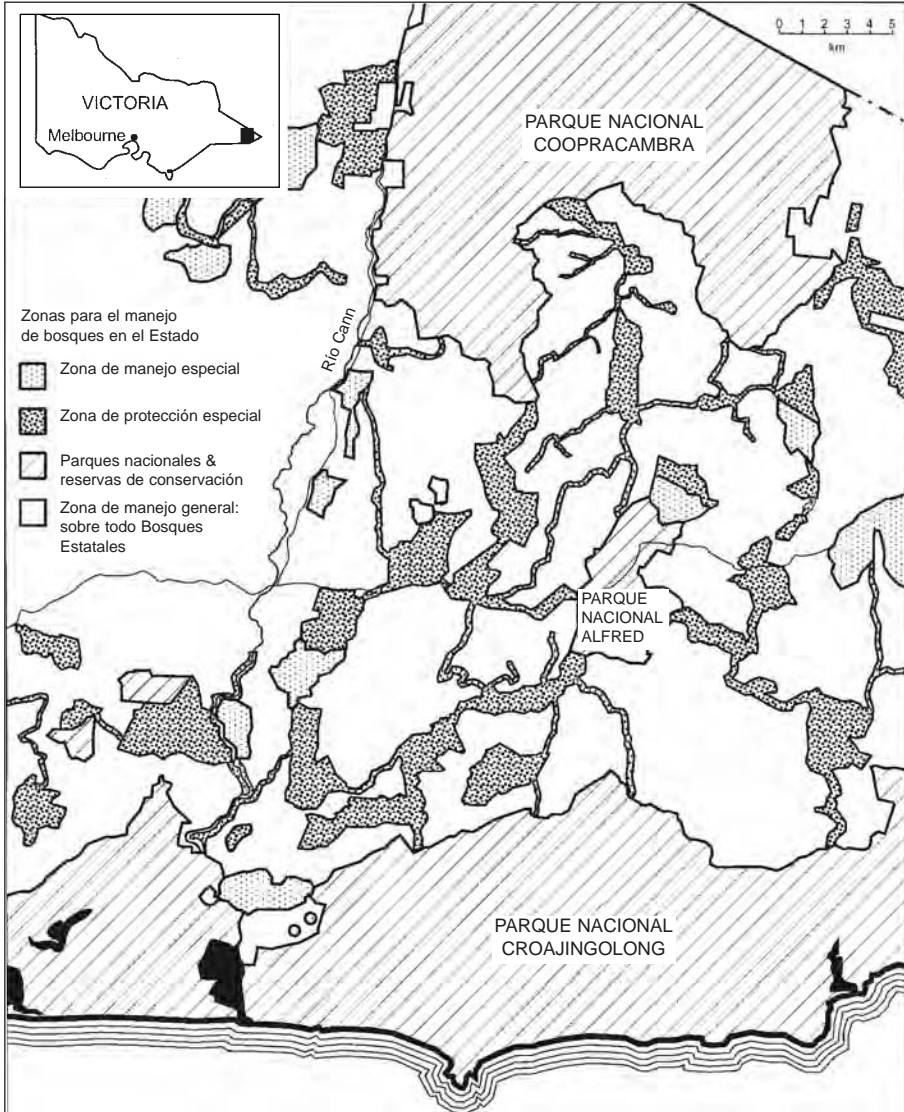
Las directrices para la red de reservas lineales (Department of Conservation and Natural Resources 1995) declaran que proporcionarán una serie de enlaces alternativos entre reservas de conservación y grandes áreas dentro de las SPZ, las cuales tendrán un promedio de 200 metros de ancho, abarcarán gradientes altitudinales y latitudinales, comprenderán por lo general bosques primitivos con hábitats de alta calidad y complementarían zonas existentes con características naturales y de amortiguamiento a lo largo de sistemas de cursos de agua. El propósito definido de las reservas lineales es:

- Mantener las poblaciones residentes de las especies más sensibles de animales y con ello facilitar la recolonización de áreas que se cosechan o queman debido a incendios descontrolados.
- Satisfacer algunas de las necesidades de hábitat de especies de recorrido amplio (como

las lechuzas grandes de bosque).

- Ayudar a prevenir el aislamiento genético de especies forestales sensibles.
- roteger frente a posibles impactos del cambio climático.

El Plan de Manejo Forestal ofrece un método comprensivo en la conservación de la flora y fauna en esta región, basado en retener en todo el bosque una red enlazada de hábitats no talados que se integre al sistema de reservas para la conservación.



Gráf. 9-7 Una sección del East Gippsland Management Plan, Victoria, que ilustra la red enlazada de zonas de protección especial dentro de Bosques Estatales utilizados para producción de madera.

11 Sistemas de manejo de ‘paseos’ abiertos en bosques británicos

Después de siglos de deforestación y pérdida de las antiguas zonas boscosas seminaturales en Bretaña, la repoblación de bosques durante el siglo 20 ha incrementado mucho la extensión de la cobertura boscosa de un 4% en 1920 a cerca del 11% en la actualidad (Ferris-Kaan 1995). Gran parte del incremento se ha dado con el establecimiento de plantaciones, con frecuencia de especies no autóctonas de árboles, como coníferos. La densa cubierta y la escasez de áreas al descampando entre muchas plantaciones es un aspecto importante por el cual las áreas al descubierto y los bordes de zonas de arbustos han sido una característica de las áreas boscosas bajo manejo por muchos siglos en Bretaña y la supervivencia de muchas plantas y animales depende de hábitats al descubierto y de etapas tempranas de sucesión de vegetación (Ferris-Kaan 1991, 1995; Warren y Fuller 1993). Históricamente, las áreas al descubierto fueron mayoritariamente producto de la práctica de podas, en las que se cortaban secciones de la zona boscosa en una rotación breve, a menudo en ciclos de 5 a 20 años, con lo que se producía un patrón cambiante de bosques jóvenes en regeneración de fases variables de sucesión (Ferris-Kaan 1995).

Redes de ‘paseos’, franjas lineales de vegetación herbosa que se mantienen sobre todo para la extracción de madera, son una fuente de hábitats abiertos dentro de bosques. Hay muchas evidencias de que tales hábitats tienen gran valor para plantas y animales que requieren condiciones soleadas abiertas o prefieren hábitats en bordes entre zonas boscosas y praderas (Warren y Fuller 1993; Ferris-kaan 1991). En plantaciones de coníferas, los márgenes de los ‘caminos’ y claros al descubierto a menudo son el único lugar donde se encuentran árboles y arbustos de hojas caducas y la vida silvestre asociada con ellos. De ahí que el manejo de ‘paseos’ como hábitats para la conservación de plantas y animales hayan logrado gran importancia, y se haya prestado considerable atención al diseño (orientación, anchura, forma) y prácticas de manejo (como momentos y frecuencia de cortar y tirar) que se necesitan para mantener hábitats de una fase adecuada de sucesión (Ferris-Kaan 1991, 1995).

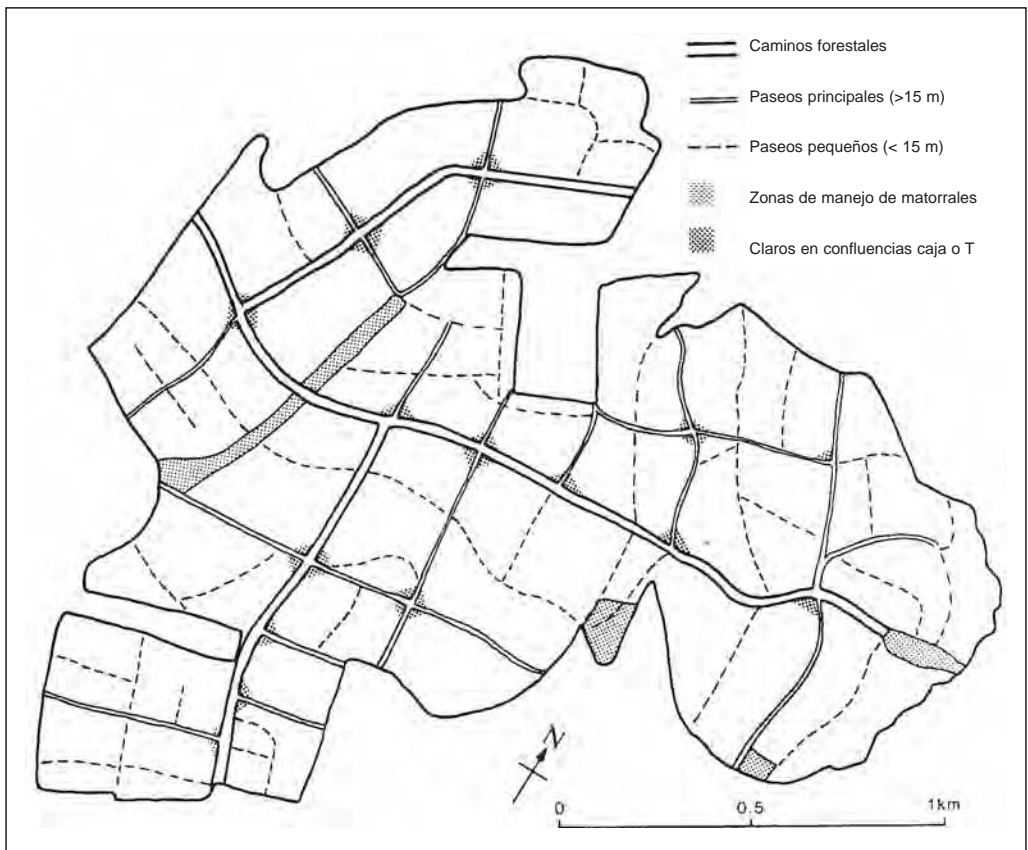
Las mariposas son un grupo bien estudiado de animales para los cuales la conservación y manejo de paseos boscosos es particularmente importante. Las mariposas escasean dentro de zonas boscosas con mucha sombra, y prefieren un mosaico de claros de praderas al descubierto, bordes de tierras boscosas y árboles, donde haya espacios al descubierto con sol y plantas adecuadas como alimento (porter 1993; Warren y Fuller 1993). La estructura de la red y el elevado nivel de conectividad de los paseos boscosos provee a especies como la mariposa sortijitas sendas para desplazarse entre terrenos y claros herbosos dentro de zonas boscosas (Sutcliffe y Thomas 1996).

El bosque Bernwooden Oxfordshire, Reserva Forestal Natural de importancia nacional para la conservación de la mariposa, se maneja tanto para madera como para vida silvestre. Se utiliza una red de paseos y claros interconectados (Gráf. 9-8) que juntos forman el 1% del área del bosque, para mantener los hábitats para mariposas y mariposas nocturnas (Warren y Fuller 1993; Ferris-Kaan 1995). La red incluye paseos con más de 15 metros de anchura y paseos pequeños, y también claros al descubierto o ‘confluencias cajón’ en muchas intersecciones. Una estrategia de manejo específica es que deben mantenerse condiciones particulares de vegetación a lo largo de los paseos como hábitat para la vida silvestre.

El manejo activo para mantener un sistema de hábitats al abierto y bordes a través de grandes tramos de bosque resulta sorprendente para biólogos en otros países donde esas franjas de perturbación al descubierto suelen ser perjudiciales para la fauna nativa (Askins 1994; Rich y cols. 1994; May y Norton 1996). Es un recordatorio destacado de que las situaciones ecológicas difieren entre países; en este caso, la larga historia de manejo intensivo de zonas boscosas ha conducido a un contexto muy diferente para la conservación de bosques.

Enlaces para la conservación de grandes mamíferos

Los grandes mamíferos han sido el punto focal de acciones para identificar y proteger enlaces en muchos países. Esas especies han recibido especial atención por varias razones.



Gráf. 9-8 Red de 'paseos' al descubierto que se maneja para la conservación de la vida silvestre en el Bosque Bernwood, Oxfordshire, RU. Tomado de Ferris-Kaan (1995) con permiso, Surrey Beatty & Sons, Publishers.

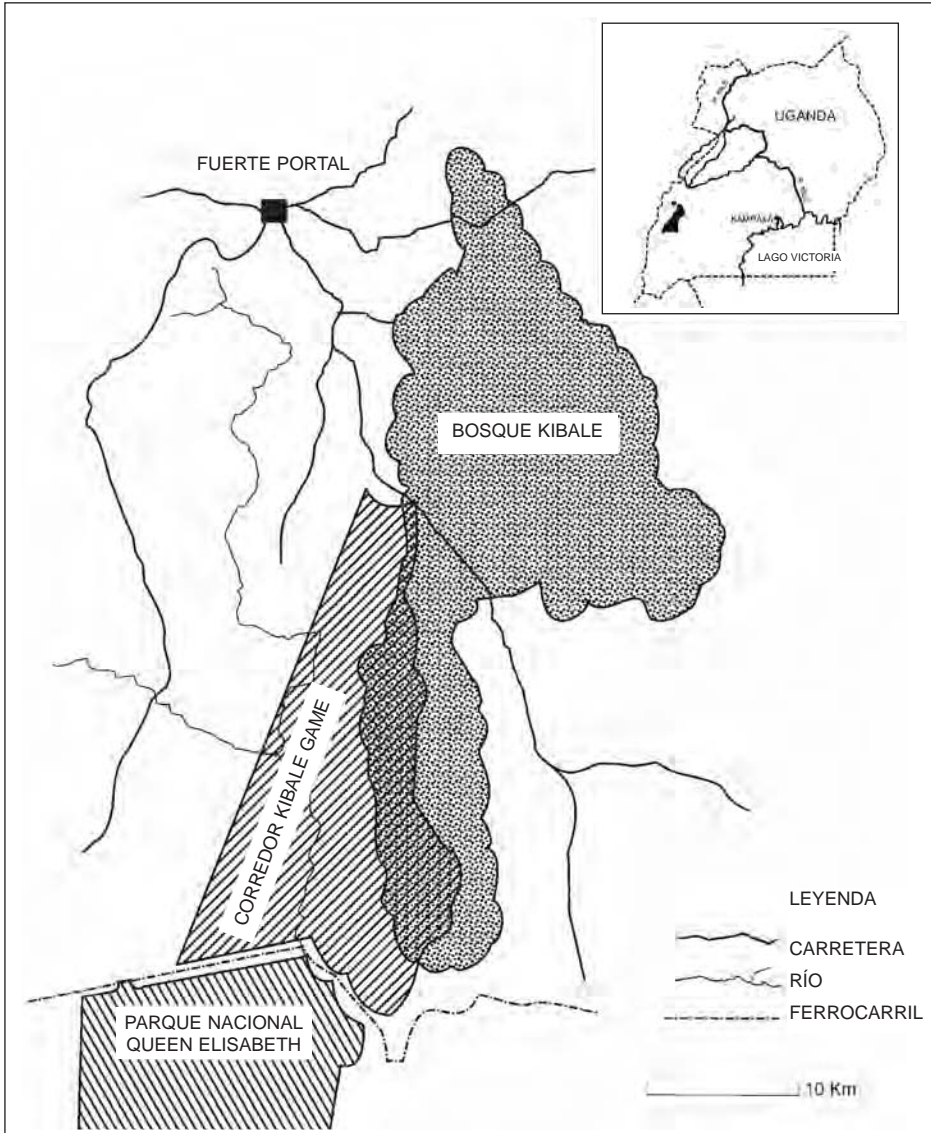
- Los grandes mamíferos, en especial los depredadores, necesitan grandes superficies de terreno para cada individuo y tramos mucho mayores para poblaciones que se autosustenten. En muchas regiones, el mantenimiento de tales poblaciones depende de varias reservas o de áreas naturales grandes muy próximas unas a otras de modo que juntas provean suficiente hábitat para una población.
- Algunas especies deben emprender migraciones estacionales entre áreas geográficas diferentes para tener acceso todo el año a alimentos y otros recursos.
- Los grandes mamíferos se pueden utilizar como especies 'insignia', atraen la atención y simpatía públicas, y hay una gran probabilidad de que los enlaces diseñados para estas especies también beneficiarán a una amplia gama de otras especies.

Como tienen un recorrido amplio y ocupan una serie de hábitats diversos, la mayoría de los grandes mamíferos no requieren hábitats especializados, o ni siquiera hábitats continuos, para desplazarse por el paisaje. Sin embargo, la experiencia demuestra (ver ejemplos luego) que la protección de las sendas de desplazamiento es esencial para mantener la conectividad a largo plazo. Donde no se protegen los enlaces, es inevitable que se pierda su papel funcional debido a que los efectos en el incremento de las utilidades humanas de la tierra (como claros, cultivos y desarrollos urbanísticos) con el tiempo se convierten en barreras para los desplazamientos libres. También es necesaria en muchas situaciones la protección a lo largo de sendas de desplazamiento contra perturbaciones directas por la caza ilegal o las cacerías.

12 Corredor Kibale Forest Game, Uganda

El Corredor Kibale Forest Game se oficializó en 1926 para proteger el desplazamiento de grandes animales de caza, sobre todo el elefante africano. Este enlace, que abarca un área de 34.000 hectáreas, es un gran tramo de bosque de mediana altitud y de hábitat de yerbas para elefantes, que se extiende a lo largo del costado occidental del Bosque Kibale y proporciona un amplio enlace, de aproximadamente 15 Km. de ancho, entre el Parque Nacional Queen Elisabeth y el Bosque Kibale (Gráf. 9-9) (Baranga 1991).

Aunque establecido legalmente, el fracaso en manejar y proteger el Corredor de Caza condujo a una pérdida casi total de su función para 1990. Su valor biológico se vio gravemente erosionado por invasiones humanas, asentamientos y claro de hábitats naturales. Las invasiones comenzaron alrededor de 1970 y continuaron sin control durante un período de trastornos políticos. El hábitat protegido en el enlace disminuyó y se estimó que para 1990 más del 90% del enlace y el 10% de la reserva forestal se habían perdido, con la mayor parte de esas áreas dedicadas al cultivo por parte de una población de cerca de 40.000 personas (Baranga 1991). Los registros de los Parques Nacionales de Uganda y el Departamento de Caza indican que el elefante, el kob ugandés, el antílope de agua y el búfalo utilizaban el corredor a comienzos de los setentas, pero este desplazamiento cesó (Baranga 1991). Se encuentran elefantes tanto en la Reserva Forestal Kibale como en el Parque Nacional Queen Elisabeth, pero disminuyeron en número de cerca de 3000 en 1973 a 500 para 1989, y cambiaron sus patrones de migración.



Gráf. 9-9 El antiguo Corredor Kibale Forest Game entre el Bosque Kibale y el Parque Nacional Queen Elisabeth forma parte ahora del Parque Nacional Bosque Kibale. Rediseñado a partir de Baranga (1991), con permiso, Surrey Beatt & Sons, Publishers.

En marzo de 1992, luego de la preocupación manifestada por el futuro del Corredor Game, el Gobierno de Uganda ordenó a los invasores que se fueran y luego desalojó a 30.000 personas de la reserva (C. Dranzoa, com. pers. 1995). Al año siguiente, 1993, tanto el Corredor Kibale Forest Game como la Reserva Forestal Kibale fueron declarados parque nacional, conocido como Parque Nacional Bosque Kibale. Ahora hay una vasta y continua área protegida desde el Bosque Kibale, que tiene una de las faunas de bosque más ricas de África Oriental (Struhsaker 1981; Baranga 1991), hasta las sabanas del Parque Nacional Queen Elisabeth. Esto ofrece una protección muy

mejorada de hábitat para una amplia gama de especies y una ruta migratoria protegida para los grandes mamíferos, en especial el elefante y el búfalo (C. Dranzoa, com. pers. 1995).

13 Corredores de vida silvestre y zonas de amortiguación, Parque Nacional Lago Manyara, Tanzania

El Parque Nacional Lago Manyara es relativamente pequeño (11.000 hectáreas) y no se considera viable como parque 'isla' (Mwalyosi 1991). Históricamente, ha habido una migración estacional regular de grandes mamíferos, en especial ñus y cebras a través de los límites del parque. Una senda migratoria desde el Parque Nacional Tarangire a la frontera norte del Parque Nacional Lago Manyara es una de las rutas de dispersión principales durante la estación húmeda para hasta 10.000 ñus y de 100 a 8000 cebras dentro del ecosistema más amplio Tarangire-Simanjaro (Borner 1985; Mwalyosi 1991). Sin embargo, asentamientos agrícolas cada vez más numerosos, una población humana que crece con rapidez y actividades de minería, están bloqueando gradualmente la ruta tradicional de migración. La destrucción de cosechas debido a la ganadería doméstica y a animales salvajes que migran desplazándose por áreas pobladas, genera más conflictos entre pastores, autoridades de conservación y agricultores locales.

En previsión de un mayor incremento en la población humana y en la utilización intensiva de la tierra, se presentó una propuesta para crear una zona de amortiguamiento alrededor del parque para minimizar el conflicto a través de límites entre el parque y pueblos contiguos, y un enlace de paisaje entre el Parque Nacional Lago Manyara y el Parque Nacional Tarangire para mantener la conectividad entre poblaciones de grandes mamíferos en las dos reservas (Mwalyosi). Se identificaron estos enlaces potenciales y cada uno de ellos se evaluó en relación con la topografía y vegetación natural, utilización actual y potencial de la tierra, población humana, accesibilidad para los animales y utilización actual por parte de animales de caza. También se ponderaron la capacidad de pastoreo en cada enlace, sobre la base de la calidad y la cantidad de pienso para los animales que se desplazan. El enlace más adecuado se extiende por unos 60 Km. desde la extremidad norte del Lago Manyara a lo largo de la costa oriental del lago y al este hasta el Parque Nacional Tarangire (Mwalyosi 1991). Esta ruta la están utilizando en la actualidad en forma intensiva grandes mamíferos. Se necesita más trabajo de campo para identificar los patrones de uso por parte de animales y la alineación y trazado de límites más convenientes. Se recomendó un enlace amplio de por lo menos 1 Km. de anchura, sobre la base de la necesidad de pienso adecuado para los animales que migran.

El establecimiento del enlace requerirá cambios en la utilización de la tierra. Se ha propuesto que se permita sólo recoger leña y el pastoreo de ganado dentro de los límites del enlace. Y que las personas que se establecieron ahí (alrededor de 1500 en tres pueblos) deberían ser reubicadas y compensadas (Mwalyosi 1991).

14 Diseño de áreas protegidas para la conservación del panda gigante en China

El panda gigante es bien conocido como una de las especies más amenazadas del mundo. Ahora se encuentra sólo dentro de las provincias centrales de China de Gansu, Shaansi y

Sichuan, donde vive en bosques montanos con plataformas densas de bambú, por lo general a altitudes de entre 2700 y 3700 m. Los brotes y raíces de bambú son los principales artículos de su alimentación, aunque también come otras plantas, peces y pequeños roedores.

En décadas recientes, la condición del panda gigante se ha deteriorado (Schaller 1993). El diseño de mapas de la cubierta forestal por medio de imágenes de satélite ha mostrado que el área de hábitat adecuado para el panda gigante en la provincia Sichuan, su principal baluarte, se ha reducido más o menos por la mitad, pasando de 20.000 Km.2 en 1974 a 10.000 Km.2 en 1989 (McKinnon y De Wulf 1994). La situación de deterioro de la conservación se ha complicado todavía más con el florecimiento en masa y muerte posterior de grandes áreas de bambú flecha en varias ocasiones. El bambú florece a intervalos de 40 a 60 años y toma entre 15 y 20 años para regenerarse hasta alcanzar un tamaño adecuado para el panda gigante. Aunque se encontraron muchos animales hambrientos y se produjeron muertes después de un florecimiento en masa, la fenología del florecimiento del bambú no es la causa primordial de preocupación. El florecimiento en masa y la degradación del bambú es un fenómeno natural y los pandas gigantes sobrevivieron, aunque en cantidades escasas, en todas las áreas afectadas (McKinnon y De Wulf 1994).

La causa principal de la disminución es la pérdida continua de hábitat, las invasiones humanas en hábitats remanentes, la fragmentación de poblaciones y muertes de animales en lugares de encuentro con asentamientos humanos (a causa de caza ilegal y de trampas). Cuando junto con las imágenes por satélite se utilizaron resultados obtenidos en estudios en el campo entre 1974-1986/88, los cambios en la distribución de la especie permitieron relacionarlos con el patrón del paisaje. Los pandas gigantes han desaparecido de varias áreas que eran o pequeñas o aisladas, en los bordes del territorio que recorre la especie, o donde los hábitats han sido destruidos (McKinnon y De Wulf 1994). También resultó evidente que otras poblaciones corrían riesgo de ser fragmentadas y de quedar aisladas debido a poblaciones contiguas, y al clareo continuo de bosques. Como es un animal grande (75 a 150 kilogramos) que se desarrolla en densidades bajas (p.e. unos 145 pandas gigantes se ha estimado que habitan los 2000 Km.2 de la Reserva Natural Wolong), es sumamente vulnerable a la fragmentación de su hábitat forestal.

Un plan estratégico para manejar la especie y sus hábitats implica:

- Extender y rediseñar el sistema existente de reservas para proteger mejor las poblaciones clave.
- Identificar y proteger enlaces de hábitats críticos entre reservas.
- Manejar los hábitats y personas dentro de las reservas.

Se han identificado quince enlaces de hábitats como críticos para mantener conexiones entre reservas (Gráf. 9-10) de modo que resulten posibles los desplazamientos entre poblaciones pequeñas. Estos enlaces tienen como fin consolidar la distribución del panda gigante en reservas que subsisten. Siete enlaces requerirán revegetarlos con hábitats adecuados (árboles nativos y especies de bambú). Se recomienda que tengan al menos 1 Km. de ancho y que estén ubicados de modo que cubran las brechas más angostas y el terreno más plano entre tramos existentes (McKinnon y De Wulf 1994). Estos enlaces, que en la actualidad son boscosos, requieren protección estricta contra talas, pastoreo e invasiones humanas.

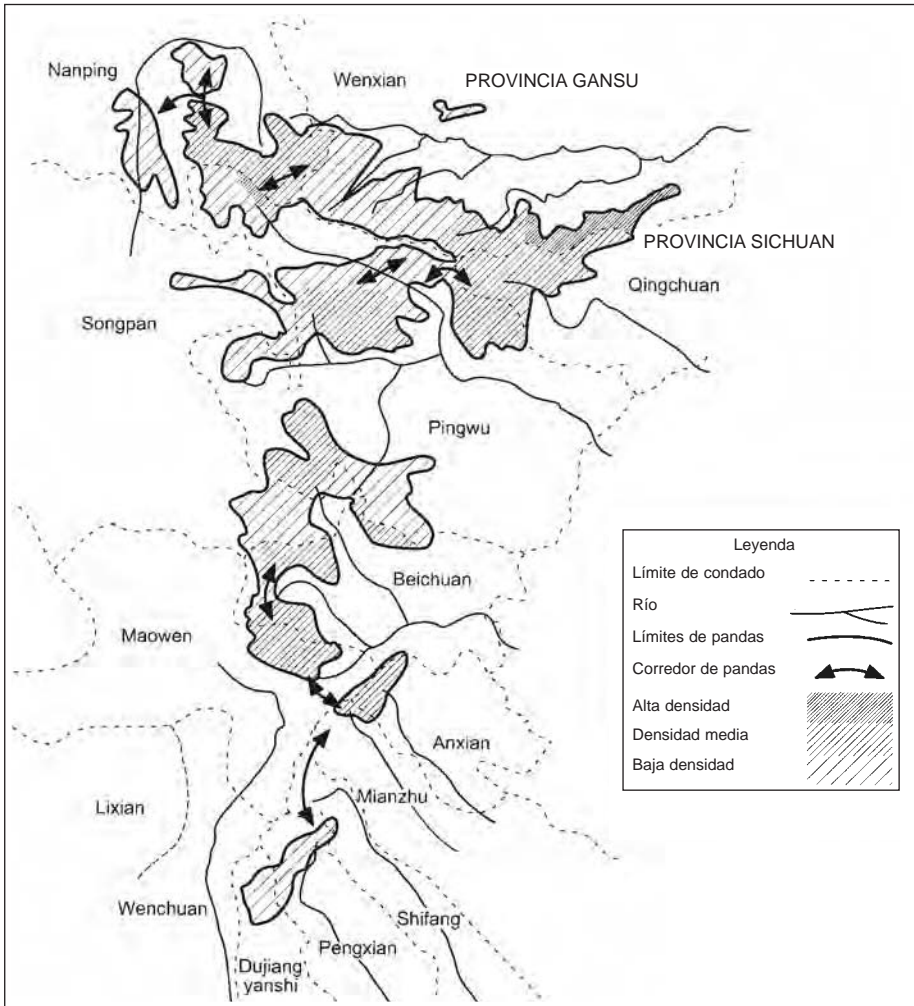
Valorar y ubicar los hábitats forestales por medio de imágenes por satélite ha constituido la base para el plan de manejo de la especie y ha permitido una valoración crítica de reservas existentes y la necesidad de enlaces. Sin embargo, la experiencia pasada (Schaller 1993) sugiere que las dimensiones

sociales y políticas de la conservación y manejo de los pandas gigantes es probable que tengan gran influencia en la situación futura de esta especie.

15 Enlaces para elefantes en India

Dos ejemplos de India acerca de la pérdida y perturbación de las sendas de migración de los elefantes indios ponen de relieve la necesidad de identificar y proteger las sendas de desplazamiento para que las poblaciones de grandes mamíferos no lleguen a aislarse.

En India meridional, los elefantes han dejado de utilizar el Paso Ariankavu entre los Ashambu Hills y los Idduki-Periyar Hills (Johnsingh y cols. 1991). Los Ashambu Hills tienen cerca de 200



Gráf. 9-10 La distribución del panda gigante en el área Minshan de China, con flechas que indican los corredores críticos que se necesitan para mantener la continuidad de la población regional. Rediseñado a partir de McKinnon y De Wulf (1994) con permiso, Chapman and Hall Publishers-

elefantes, la mayor parte en la Reserva de Tigres Kalakudu-Mundanthurai (900 Km.2) y varias reservas más pequeñas, en tanto que la población en los Iddukki-Periyar Hills se estima entre 800 a 1000 individuos, mayoritariamente confinados a la Reserva de Tigres Periyar (777 Km.2) y el Santuario de Ardillas Gigante Grizzle (400 Km.2) (Johnsingh y cols. 1991). El Paso Ariankuvu está dividido por una carretera y por una línea férrea, y se han desarrollado asentamientos humanos a lo largo de la carretera. Un estudio realizado en 1988 no encontró evidencia de elefantes, y las personas del lugar reportaron que estos animales no habían estado utilizando el área por 30 o 40 años. La población aislada también tiene que luchar con la caza ilegal por marfil. La caza ilegal en gran escala en la población Priyar ha contribuido a una proporción de un macho por cada 23 hembras (Johnsingh y cols. 1991).

En India septentrional, el área de los Parques Nacionales Rajaji-Corbett incluye reservas protegidas y áreas forestales adyacentes que juntas abarcan unos 2500 Km.2. Esta vasta área tiene una población de unos 750 elefantes indios y 140 tigres y forma el límite noroccidental de la zona de recorrido de ambas especies (Johnsingh y cols. 1990). Se han identificado cuatro enlaces importantes para el desplazamiento de grandes animales entre tramos principales en esta área. Dos de ellos son cuellos de botella en una zona entre el Área Forestal Laldhang y el Santuario Sonandi, que se extienden por 6 Km. sin asentamientos humanos ni campamentos de ganado. El terreno es áspero, hay pocos lugares para que los elefantes se desplacen a través de esta región, y se cree que ahora se dan pocos cruces. Sin embargo, estos enlaces no impiden el desplazamiento de otros grandes mamíferos, como el sambar y el tigre.

Hay dos enlaces a través del Río Ganges entre las secciones Chila y Motichur del Parque Nacional Rajaji. En un sitio, Binjrau, hay ahora una pérdida total de la cubierta boscosa en la orilla occidental del río y poca evidencia, por recuentos de estiércol, de que lo utilicen los elefantes. Por el contrario, el enlace Chila-Motichur todavía lo emplean machos adultos durante el verano y es crucial para mantener intercambios entre las dos secciones del parque. Sin embargo, este enlace que subsiste (de aproximadamente 3 Km. de largo y 1 de ancho) se ve amenazado por la degradación de hábitat y la falta de regeneración de árboles; por la presencia de un campamento, pueblo y plantación militares; y por la necesidad que tienen los animales de cruzar un puente por encima de un canal de generación eléctrica. El Departamento Forestal ha elaborado propuestas para mantener el enlace mediante la adquisición selectiva y protección de hábitat forestal, pero la perspectiva a largo plazo es pesimista ante la probable destrucción de hábitat que subsiste debido a la presión de los asentamientos humanos (A. Jongsingh com. pers. 1995).

Redes locales de hábitats lineales

Las redes de vegetación lineal son un rasgo característico de muchos paisajes agrícolas. Con frecuencia, estas franjas lineales son producto de la utilización intensiva del ambiente por parte de las personas, e incluyen vegetación asociada con setos vivos, cercas, cinturones de protección, zanjas, terraplenes, canales de irrigación, líneas férreas y carreteras. Aunque dicha vegetación con frecuencia es de origen humano, la vegetación natural remanente también puede darse en redes locales, incluyendo vegetación a lo largo de cursos de agua y vegetación nativa a lo largo de orillas de caminos en Australia (ver abajo). En regiones con impacto humano fuerte, donde las áreas naturales son pocas y dispersas, se reconoce que las redes de hábitats lineales tienen un papel importante en el mantenimiento de la conectividad en el paisaje, y hay una conciencia cada vez mayor de la necesidad de que se reconozcan valores ecológicos en su manejo (Agger y Brandt 1988; Gulinck y cols. 1991; Kaule 1995; Burel 1996; Kube_ 1996).

El mantenimiento de estas redes y de su función ecológica se enfrenta con una serie de dificultades:

- Falta de reconocimiento de los valores ecológicos de estas características y de su contexto en el paisaje más amplio.
- Falta de manejo coordinado porque se pueden extender a través de muchas parcelas de tierra y hay muchos propietarios de la tierra.
- Clareo y pérdida crecientes, lo que resulta en brechas y rupturas en la red.
- Degradación de hábitats debido a los efectos de borde y a utilizaciones de tierras adyacentes.

Se presentan a continuación dos ejemplos de formas en que se ha utilizado un método coordinado para manejar redes locales de estos hábitats lineales.

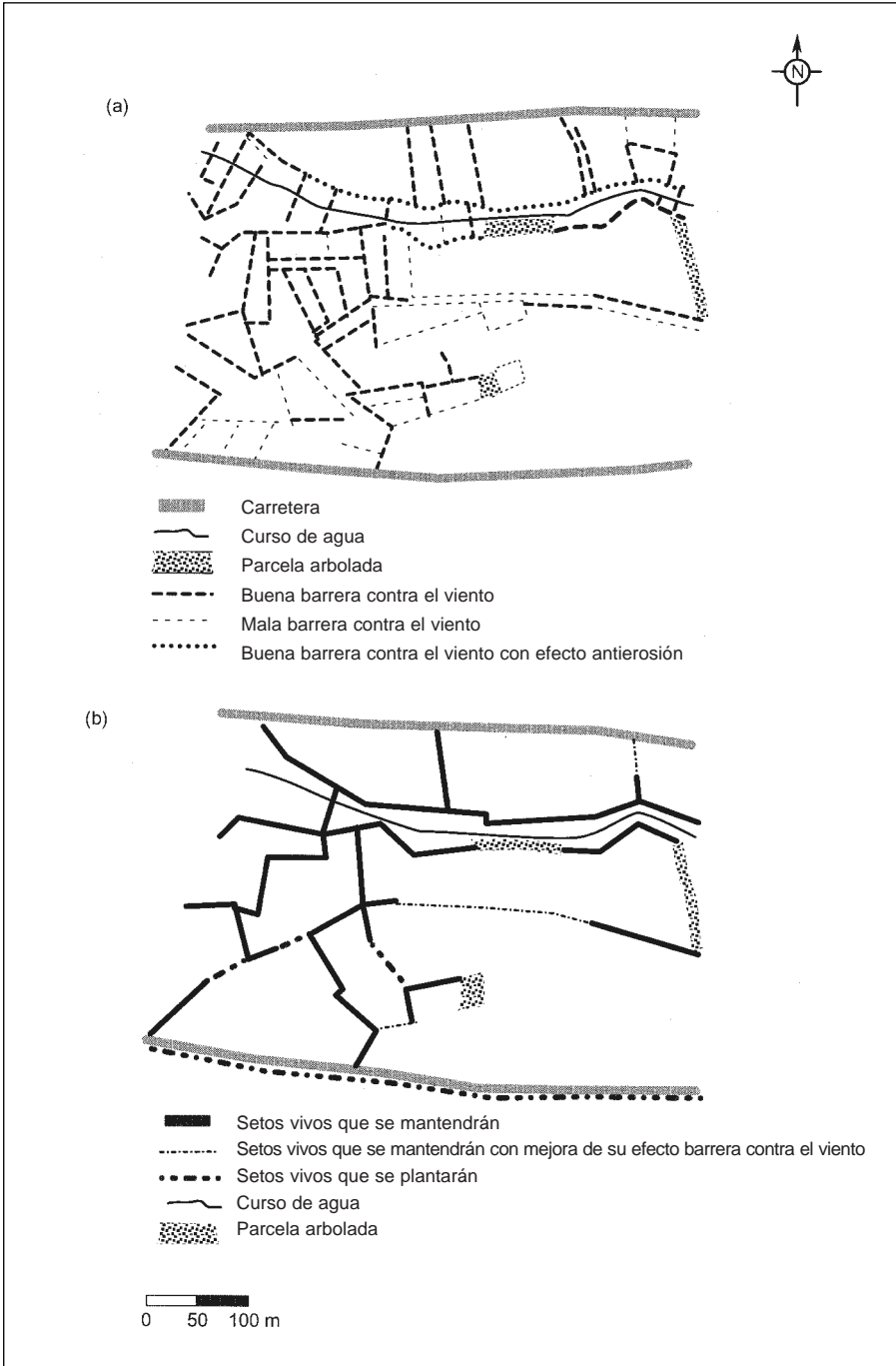
16 Redes de setos vivos y consolidación del paisaje en Francia

En algunas partes de la zona rural de Francia, se está llevando a cabo una reestructuración de propiedades agrícolas ('remembrement') para racionalizar la distribución de la tierra que posee cada agricultor (Baudry y Burel 1984). A lo largo de una serie de generaciones, las tradiciones hereditarias han conducido a que muchas fincas se conviertan en una dispersión de tierras que pueden estar hasta a cinco kilómetros unas de otras. La reestructuración se realiza sobre una base municipal y a solicitud de la mayoría de los propietarios. En los paisajes con redes extensas de bordes (paisajes 'bocage'), los primeros intentos de redistribución involucraron la destrucción de setos; tanto para aumentar el tamaño de las tierras como porque ya no se necesitaban como límites de la propiedad. Esto condujo a numerosos problemas ambientales. Posteriormente, se realizaron muchas investigaciones para evaluar los valores microclimáticos, biológicos y agronómicos de los setos vivos y los efectos de su eliminación (INRA 1976; Forman y Baudry 1984; Burel y Baudry 1990). Desde 1978, se ha exigido un estudio de impacto antes de proceder a cada 'remembrement'.

Los estudios ecológicos del papel de los setos vivos en el paisaje rural reconocieron su papel como barreras contra el viento y contra la erosión, hábitat para la flora y la fauna y bancos de diversidad genética en medio de un paisaje cada vez más monocultural (Baudry y Burel 1984). Al proponer planes para mantener estas funciones en el paisaje rural reestructurado (Gráf. 9-11), los ecólogos han sugerido que los setos deberían ser:

- Ubicados primordialmente a través de pendientes.
- Mantenidos o reconectados en una red.
- Tener una estructura compleja y una diversidad elevada de especies para proveer hábitats para aves, insectos, pequeños mamíferos y reptiles.

Estas recomendaciones, junto con otras limitaciones, como los patrones de propiedad, se emplean para desarrollar un plan final de utilización de la tierra. Las recomendaciones ecológicas no se adoptan necesariamente en su totalidad pero sí juegan un papel importante en el proceso de consolidación del paisaje. Una mayor comprensión de los efectos agroecológicos de los setos vivos y zanjas y la provisión de dicha información a



Gráf. 9-11 Diagramas de una red de setos vivos en Campénéac, Francia, (a) antes del “remembrement” y (b) el diseño que los ecólogos recomendaron para retención. Rediseñado a partir de Baudry y Burel (1984) con permiso, Elsevier Science-NL.

agricultores y terratenientes locales ayudarán a que se reconozcan sus valores (Baudry y Burel 1984). Por ejemplo, la retención de setos vivos, y su ubicación y orientación en relación con las clases de suelos y topografía, se sabe que influyen en el flujo de agua, el drenaje y la erosión de las tierras agrícolas y, por tanto, en la utilización y productividad del paisaje rural (Burel y Baudry 1990).

17 Conservación de vegetación a orillas de caminos en el sur de Australia

Franjas de bosque remanente, terrenos boscosos o terrenos de matorrales a lo largo de orillas de caminos forman redes extensas de hábitats lineales a través de muchas áreas agrícolas del sur de Australia. Hay evidencia abundante del valor de la vegetación a orillas de caminos como hábitat para la flora y la fauna (Capítulo 6), y una comprensión creciente de cómo promueve los desplazamientos de animales y mantiene la conectividad de poblaciones en paisajes rurales (Suckling 1984; Bennett 1990b; Saunders y De Rebeira 1991; Lynch y cols. 1995; Downes y cols. 1997).

En muchas regiones, la protección y manejo de vegetación a orillas de caminos para mantener los valores de conservación han sido limitados o inexistentes, y una serie de procesos de perturbación erosionan cada vez más la extensión y valor de esta red de vegetación natural. El clareo de vegetación con frecuencia se produce durante la ampliación o reconstrucción de caminos; se utilizan las orillas de caminos como derechos de paso para torres eléctricas, cables telefónicos y otros servicios; y se realizan trabajos de prevención de incendios a orillas de caminos por medio de quemas regulares o de la apertura de franjas de simple tierra (y con ello se fomenta la maleza). También están sujetas a invasiones de maleza y al enriquecimiento de nutrientes de tierras agrícolas adyacentes y al pastoreo intermitente de ganado doméstico.

En la última década, una conciencia creciente de los valores ambientales y comunitarios de las orillas de caminos ha conducido a una orientación más favorable hacia el manejo de parte de muchas autoridades responsables (de ordinario gobiernos locales) y hacia el desarrollo de planes de manejo de las orillas de caminos en algunas áreas (Lewis 1991; Loney y Hobbs 1991; Stone 1991; Lamont y Blyth 1995). El involucramiento de comunidades locales de personas en la ponderación de los valores de las orillas de caminos en su localidad ha sido un elemento clave. Al involucrarse en forma directa, la comunidad se vuelve más consciente de los valores de la red de orillas de caminos y alcanzan un sentido de servidumbre respecto a las orillas de caminos en su área local.

La valoración de las orillas de caminos las suelen llevar a cabo grupos de observadores voluntarios, quienes recorren lentamente caminos escogidos y van registrando los atributos de la vegetación junto a caminos, como la anchura y continuidad de la vegetación, la diversidad de plantas nativas, la presencia de especies de malas hierbas, la presencia de características de hábitat para animales y la extensión de la perturbación debido a servicios públicos (Hussey 1991). A cada sección a orillas de caminos se le asignan puntos según su valor de conservación, y luego se preparan mapas que muestran la distribución de las orillas de caminos como de valor 'alto', 'mediano' y 'bajo' de conservación. El paso final involucra la preparación de un plan escrito de manejo de parte de las autoridades a cargo del manejo de las orillas de caminos, que especifica las medidas de conservación y las prácticas adecuadas de manejo para orillas de caminos de elevada calidad. La implementación del plan de manejo puede implicar modificar

prácticas concretas de manejo, el empleo de señales a orillas de caminos para indicar con claridad las secciones de elevado valor de conservación, y cursos de capacitación para quienes llevan a cabo el manejo de las orillas de caminos en el terreno.

Resumen

El reconocimiento del papel de la conectividad del paisaje en la conservación de la biodiversidad dentro de paisajes en los que predominan los humanos, se ha trasladado desde la etapa conceptual a la de la implementación práctica de este principio en estrategias de conservación. En todo el mundo, una gama variada de enlaces se están protegiendo, manejando o restaurando para mejorar la continuidad de las poblaciones de animales y para mantener los procesos ecológicos en ecosistemas fragmentados. Estos incluyen enlaces específicos de paisaje entre reservas de conservación o para la conservación de grandes mamíferos; y redes de enlaces en áreas locales, en bosques bajo manejo y como parte de estrategias regionales de manejo de la tierra. Esta fase de implementación se encuentra en una fase temprana y queda mucho por aprender. Se necesitan con urgencia programas de investigación y monitoreo para valorar la eficacia de estas medidas y para resolver aspectos involucrados en su implementación. Ese conocimiento debería constituir la base para mejoras permanentes en la ubicación, diseño y manejo de enlaces, de modo que puedan mantener y restaurar con eficacia la conectividad natural del paisaje en ambientes modificados.

REFERENCIAS

- Abensberg-Traun, M., 1991. A study of the home range, movements and shelter use in adult and juvenile Echidnas *Tachyglossus aculeatus* (Monotremata: Tachyglossidae), in Western Australian wheatbelt reserves. *Australian Mammalogy* **14**: 13–21.
- Adams, L.W. and Dove, L.E., 1989. Wildlife Reserves and Corridors in the Urban Environment. A Guide to Ecological Landscape Planning and Resource Conservation. (National Institute for Urban Wildlife: Columbia).
- Adams, L.W. and Geis, A.D., 1983. Effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology* **20**: 403–15.
- Agger, P. and Brandt, J., 1988. Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes. *Landscape Ecology* **1**: 227–40.
- Ahern, J., 1995. Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning* **33**: 131–55.
- Ambuel, B. and Temple, S.A., 1983. Area dependent changes in bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology* **64**: 1057–68.
- Andersen, M.C. and Mahato, D., 1995. Demographic models and reserve designs for the California Spotted Owl. *Ecological Applications* **5**: 639–47.
- Andrén, H., 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* **73**: 794–804.
- Andrén, H. and Angelstam, P., 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* **69**: 544–47.
- Andrews, J., 1993. The reality and management of wildlife corridors. *British Wildlife* **5**: 1–7.
- Angelstam, P., 1986. Predation in ground-nesting birds nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* **47**: 365–73.
- Angelstam, P., 1992. Conservation of communities – the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure. pp. 9–70 in *Ecological Principles of Nature Conservation: Applications in Temperate and Boreal Environments*. (Ed. L. Hansson). (Elsevier: London).
- Anonymous, 1993. Road plan to save dwindling dormice. *New Scientist* **139** (1883): 6.
- Arnold, G.W., 1983. The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology* **20**: 731–50.
- Arnold, G.W., Algar, D., Hobbs, R.J. and Atkins, L., 1987. A survey of vegetation and its relationship to vertebrate fauna present in winter on road verges in the Kellerberrin

- District, W.A. *Department of Conservation and Land Management Western Australia, Technical Report 18.*
- Arnold, G.W., Steven, D.E. and Weeldenburg, J.R., 1993. Influences of remnant size, spacing pattern and connectivity on population boundaries and demography in Euros *Macropus robustus* living in a fragmented landscape. *Biological Conservation* **64**: 219–30.
- Arnold, G.W. and Weeldenburg, J.R., 1990. Factors determining the number and species of birds in road verges in the wheatbelt of Western Australia. *Biological Conservation* **53**: 295–315.
- Arnold, G.W., Weeldenburg, J.R. and Steven, D.E., 1991. Distribution and abundance of two species of kangaroo in remnants of native vegetation in the central wheatbelt of Western Australia and the role of native vegetation along road verges and fencelines as linkages. pp. 273–80 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Asher, S.C. and Thomas, V.G., 1985. Analysis of temporal variation in the diversity of a small mammal community. *Canadian Journal of Zoology* **63**: 1106–10.
- Askins, R.A., 1994. Open corridors in a heavily forested landscape: impact on shrubland and forest-interior birds. *Wildlife Society Bulletin* **22**: 339–47.
- Askins, R.A., Philbrick, M.J. and Sugeno, D.S., 1987. Relationship between regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation* **39**: 129–52.
- Ayres, J.M. and Clutton-Brock, T.H., 1992. River boundaries and species range size in Amazonian primates. *American Naturalist* **140**: 531–37.
- Baker, W.L., 1992. The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. *Landscape Ecology* **7**: 181–94.
- Balát, F., 1985. Birds of narrow belts of vegetation along water channels and ditches in the field landscape of southern Moravia. *Folia Zoologica* **34**: 245–54.
- Baranga, J., 1991. Kibale Forest game corridor: man or wildlife? pp. 371–75 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Barling, R.D. and Moore, I.D., 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental Management* **18**: 543–58.
- Barr, C., Benefield, C., Bunce, B., Ridsdale, H. and Whittaker, M., 1986. *Landscape Changes in Britain*. (Institute of Terrestrial Ecology: Huntingdon).
- Barrett, G.W., Ford, H.A. and Recher, H.F., 1994. Conservation of woodland birds in a fragmented rural landscape. *Pacific Conservation Biology* **1**: 245–56.
- Baudry, J. and Burel, F., 1984. Landscape project 'remembrement': landscape consolidation in France. *Landscape Planning* **11**: 235–41.

- Baudry, J. and Merriam, G., 1988. Connectivity and connectedness: functional vs structural patterns in landscapes. *in* 'Proceedings of the 2nd Seminar of the International Association for Landscape Ecology. (Ed. K.F. Schreiber). (Munster).
- Baumgartner, L., 1943. Fox squirrels in Ohio. *Journal of Wildlife Management* **7**: 193–202.
- Baur, A. and Baur, B., 1992. Effect of corridor width on animal dispersal: a simulation study. *Global Ecology and Biogeography Letters* **2**: 52–56.
- Beier, P., 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* **7**: 94–108.
- Beier, P., 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* **59**: 228–37.
- Beier, P. and Loe, S., 1992. A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Society Bulletin* **20**: 434–40.
- Bennett, A.F., 1987. Conservation of mammals within a fragmented forest environment: the contributions of insular biogeography and autecology. pp. 41–52 *in* Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge, and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Bennett, A.F., 1988. Roadside vegetation: a habitat for mammals at Naringal, south-western Victoria. *Victorian Naturalist* **105**: 106–13.
- Bennett, A.F., 1990a. Habitat Corridors: Their Role in Wildlife Management and Conservation. (Department of Conservation and Environment: Melbourne).
- Bennett, A.F., 1990b. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* **4**: 109–22.
- Bennett, A.F., 1990c. Land use, forest fragmentation and the mammalian fauna at Naringal, south-western Victoria. *Australian Wildlife Research* **17**: 325–47.
- Bennett, A.F., 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. pp. 99–117 *in* Nature Conservation 2: The Role of Corridors. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Bennett, A.F. and Ford, L.A., 1997. Land use, habitat change and the conservation of birds in fragmented rural environments: a landscape perspective from the Northern Plains, Victoria, Australia. *Pacific Conservation Biology* **3**: 244–61..
- Bennett, A.F., Henein, K. and Merriam, G., 1994. Corridor use and the elements of corridor quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biological Conservation* **68**: 155–65.
- Bentley, J. and Catterall, C. (1997). The use of bushland, corridors, and linear remnants by birds in southeastern Queensland, Australia. *Conservation Biology* **11**: 1173–89.

- Best, L.B., 1983. Bird use of fencerows: implications of contemporary fencerow management practices. *Wildlife Society Bulletin* **11**: 343–47.
- Bhima, R., 1993. Elephant activity in the Liwonde National Park extension: is there any movement to and from Mangochi Forest Reserve? *Nyala* **16**: 45–54.
- Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E., Kapos, V., dos Santos, A.A. and Hutchings, R.W., 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience* **42**: 859–66.
- Bildstein, K.L., Brett, J.J., Goodrich, L.J. and Viverette, C., 1995. Hawks Aloft Worldwide: a network to protect the world's migrating birds of prey and the habitats essential to their migration. pp. 504–16 in *Nature Conservation 4. The Role of Networks*. (Eds. D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Mattiske). (Surrey Beatty and Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Binford, M. and Buchenau, M.J., 1993. Riparian greenways and water resources. pp. 69–104 in *Ecology of Greenways*. (Eds. D.S. Smith and P.C. Hellmund). (University of Minnesota Press: Minneapolis).
- Bird, P.R., Bicknell, D., Bulman, P.A., Burke, S.J.A., Leys, J.F., Parker, J.N., van der Sommen, F.J. and Voller, P., 1992. The role of shelter in Australia for protecting soils, plants and livestock. *Agroforestry Systems* **20**: 59–86.
- Bissonette, J.A., Frederickson, R.J. and Tucker, B.J., 1991. American marten: a case for landscape-level management. pp. 115–34 in *Wildlife and Habitats in Managed Landscapes*. (Eds. J.E. Rodiek and E.G. Bolen). (Island Press: Washington DC).
- Blake, J.G., 1991. Nested subsets and the distribution of birds in isolated woodlots. *Conservation Biology* **5**: 58–66.
- Blake, J.G. and Karr, J.R., 1984. Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. *Biological Conservation* **30**: 173–88.
- Blakers, M., Davies, S.J.J.F. and Reilly, P.N., 1984. *The Atlas of Australian Birds*. (Melbourne University Press: Melbourne).
- Blyth, J.D., Burbidge, A.A. and Brown, A.P., 1995. Achieving co-operation between government agencies and the community for nature conservation, with examples from the recovery of threatened species and ecological communities. pp. 343–67 in *Nature Conservation 4. The Role of Networks*. (Eds. D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Mattiske). (Surrey Beatty and Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Bolger, D.T., Alberts, A.C., Sauvajot, R.M., Potenza, P., McCalvin, C., Tran, D., Mazzoni, S. and Soulé, M.E., 1997. Response of rodents to habitat fragmentation in coastal southern California. *Ecological Applications* **7**: 552–63.
- Bolger, D.T., Alberts, A.C. and Soulé, M.E., 1991. Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling, extinction and nested species subsets. *American Naturalist* **137**: 155–66.
- Bonner, J., 1994. Wildlife's roads to nowhere? *New Scientist* **143** (1939) : 30–34.

- Borner, M., 1985. The increasing isolation of Tarangire National Park. *Oryx* **19**: 91–96.
- Bradby, K., 1991. A data bank is never enough: the local approach to landcare. pp. 377–85 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Brandt, J., 1996. Dispersal corridors in Danish regional planning. *Ekología* **15**: 79–85.
- Brereton, R., Bennett, S., and Mansergh, I. 1995. Enhanced greenhouse climate change and its potential effect on selected fauna of south-eastern Australia: a trend analysis. *Biological Conservation* **72**: 339–54.
- Bridgewater, P.B., 1987. Connectivity: an Australian perspective. pp. 195–200 in *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge, and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Bright, P.W., 1993. Habitat fragmentation – problems and predictions for British mammals. *Mammal Review* **23**: 101–11.
- Bright, P.W., Mitchell, P. and Morris, P.A., 1994. Dormouse distribution: survey techniques, insular ecology and selection of sites for conservation. *Journal of Applied Ecology* **31**: 329–39.
- Bright, P.W. and Morris, P.A., 1990. Habitat requirements of dormice in relation to woodland management in south-west England. *Biological Conservation* **54**: 307–26.
- Bright, P.W. and Morris, P.A., 1991. Ranging and nesting behaviour of the dormouse, *Muscardinus avellanarius* in diverse low growing woodland. *Journal of Zoology, London* **224**: 177–90.
- Brittingham, M. and Temple, S., 1983. Have cowbirds caused forest songbirds to decline? *Bioscience* **33**: 31–35.
- Brooker, M., 1983. Conservation of wildlife in river corridors. *Nature in Wales* **2**: 11–20
- Brown, L.H., 1981. The conservation of forest islands in areas of high human density. *African Journal of Ecology* **19**: 27–32.
- Brown, J.H. and Kodric-Brown, A., 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* **58**: 445–49.
- Burbidge, A., 1985. The Regent Parrot. A report on the breeding distribution and habitat requirements along the Murray River in south-eastern Australia. *Australian National Parks and Wildlife Service, Report Series No. 4*.
- Burel, F., 1989. Landscape structure effects on carabid beetle spatial patterns in western France. *Landscape Ecology* **2**: 215–26.
- Burel, F., 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Reviews in Plant Sciences* **15**: 169–90.

- Burel, F. and Baudry, J., 1990. Hedgerow network patterns and processes in France. pp. 99–120 in *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. (Eds. I.S. Zonneveld and R.T.T. Forman). (Springer-Verlag: New York).
- Burnett, S.E., 1992. Effects of a rainforest road on movements of small mammals: mechanisms and implications. *Wildlife Research* **19**: 95–104.
- Burkey, T.V., 1989. Extinction in nature reserves: the effects of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* **55**: 75–81.
- Burkey, T.V. 1995. Extinction rates in archipelagoes: implications for populations in fragmented habitats. *Conservation Biology* **9**: 527–41.
- Butcher, G.S., Niering, W.A., Barry, W.T. and Goodwin, R.H., 1981. Equilibrium biogeography and the size of nature reserves: an avian case study. *Oecologia* **49**: 29–37.
- Cale, P. 1990. The value of road reserves to the avifauna of the central wheatbelt of Western Australia. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* **16**: 359–67.
- Camp, M. and Best, L.B., 1993. Bird abundance and species richness in roadsides adjacent to Iowa rowcrop fields. *Wildlife Society Bulletin* **21**: 315–25.
- Campbell, B.H., 1981. An aquaduct as a potential barrier to the movements of small mammals. *Southwestern Naturalist* **26**: 84–5.
- Cantwell, M.D. and Forman, R.T.T., 1994. Landscape graphs: ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* **8**: 239–55.
- Caughley, G., 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* **63**: 215–44.
- Caughley, J. and Gall, B., 1985. Relevance of zoogeographical transition to conservation of fauna: amphibians and reptiles in the southwestern slopes of New South Wales. *Australian Zoologist* **21**: 513–29.
- Claridge, A.W. and Lindenmayer, D.B., 1994. The need for a more sophisticated approach toward wildlife corridor design in the multiple-use forests of south-eastern Australia: the case for mammals. *Pacific Conservation Biology* **1**: 301–7.
- Clark, T.W., Reading, R.P. and Clarke, A.L. (eds) 1994. *Endangered Species Recovery: Finding the Lessons, Improving the Process*. (Island Press: Washington DC).
- Clinnick, P.F., 1985. Buffer strip management in forest operations: a review. *Australian Forestry* **48**: 34–45.
- Coles, T.F., Southey, J.M., Forbes, I. and Clough, T., 1989. River wildlife data bases and their value for sensitive environmental management. *Regulated Rivers* **4**: 179–89.
- Connor, E.F. and McCoy, E.D., 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist* **113**: 791–833.

- Conyers, T., 1986. Hedgerow and ditch removal in south east Essex, England, 1838–1984. *Biological Conservation* **38**: 233–42.
- Crome, F.H.J. and Bentrupperbaumer, J., 1993. Special people, a special animal and a special vision: the first steps to restoring a fragmented tropical landscape. pp. 267–79 in *Nature Conservation 3. The Reconstruction of Fragmented Ecosystems*. (Eds. D.A. Saunders, R.J. Hobbs and P.R. Ehrlich). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Curatolo, J.A. and Murphy, S.M., 1986. The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of Caribou, *Rangifer tarandus*. *Canadian Field Naturalist* **100**: 218–24.
- Curtis, J.T., 1956. The modification of mid-latitude grasslands and forests by man. pp. 721–36 in *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. (Ed. W.L. Thomas). (University of Chicago Press: Chicago).
- Cutler, A., 1991. Nested faunas and extinction in fragmented habitats. *Conservation Biology* **5**: 496–505.
- da Fonseca, G.A.B. and Robinson, J.G., 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* **53**: 265–94.
- Dambach, C., 1945. Some biologic and economic aspects of field border management. *Transactions of the North American Wildlife Conference* **10**: 169–84.
- Danks, A., 1991. The role of corridors in the management of an endangered species. pp. 291–96 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Darveau, M., Beauchesnes, P., Bélanger, L., Huot, J. and Larue, P., 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management* **59**: 67–78.
- Date, E.M., Ford, H.A. and Recher, H.F., 1991. Frugivorous pigeons, stepping stones and weeds in northern New South Wales. pp. 241–45 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Davison, V., 1941. Wildlife borders – an innovation in farm management. *Journal of Wildlife Management* **5**: 390–94.
- den Boer, P.J., 1981. On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia* **50**: 39–53.
- Decamps, H., Joachim, J. and Lauga, J., 1987. The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the River Garonne, S.W. France. *Regulated Rivers: Research and Management* **1**: 301–16.
- Dennis, P., Thomas, M.B. and Sotherton, N.W., 1994. Structural features of field boundaries which influence the overwintering densities of beneficial arthropod predators. *Journal of Applied Ecology* **31**: 361–70.

- Department of Conservation, Forests and Lands, 1989. Code of Practice. Code of Forest Practices for Timber Production. Revision No. 1, May 1989. (Department of Conservation, Forests and Lands, Victoria: Melbourne).
- Department of Conservation and Natural Resources, 1995. Forest Management Plan for the East Gippsland Forest Management Area. (Department of Conservation and Natural Resources, Victoria: Melbourne).
- Department of the Environment, Sport and Territories, 1995. Native Vegetation Clearance, Habitat Loss and Biodiversity Decline. Biodiversity Series, Paper No. 6. (Biodiversity Unit, Department of the Environment, Sport and Territories: Canberra).
- Dhindsa, M.S., Sandhu, J.S., Sandhu, P.S. and Toor, H.S., 1988. Roadside birds in Punjab (India): relation to mortality from vehicles. *Environmental Conservation* **15**: 303–10.
- Diamond, A.W., 1981. The continuum of insularity: the relevance of equilibrium theory to the conservation of ecological islands. *African Journal of Ecology* **19**: 209–12.
- Diamond, J.M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* **7**: 129–46.
- Diamond, J.M., 1984. 'Normal' extinctions of isolated populations. pp. 191–246 in 'Extinctions'. (Ed. M.H. Nitecki). (University of Chicago Press: Chicago).
- Diamond, J.M., Bishop, K.D. and Van Balen, S., 1987. Bird survival in an isolated Javan woodland: island or mirror? *Conservation Biology* **1**: 132–42.
- Dickman, C.R., 1987. Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology* **24**: 337–51.
- Dickman, C.R. and Doncaster, C.P., 1987. The ecology of small mammals in urban habitats. I. Populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology* **56**: 629–40.
- Dickson, J.G. and Huntley, J.C., 1987. Riparian zones and wildlife in southern forests: the problem and squirrel relationships. pp. 37–39 in *Managing Southern Forests for Wildlife and Fish*. (U.S.D.A. Southern Forest Experiment Station Gen. Tech. Rep. S0–65).
- Dickson, J.E., Williamson, J.H., Conner, R.N. and Ortego, B., 1995. Streamside zones and breeding birds in eastern Texas. *Wildlife Society Bulletin* **23**: 750–55.
- Dmowski, K. and Kozakiewicz, M., 1990. Influence of a shrub corridor on movements of passerine birds to a lake littoral zone. *Landscape Ecology* **4**: 99–108.
- Dobyns, R. and Ryan, D., 1983. Birds, glider possums and monkey gums. The wildlife reserve system in the Eden district. *Forest and Timber* **19**: 12–15.
- Dowdeswell, W.H., 1987. Hedgerows and Verges. (Allen and Unwin: London).
- Downes, S.J., Handasyde, K.A. and Elgar, M.A., 1997. The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests. *Conservation Biology* **11**: 718–26.
- Doyle, A.T., 1990. Use of riparian and upland habitats by small mammals. *Journal of Mammalogy* **71**: 14–23.

- Dramstad, W.E., Olson, J.D. and Forman, R.T.T., 1996. *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. (Harvard University Graduate School of Design, Island Press and the American Society of Landscape Architects).
- Dunham, K.M., 1994. The effect of drought on the large mammal populations of Zambezi riverine woodlands. *Journal of Zoology, London* **234**: 489–526.
- Dunning, J.B., Danielson, J.B. and Pulliam, H.R., 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**: 169–75.
- Dunning, J.B., Borgella, R., Clements, K. and Meffe, G.K., 1995. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology* **9**: 542–50.
- East, R., 1981. Species-area curves and populations of large mammals in African savannah reserves. *Biological Conservation* **21**: 111–26.
- Eldridge, J., 1971. Some observations on the dispersal of small mammals in hedgerows. *Journal of Zoology* **165**: 530–34.
- Emmerich, J.M. and Vohs, P.A., 1982. Comparative use of four woodland habitats by birds. *Journal of Wildlife Management* **46**: 43–49.
- Elphick, J., 1995. *The Atlas of Bird Migration*. (RD Press: Surrey Hills, New South Wales).
- Esseen, P-A., 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation* **68**: 19–28.
- Faanes, C.A., 1984. Wooded islands in a sea of prairie. *American Birds* **38**: 3–6.
- Fahrig, L. and Merriam, G., 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* **66**: 1762–68.
- Fahrig, L. and Merriam, G., 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* **8**: 50–59.
- Fahrig, L. and Paloheimo, J., 1988. Effect of spatial arrangement of habitat patches on local population size. *Ecology* **69**: 468–75.
- Feinsinger, P., 1994. Habitat 'shredding'. pp. 258–60 in *Principles of Conservation Biology* (Eds. G.K. Meffe and C.R. Carroll). (Sinauer Associates: Sunderland).
- Felfili, J.M., 1997. Dynamics of natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* **91**: 235–45.
- Ferris, C.R., 1979. Effects of Interstate 95 on breeding birds in northern Maine. *Journal of Wildlife Management* **43**: 421–27.
- Ferris-Kaan, R., 1991. Edge Management in Woodlands. *Forestry Commission Occasional Paper* **28**. (Forestry Commission: Edinburgh).

- Ferris-Kaan, R., 1995. Management of linear habitats for wildlife in British forests. pp. 67–77 in *Nature Conservation 4: The Role of Networks*. (Eds. D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Mattiske). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Fitzgibbon, C.D., 1993. The distribution of grey squirrel dreys in farm woodland: the influence of wood area, isolation and management. *Journal of Applied Ecology* **30**: 736–42.
- Ford, H.A., 1987. Bird communities on habitat islands in England. *Bird Study* **34**: 205–18.
- Forman, R.T.T., 1983. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. *Ekologia (CSSR)* **2**: 375–87.
- Forman, R.T.T., 1991. Landscape corridors: from theoretical foundations to public policy. pp. 71–84 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Forman, R.T.T., 1995. *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. (Cambridge University Press: Cambridge).
- Forman, R.T.T. and Baudry, J., 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management* **8**: 495–510.
- Forman, R.T.T. and Godron, M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience* **31**: 733–40.
- Forman, R.T.T. and Godron, M., 1986. *Landscape Ecology*. (John Wiley and Sons: New York).
- Forman, R.T.T. and Hersperger, A.M., 1996. Road ecology and road density in different landscapes, with international planning and mitigation solutions. pp. 1–22 in *Trends in Addressing Transportation-Related Wildlife Mortality*. (Eds. G.L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler and J. Berry). (Florida Department of Transportation: Tallahassee, Florida).
- Foster, M.L. and Humphrey, S.R., 1995. Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* **23**: 95–100.
- Fowler, N.E. and Howe, R.W., 1987. Birds of remnant riparian forests in northeastern Wisconsin. *Western Birds* **18**: 77–83.
- Franklin, J.F., 1989. Toward a new forestry. *American Forests*, **Nov – Dec**: 37–44.
- Franklin, J.F., 1992. Scientific basis for new perspectives in forests and streams. pp. 25–72 in *Watershed Management: Balancing Sustainability and Environmental Change*. (Ed. R.J. Naiman). (Springer-Verlag).
- Freemark, K.E. and Merriam, H.G., 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation* **36**: 115–41.
- Fritz, R.S., 1979. Consequences of insular population structure: distribution and extinction of spruce grouse populations. *Oecologia* **42**: 57–65.

- Fritz, R. and Merriam, G., 1993. Fencerow habitats for plants moving between farmland forests. *Biological Conservation* **64**: 141–48.
- Fritz, R. and Merriam, G., 1994. Fencerow and forest edge vegetation structure in eastern Ontario farmland. *Ecoscience* **1**: 160–72.
- Fry, G. and Main, A.R., 1993. Restoring seemingly natural communities on agricultural land. pp. 225–41 in *Nature Conservation 3. The Reconstruction of Fragmented Ecosystems*. (Eds. D.A. Saunders, R.J. Hobbs and P.R. Ehrlich). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Galli, A.E., Leck, C.F. and Forman, R.T.T., 1976. Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey. *Auk* **93**: 356–64.
- Gates, J.E. and Gysel, L.W., 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field forest ecotones. *Ecology* **59**: 871–83.
- Gates, J.E. and Mosher, J.A., 1981. A functional approach to estimating habitat edge width for birds. *American Midland Naturalist* **105**: 189–92.
- Getz L.L., Cole, F.R. and Gates, D.L., 1978. Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pensylvanicus*. *Journal of Mammalogy* **59**: 208–12.
- Gilbert, F.S., 1980. The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction. *Journal of Biogeography* **7**: 209–35.
- Gilpin, M.E. and Hanski, I., 1991. *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. (Academic Press: London).
- Green, R.E., Osborne, P.E. and Sears, E.J., 1994. The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology* **31**: 677–92.
- Greening Australia, 1994a. *Towards Corridors of Green. Defining the Role of a National Corridors of Green Program*. (Unpublished Background Paper) (Greening Australia: Canberra).
- Greening Australia, 1994b. *River Murray Corridors of Green. Phase III Program 1994–1995*. (Greening Australia: Canberra).
- Grumbine, R.E., 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* **8**: 27–38.
- Gulinck, H., Walpot, O., Janssens, P. and Dries, I., 1991. The visualisation of corridors in the landscape using SPOT data. pp. 9–17 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Haas, C.A., 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* **9**: 845–54.

- Hadden, S.A. and Westbrooke, M.E., 1996. Habitat relationships of the herpetofauna of remnant buloke woodlands of the Wimmera Plains, Victoria. *Wildlife Research* **23**: 363–72.
- Haila, Y., Hanski, I.K. and Raivio, S., 1993a. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the 'sampling' colonization hypothesis corroborated. *Ecology* **74**: 714–25.
- Haila, Y., Saunders, D.A. and Hobbs, R.J., 1993b. What do we presently understand about ecosystem fragmentation? pp. 45–55 in *Nature Conservation 3. The Reconstruction of Fragmented Ecosystems*. (Eds. D.A. Saunders, R.J. Hobbs and P.R. Ehrlich). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Hanski, I., 1989. Metapopulation dynamics: does it help to have more of the same? *Trends in Ecology and Evolution* **4**: 113–14.
- Hanski, I. and Gilpin, M., 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* **42**: 3–16.
- Hansson, L., 1991. Dispersal and connectivity in metapopulations. *Biological Journal of the Linnean Society* **42**: 89–103.
- Hansson, L. and Angelstam, P., 1991. Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. *Landscape Ecology* **5**: 191–201.
- Hansson, L., Fahrig, L. and Merriam, G., (Eds), 1995. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. (Chapman and Hall: London).
- Harms, W.B. and Knaapen, J.P., 1988. Landscape planning and ecological infrastructure: the Randstad study. pp. 163–67 in *Connectivity in Landscape Ecology*. (Ed. K-F. Schreiber). (Munstersche Geographische Arbeiten: Munster).
- Harms, W.B. and Opdam, P., 1990. Woods as habitat patches for birds: application in landscape planning in the Netherlands. pp. 73–97 in *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. (Eds. I. Zonneveld and R.T.T. Forman). (Springer-Verlag: New York).
- Harris, L.D., 1984. *The Fragmented Forest. Island Biogeographic Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. (Chicago University Press: Chicago.)
- Harris, L.D., 1988a. Edge effects and the conservation of biotic diversity. *Conservation Biology* **2**: 330–32.
- Harris, L.D., 1988b. Landscape linkages: the dispersal corridor approach to wildlife conservation. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* **53**: 595–607.
- Harris, L.D., 1988c. The nature of cumulative impacts on biotic diversity of wetland vertebrates. *Environmental Management* **12**: 675–93.
- Harris, L.D. and Gallagher, P.B., 1989. New initiatives for wildlife conservation. The need for movement corridors. pp. 11–34 in *In Defense of Wildlife: Preserving Communities and Corridors*. (Ed. G. Mackintosh). (Defenders of Wildlife: Washington).

- Harris, L.D. and Scheck, J., 1991. From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. pp. 189–220 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Harris, S. and Woollard, T., 1990. The dispersal of mammals in agricultural habitats in Britain. pp. 159–188 in *Species Dispersal in Agricultural Habitats*. (Eds. R.G.H. Bunce and D.C. Howard). (Belhaven Press: London).
- Harrison, R.L., 1992. Toward a theory of inter-refuge corridor design. *Conservation Biology* 6: 293–95.
- Harrison, S., 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 73–88.
- Harrison, S., Murphy, D.D. and Ehrlich, P.R., 1988. Distribution of the bay checkerspot butterfly, *Euphydryas editha bayensis*: evidence for a metapopulation model. *American Naturalist* 132: 360–82.
- Havlin, J., 1987. Motorways and birds. *Folia Zoologica* 36: 137–53.
- Helliwell, D.R., 1975. The distribution of woodland plant species in some Shropshire hedgerows. *Biological Conservation* 7: 61–72.
- Henderson, M.T., Merriam, G. and Wegner, J., 1985. Patchy environments and species survival: chipmunks in an agricultural mosaic. *Biological Conservation* 31: 95–105.
- Henein, K. and Merriam, G., 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* 4: 157–170.
- Hess, G.R., 1994. Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. *Conservation Biology* 8: 256–62.
- Hibberd, J.K. and Soutberg, T.L., 1991. Roadside reserve condition 1977–89 in the Southern Tablelands of New South Wales. pp. 177–86 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Hill, C.J., 1995. Linear strips of rainforest vegetation as potential dispersal corridors for rainforest insects. *Conservation Biology* 9: 1559–66.
- Hobbs, R.J., 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7: 389–91.
- Hobbs, R.J., 1993a. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheatbelt. *Biological Conservation* 64: 193–201.
- Hobbs, R.J., 1993b. Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? *Pacific Conservation Biology* 1: 29–38.

- Hobbs, R.J. and Hopkins, A.J.M., 1991. The role of conservation corridors in a changing environment. pp. 281–90 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Hobbs, R.J. and Saunders, D.A., 1991. Re-integrating fragmented landscapes – a preliminary framework for the Western Australian wheatbelt. *Journal of Environmental Management* **33**: 161–67.
- Hobbs, R.J., Saunders, D.A. and Arnold, G.W., 1993. Integrated landscape ecology: a Western Australian perspective. *Biological Conservation* **64**: 231–38.
- Hodson, N.L., 1960. A survey of vertebrate road mortality 1959. *Bird Study* **7**: 224–31.
- Hopkins, A.J.M. and Saunders, D.A. 1987. Ecological studies as the basis for management. pp. 15–28 in *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge, and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Houghton, R.A., 1994. The worldwide extent of land-use change. *Bioscience* **44**: 305–13.
- Howe, R.W., 1984. Local dynamics of bird assemblages in small forest habitat islands in Australia and North America. *Ecology* **65**: 1585–1601.
- Howe, R.W., Howe, T.D. and Ford, H.A., 1981. Bird distributions on small rainforest remnants in New South Wales. *Australian Wildlife Research* **8**: 637–51.
- Hudson, W.E., 1991. *Landscape Linkages and Biodiversity*. (Island Press: Washington, DC).
- Huey, L.M., 1941. Mammalian invasion via the highway. *Journal of Mammalogy* **22**: 383–85.
- Humphreys, W.F. and Kitchener, D.J., 1982. The effect of habitat utilization on species-area curves: implications for optimal reserve area. *Journal of Biogeography* **9**: 391–96.
- Hunt, A., Dickens, H.J. and Whelan, R.J., 1987. Movement of mammals through tunnels under railway lines. *Australian Zoologist* **24**: 89–93.
- Hurrell, E. and McIntosh, G., 1984. Mammal Society dormouse survey, January 1975–April 1979. *Mammal Review* **14**: 1–18.
- Hussey, B.M.J., 1991. The flora roads survey – volunteer recording of roadside vegetation in Western Australia. pp. 41–48 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Inglis, G. and Underwood, A.J., 1992. Comments on some designs proposed for experiments on the biological importance of corridors. *Conservation Biology* **6**: 581–86.
- INRA Université de Rennes, 1976. *Les Bocages: Histoire, Écologie, Économie*. (Editions INRA, Rennes).
- IUCN, 1980. *The World Conservation Strategy*. (IUCN, UNEP, WWF: Gland).
- Janzen, D.H., 1986. The eternal external threat. pp. 286–303 in *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. (Ed. M.E. Soulé). (Sinauer Associates: Sunderland).

- Johnsingh, A.J.T., Prasad, S.N. and Goyal, S.P., 1990. Conservation status of the Chila-Motichur corridor for elephant movement in Rajaji-Corbett National Parks area, India. *Biological Conservation* **51**: 125–38.
- Johnsingh, A.J.T., Sathyakumar, S. and Sunderraj, S.F.W., 1991. Ariankava Pass, a lost elephant corridor in south India. *Environmental Conservation* **18**: 368.
- Johnson, W.C and Adkisson, C.S., 1985. Dispersal of beech nuts by Blue Jays in fragmented landscapes. *American Midland Naturalist* **113**: 319–24.
- Jones, K.B., Kepner, L.P. and Martin, T.E., 1985. Species of reptiles occupying habitat islands in western Arizona: a deterministic assemblage. *Oecologia* **66**: 595–601.
- Jongman, R.H.G., 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* **32**: 169–83.
- Karr, J.R., 1982a. Population variability and extinction in a tropical land-bridge island. *Ecology* **63**: 1975–78.
- Karr, J.A., 1982b. Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a re-assessment. *American Naturalist* **119**: 220–39.
- Kaule, G., 1995. Protection and rehabilitation of habitat networks in predominantly agricultural landscapes of southwestern Germany: the need for greater integration of research into redefining European Economic Community agricultural policy. pp. 271–81 in *Nature Conservation 4. The Role of Networks*. (Eds. D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Mattiske). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Keals, N. and Majer, J.D., 1991. The conservation status of ant communities along the Wubin – Perenjori corridor. pp. 387–93 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Keast, A. and Morton, E.S. (Eds), 1980. *Migrant Birds in the Neotropics: Ecology, Behaviour, Distribution and Conservation*. (Smithsonian Institution Press: Washington DC).
- Kindvall, O. and Ahlen, I., 1992. Geometrical factors and metapopulation dynamics of the bush cricket, *Metrioptera bicolor* Philippi (Orthoptera: Tettigoniidae). *Conservation Biology* **6**: 520–29.
- Kitchener, D.J., Chapman, A., Dell, J., Muir, B.G. and Palmer, M., 1980a. Lizard assemblage and reserve size and structure in the Western Australian wheatbelt – some implications for conservation. *Biological Conservation* **17**: 25–62.
- Kitchener, D.J., Chapman, A., Muir, B.G. and Palmer, M., 1980b. The conservation value for mammals of reserves in the Western Australian wheatbelt. *Biological Conservation* **18**: 179–207.
- Kitchener, D.J., Dell, J., Muir, B.G. and Palmer, M., 1982. Birds in Western Australian wheatbelt reserves – implications for conservation. *Biological Conservation* **22**: 127–63.

- Kitchener, D.J. and How, R.A., 1982. Lizard species in small mainland habitat isolates and islands of south-western Western Australia. *Australian Wildlife Research* **9**: 357–63.
- Klein, B.C., 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* **70**: 1715–25.
- Klein, D.R., 1971. Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science* **173**: 393–98.
- Kozakiewicz, M., Kozakiewicz, A., Lukowski, A. and Gortat, P., 1993. Use of space by bank voles (*Clethrionomys glareolus*) in a Polish farm landscape. *Landscape Ecology* **8**: 19–24.
- Kozel, R.M. and Fleharty, E.D., 1979. Movements of rodents across roads. *Southwestern Naturalist* **24**: 239–48.
- Kubeš, J., 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the 'territorial system of ecological stability'. *Landscape and Urban Planning* **35**: 231–40.
- Laan, R. and Verboom, B., 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* **54**: 251–62.
- Lack, P.C., 1988. Hedge intersections and breeding bird distributions in farmland. *Bird Study* **35**: 133–36.
- Lacy, R.C., 1993. VORTEX – a model for use in population viability analysis. *Wildlife Research* **20**: 45–65.
- Laitin, J., 1987. Corridors for wildlife. *American Forests* **Sep–Oct**: 47–49.
- Lamberson, R.H., Noon, B.R., Voss, C. and McKelvey, K.S., 1994. Reserve design for territorial species: the effects of patch size and spacing on the viability of the Northern Spotted Owl. *Conservation Biology* **8**: 185–95.
- Lamont, D.A. and Blyth, J.D., 1995. Roadside corridors and community networks. pp. 425–35 in *Nature Conservation 4. The Role of Networks*. (Eds. D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Matiske). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Langton, T.E.S., (Ed.) 1989. *Amphibians and Roads*. (ACO Polymer Products Ltd.: Shefford, Bedfordshire, England).
- Land Conservation Council, 1987. Report on the Mallee Area Review. (Land Conservation Council, Victoria: Melbourne).
- Land Conservation Council, 1989. Mallee Area Review Final Recommendations. (Land Conservation Council, Victoria: Melbourne).
- Land Conservation Council, 1994. Melbourne Area District 2 Review. Final Recommendations. (Land Conservation Council, Victoria: Melbourne).
- La Polla, V.N. and Barrett, G.W., 1993. Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*). *Landscape Ecology* **8**: 25–37.

- Laurance, W.F., 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* **71**: 641–53.
- Laurance, W.F., 1991a. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* **5**: 79–89.
- Laurance, W.F., 1991b. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* **59**: 205–19.
- Laurance, W.F. and Gascon, C., 1997. How to creatively fragment a landscape. *Conservation Biology* **11**: 577–79.
- Laurson, K., 1981. Birds on roadside verges and the effect of mowing on the frequency and distribution. *Biological Conservation* **20**: 59–68.
- Leach, G.J. and Recher, H.F., 1993. Use of roadside remnants of softwood scrub vegetation by birds in south-eastern Queensland. *Wildlife Research* **20**: 233–49.
- Leader-Williams, N., Harrison, J. and Green, M.J.B., 1990. Designing protected areas to conserve natural resources. *Scientific Progress Oxford* **74**: 189–204.
- Leck, C.F., 1979. Avian extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. *Auk* **96**: 343–52.
- Lewis, S.A., 1991. The conservation and management of roadside vegetation in South Australia. pp. 313–18 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Lewis, T., 1969. The diversity of the insect fauna in a hedgerow and neighbouring fields. *Journal of Applied Ecology* **6**: 453–58.
- Limpens, H.J.G.A. and Kapteyn, K., 1989. Bats, their behaviour and linear landscape elements. *Myotis* **29**: 63–71.
- Lindenmayer, D.B., 1994. Wildlife corridors and the mitigation of logging impacts on fauna in wood-production forests in south-eastern Australia: a review. *Wildlife Research* **21**: 323–40.
- Lindenmayer, D.B., 1996. *Wildlife and Woodchips: Leadbeater's Possum as a Test Case for Sustainable Forestry*. (University of New South Wales Press: Sydney).
- Lindenmayer, D.B., Tanton, M.T. and Norton, T.W. 1990. Leadbeater's Possum – a test case for integrated forestry. *Search* **21**: 156–59.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B. and Donnelly, C.F., 1993. The conservation of arboreal mammals in the montane ash forests of the Central Highlands of Victoria, south-east Australia. IV The distribution and abundance of arboreal marsupials in retained linear strips (wildlife corridors) in timber production forests. *Biological Conservation* **66**: 207–21.

- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B. and Donnelly, C.F., 1997. Decay and collapse of trees with hollows in eastern Australian forests: impacts on arboreal marsupials. *Ecological Applications* 7: 625–41.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Triggs, B.J. and Belvedere, M., 1994a. The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south-east Australia. V. Patterns of use and the microhabitat requirements of the mountain brushtail possum *Trichosurus caninus* Ogilby in retained linear strips (wildlife corridors). *Biological Conservation* 68: 43–51.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Triggs, B.J. and Belvedere, M., 1994b. Factors influencing the occurrence of mammals in retained linear strips (wildlife corridors) and contiguous stands of montane ash forests in the central highlands of Victoria. *Forest Ecology and Management* 67: 113–33.
- Lindenmayer, D.B., Burgman, M.A., Akcakaya, H.R. and Lacy, R.C., 1995. A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological Modelling* 82: 161–74.
- Lindenmayer, D.B. and Lacy, R.C., 1995. Using Population Viability Analysis (PVA) to explore the impacts of population subdivision on the Mountain Brushtail Possum, *Trichosurus caninus*, Ogilby (Phalangeridae: Marsupialia) in south-eastern Australia. I. Demographic stability and population persistence. *Biological Conservation* 73: 119–29.
- Lindenmayer, D.B. and Nix, H.A., 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology* 7: 627–30.
- Lindenmayer, D.B. and Possingham, H.P., 1996. Modelling the inter-relationships between habitat patchiness, dispersal capability and metapopulation persistence of the endangered species, Leadbeater's possum, in south-eastern Australia. *Landscape Ecology* 11: 79–105.
- Little, C.E., 1990. Greenways for America. (The John Hopkins University Press: Baltimore).
- Loiselle, B.A. and Blake, J.G., 1992. Population variation in a tropical bird community. *Bioscience* 42: 838–45.
- Loiselle, B.A. and Hoppes, W.G., 1983. Nest predation in insular and mainland lowland rainforest in Panama. *Condor* 85: 93–95.
- Loney, B. and Hobbs, R.J., 1991. Management of vegetation corridors: maintenance, rehabilitation and establishment. pp. 299–311 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Lorenz, G.C. and Barrett, G.W., 1990. Influence of simulated landscape corridors on house mouse (*Mus musculus*) dispersal. *American Midland Naturalist* 123: 348–56.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S., Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R. and Hays, M.B., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. pp. 257–85 in

- Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity. (Ed. M.E. Soulé). (Sinauer Associates: Sunderland).
- Lovejoy, T.E., Rankin, J.M., Bierregaard, R.O., Brown, K.S., Emmons, L.H. and Van der Voort, M.E., 1984. Ecosystem decay of Amazon forest remnants. pp. 295–325 in *Extinctions*. (Ed. M.H. Nitecki). (University of Chicago Press: Chicago).
- Loyn, R.H., 1985a. Birds in fragmented forests in Gippland, Victoria. pp. 323–31 in *Birds of Eucalypt Forests and Woodlands: Ecology, Conservation, Management*. (Eds. A. Keast, H.F. Recher, H. Ford, and D. Saunders). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Loyn, R.H., 1985b. Bird populations in successional forests of Mountain Ash *Eucalyptus regnans* in central Victoria. *Emu* **85**: 213–30.
- Loyn, R.H., 1987. Effects of patch area and habitat on bird abundances, species numbers and tree health in fragmented Victorian forests. pp. 65–77 in *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Loyn, R.H., Macfarlane, M.A., Chesterfield, E.A. and Harris, J.A., 1980. Forest utilisation and the flora and fauna in Boola Boola State Forest. *Forests Commission Victoria, Bulletin No 28*.
- Lumsden, L.F. and Menkhorst, P.W., 1995. Large-footed Myotis *Myotis adversus*. pp. 182–83 in *Mammals of Victoria: Distribution, Ecology and Conservation*. (Ed. P.W. Menkhorst). (Oxford University Press: Melbourne).
- Lunney, D. 1991. The future of Australia's forest fauna. pp. 1–24 in *Conservation of Australia's Forest Fauna*. (Ed. D. Lunney). (Royal Zoological Society of New South Wales: Sydney).
- Lynch, J.F., 1987. Responses of breeding bird communities to forest fragmentation. pp. 123–40 in *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Lynch, J.F., Carmen, W.J., Saunders, D.A. and Cale, P., 1995. Use of vegetated road verges and habitat patches by four bird species in the central wheatbelt of Western Australia. pp. 34–42 in *Nature Conservation 4. The Role of Networks*. (Eds. D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Mattiske). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Lynch, J.F. and Saunders, D.A., 1991. Responses of bird species to habitat fragmentation in the wheatbelt of Western Australia: interiors, edges and corridors. pp. 143–58 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Lynch, J.F. and Whigham, D.F., 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation* **28**: 287–324.

- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O., 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* **17**: 373–87.
- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. (Princeton University Press: Princeton).
- Machtans, C.S., Villard, M-A. and Hannon, S.J., 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* **10**: 1366–77.
- MacNally, R. and Bennett, A.F., 1997. Species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation: local extinction of birds in the Box-Ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation* **82**: 147–55.
- Mader, H.J., 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* **29**: 81–96.
- Mader, H.J., 1988. Corridors and barriers in agro-ecosystems. pp. 139–46. in *Proceedings of the VIIIth International Symposium on Problems in Landscape Ecological Research*. (Eds. M. Ruzicka, T. Hrnčiarova and L. Miklos). (Institute for Experimental Biology and Ecology: Czechoslovakia).
- Main, B.Y., 1987. Persistence of invertebrates in small areas: case studies of trapdoor spiders in Western Australia. pp. 29–39 in *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge, and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Malcolm, J.R., 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology* **75**: 2438–45.
- Mann, W., Dorn, P. and Brandl, R., 1991. Local distribution of amphibians: the importance of habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography Letters* **1**: 36–41.
- Mansergh, I.M. and Scotts, D.J., 1989. Habitat continuity and social organisation of the mountain pygmy-possum restored by tunnel. *Journal of Wildlife Management* **53**: 701–7.
- Mansergh, I.M. and Scotts, D.J., 1990. Aspects of the life history and breeding biology of the Mountain Pygmy-possum, *Burramys parvus* (Marsupialia: Burramyidae) in alpine Victoria. *Australian Mammalogy* **13**: 179–91.
- Marchant, S. and Higgins, P.J., 1990. *Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic Birds*. Volume 1. Ratites to Ducks. (Oxford University Press: Melbourne).
- Margules, C.R., Milkovits, G.A. and Smith, G.T., 1994. Contrasting effects of habitat fragmentation on the scorpion *Cercophonius squama* and an amphipod. *Ecology* **75**: 2033–42.
- Marynowski, S. 1992. Paseo Pantera. The great American biotic interchange. *Wild Earth* (Special Issue) 71–74.
- Martin, A.A. and Tyler, M.J., 1978. The introduction into Western Australia of the frog *Limnodynastes tasmaniensis*. *Australian Zoologist* **19**: 320–44.

- Martin, T.E., 1980. Diversity and abundance of spring migratory birds using habitat islands of the Great Plains. *Condor* **82**: 430–39.
- Matthiae, P.E. and Stearns, F., 1981. Mammals in forest islands in southeastern Wisconsin. pp. 55–66 in *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. (Eds. R.L. Burgess and D.M. Sharpe). (Springer-Verlag: New York).
- May, S.A. and Norton, T.W., 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystems. *Wildlife Research* **23**: 387–400.
- McCaughy, W., 1994. An Australian network of corridors of green. Unpublished manuscript, (Greening Australia Ltd: Canberra).
- McCollin, D., 1993. Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberstone, UK): the role of between-patch and within-patch structure. *Global Ecology and Biogeography Letters* **3**: 48–62.
- McDowell, C.R., Low, A.B. and McKenzie, B., 1991. Natural remnants and corridors in Greater Cape Town: their role in threatened plant conservation. pp. 27–39 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- McIntyre, S., 1994. Integrating agricultural land-use and management for conservation of a native grassland flora in a variegated landscape. *Pacific Conservation Biology* **1**: 236–44.
- McIntyre, S. and Barrett, G.W., 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* **6**: 146–7.
- McKinnon, J. and De Wulf, R., 1994. Designing protected areas for giant pandas in China. pp. 128–42 in *Mapping the Diversity of Nature*. (Ed. R.I. Miller). (Chapman and Hall: London).
- McNeely, J.A., 1987. How dams and wildlife can coexist: natural habitats, agriculture and major water resource development projects. *Conservation Biology* **1**: 228–38.
- Medeiros, P., 1992. A proposal for an Adirondack primeval. *Wild Earth* (Special Issue) 32–42.
- Meffe, G.K. and Carroll, C.R., 1994. *Principles of Conservation Biology*. (Sinauer Associates, Inc.: Sunderland).
- Melquist, W.E. and Hornocker, M.G., 1983. Ecology of river otters in west central Idaho. *Wildlife Monographs* **83**: 5–60.
- Menkhorst, P.W. and Lumsden, L.F. 1995. Common Bent-wing Bat *Miniopterus schreibersii*. pp. 180–81 in *Mammals of Victoria. Distribution, Ecology and Conservation*. (Ed. P.W. Menkhorst). (Oxford University Press: Melbourne).
- Merriam, G., 1984. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. pp. 5–15 in *Proceedings of the First International Seminar on Methodology in*

- Landscape Ecological Research and Planning. (Eds. M. Ruzicka, T. Hrnčiarová and L. Miklos). (International Association for Landscape Ecology: Roskilde, Denmark).
- Merriam, G., 1988. Landscape dynamics in farmland. *Trends in Ecology and Evolution* **3**: 16–20.
- Merriam, G., 1990. Ecological processes in the time and space of farmland mosaics. pp. 121–33 in *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. (Eds. I.S. Zonneveld and R.T.T. Forman). (Springer-Verlag: New York).
- Merriam, G., 1991. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. pp. 133–42 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Merriam, G., Kozakiewicz, M., Tsuchiya, E. and Hawley, K., 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology* **2**: 227–35.
- Merriam, G. and Lanoue, A., 1990. Corridor use by small mammals: field measurements for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape Ecology* **4**: 123–31.
- Merriam, G. and Saunders, D.A., 1991. Corridors in restoration of fragmented landscapes. pp. 71–87 in *Nature Conservation 3. The Reconstruction of Fragmented Ecosystems*. (Eds. D.A. Saunders, R.J. Hobbs and P.R. Ehrlich). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Middleton, J. and Merriam, G., 1981. Woodland mice in a farmland mosaic. *Journal of Applied Ecology* **18**: 703–10.
- Middleton, J. and Merriam, G., 1983. Distribution of woodland species in farmland woods. *Journal of Applied Ecology* **20**: 625–44.
- Middleton, W.G.P., 1980. Roadside vegetation, a habitat for wildlife. in *Roadsides of Today and Tomorrow*. (Roadside Conservation Committee: Victoria).
- Milledge, D., Palmer, C. and Nelson, J., 1991. 'Barometers of change': the distribution of large owls and gliders in Mountain Ash forests of the Victorian Central Highlands and their potential as management indicators. pp. 53–65 in *Conservation of Australia's Forest Fauna*. (Ed. D.Lunney) (Royal Zoological Society of New South Wales: Sydney).
- Mills, L.S., 1995. Edge effects and isolation: red-backed voles on forest remnants. *Conservation Biology* **9**: 395–403.
- Mladenoff, D.J., White, M.A., Crow, T.R. and Pastor, J., 1994. Applying principles of landscape design and management to integrate old-growth forest enhancement and commodity use. *Conservation Biology* **8**: 752–62.
- Moore, N.W. and Hooper, M.D., 1975. On the number of bird species in British woods. *Biological Conservation* **8**: 239–50.

- Munguira, M.L. and Thomas, J.A., 1992. Use of road verges by butterfly and burnet populations and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology* **29**: 316–29.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**: 58–62.
- Murray, N.L. and Stauffer, D.F., 1995. Nongame bird use of habitat in Central Appalachian riparian forests. *Journal of Wildlife Management* **59**: 78–88.
- Mwalyosi, R.B.B., 1991. Ecological evaluation for wildlife corridors and buffer zones for Lake Manyara National Park, Tanzania, and its immediate environment. *Biological Conservation* **57**: 171–86.
- Myers, N., 1986. Tropical deforestation and a mega-extinction spasm. pp. 394–409 in *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. (Ed. M E. Soulé). (Sinauer Associates: Sunderland).
- Newbey, B.J and Newbey, K.R., 1987. Bird dynamics of Foster Road Reserve, near Ongerup, Western Australia. pp. 341–43 in *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Newman, B., Irwin, H., Lowe, K., Mostwill, A., Smith, S., Jones, J., 1992. Southern Appalachian wildlands proposal. *Wild Earth* (Special Issue): 46–60.
- Newmark, W.D., 1987. Mammalian extinctions in western North American parks: a land-bridge island perspective. *Nature* **325**: 430–32.
- Newmark, W.D., 1991. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understorey birds in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. *Conservation Biology* **5**: 67–78.
- Newmark, W.D., 1992. Recommendations for wildlife corridors and the extension and management of forest resources in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. *East Usambara Catchment Forest Project Technical Paper No. 4*. (Helsinki, Finland).
- Newmark, W.D., 1993. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *Ambio* **22**: 500–504.
- Newmark, W.D., 1995. Extinction of mammal populations in western North American national parks. *Conservation Biology* **9**: 512–26.
- Newmark, W.D., Foley, C.A.H., Grimshaw, J.M., Chambegga, O.R. and Rutazaa, A.G., 1991. Local extinctions of large mammals within Kilimanjaro National Park and Forest Reserve and implications of increasing isolation and forest conversion. pp. 35–46 in *The Conservation of Mount Kilimanjaro*. (Ed. W.D. Newmark). (IUCN: Gland).
- Nicholls, A.O. and Margules, C.R., 1991. The design of studies to demonstrate the biological importance of corridors. pp. 49–61 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).

- Niering, W.A. and Goodwin, R.H., 1974. Creation of relatively stable shrublands with herbicides: arresting 'succession' on rights-of-way and pasture land. *Ecology* **55**: 784–95.
- Norton, T.W. and Lindenmayer, D.B., 1991. Integrated management of forest wildlife: towards a coherent strategy across state borders and land tenures. pp. 237–44 in *Conservation of Australia's Forest Fauna*. (Ed. D. Lunney). (Royal Zoological Society of New South Wales: Mosman).
- Noss, R.F., 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience* **33**: 700–706.
- Noss, R.F., 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* **1**: 159–64.
- Noss, R.F., 1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. pp. 27–39 in *Landscape Linkages and Biodiversity*. (Ed. W.E. Hudson). (Island Press: Washington DC).
- Noss, R.F., 1992. The Wildlands Project: land conservation strategy. *Wild Earth* (Special Issue): 10–25.
- Noss, R.F., 1993. Wildlife corridors. pp. 43–68 in *Ecology of Greenways*. (Eds. D.S. Smith and P.C. Hellmund). (University of Minnesota Press: Minneapolis, USA).
- Noss, R.F. and Harris, L.D., 1986. Nodes, networks and MUMS: preserving diversity at all scales. *Environmental Management* **10**: 299–309.
- O'Donnell, C.F.J., 1991. Application of the wildlife corridors concept to temperate rainforest sites, North Westland, New Zealand. pp. 85–98 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Oetting, R.B. and Cassel, J.F., 1971. Waterfowl nesting on interstate highway right-of-way in North Dakota. *Journal of Wildlife Management* **35**: 774–81.
- Ogilvie, R.T. and Furman, T., 1959. Effect of vegetational cover of fencerows on small mammal populations. *Ecology* **40**: 140–41.
- Ogle, C.C., 1987. The incidence and conservation of animal and plant species in remnants of native vegetation within New Zealand. pp. 79–87 in *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge, and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Opdam, P., 1990. Dispersal in fragmented populations: the key to survival. pp. 3–17 in *Species Dispersal in Agricultural Habitats*. (Eds. R.G.H. Bunce and D.C. Howard). (Belhaven Press: London).
- Opdam, P., 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* **5**: 93–106.

- Opdam, P., Foppen, R., Reiknen, R. and Schotman, A., 1995. The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *Ibis* **137**: S139–S146.
- Opdam, P., Rijdsdijk, G. and Hustings, F., 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biological Conservation* **34**: 333–52.
- Opdam, P., van Dorp, D. and ter Braak, C.J.F., 1984. The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. *Journal of Biogeography* **11**: 473–78.
- Osborne, P., 1984. Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal of Applied Ecology* **21**: 63–82.
- Overmars, F.B., Norton, D.A., Miskelly, C.M., O'Donnell, C.F.J. and Buckman, I.W., 1992. North Westland Wildlife Corridors Research Programme: Report to the Minister for Conservation. *West Coast Conservancy Technical Report Series No. 1*. (Department of Conservation: Hokitika, New Zealand).
- Oxley, D.J., Fenton, M.B. and Carmody, G.R., 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* **11**: 51–59.
- Pahl, L.I., Winter, J.W. and Heinsohn, G., 1988. Variation in responses of arboreal marsupials to fragmentation of tropical rainforest in north eastern Australia. *Biological Conservation* **46**: 71–82.
- Parish, T., Lakhani, K.H. and Sparks, T.H., 1994. Modelling the relationship between bird population variables and hedgerows, and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. *Journal of Applied Ecology* **31**: 764–75.
- Parish, T., Lakhani, K.H. and Sparks, T.H., 1995. Modelling the relationship between bird population variables and hedgerows, and other field margin attributes. II. Abundance of individual species and groups of similar species. *Journal of Applied Ecology* **32**: 362–71.
- Parr, T.W. and Way, J.M., 1988. Management of roadside vegetation: the long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* **25**: 1073–87.
- Patterson, B.D., 1987. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conservation Biology* **1**: 323–34.
- Peek, J.M., 1986. *A Review of Wildlife Management*. (Prentice-Hall: New Jersey).
- Peters, R.L. and Darling, J.D.S., 1985. The greenhouse effect and nature reserves. *Bioscience* **35**: 707–17.
- Petrides, G., 1942. Relation of hedgerows in winter to wildlife in central New York. *Journal of Wildlife Management* **6**: 261–80.
- Petterson, B., 1985. Extinction of an isolated population of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* (L) in Sweden and its relation to general theories on extinction. *Biological Conservation* **32**: 335–53.

- Pickett, S.T.A. and Thompson J.N., 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* **13**: 27–37.
- Picton, H.D., 1979. The application of insular biogeographic theory to the conservation of large mammals in the Northern Rocky Mountains. *Biological Conservation* **15**: 73–79.
- Pollard, E., Hooper, M.D. and Moore, N.W., 1974. Hedges. (Collins: London).
- Pollard, E. and Relton, J., 1970. Hedges. V. A study of small mammals in hedges and cultivated fields. *Journal of Applied Ecology* **7**: 549–57.
- Port, G.R. and Thompson, J.R., 1980. Outbreaks of insect herbivores on plants along motorways in the United Kingdom. *Journal of Applied Ecology* **17**: 949–56.
- Porter, K., 1993. Wide rides for butterflies. *Enact* **1**: 17–19.
- Potter, M.A., 1990. Movement of North Island Brown Kiwi (*Apteryx australis mantelli*) between forest remnants. *New Zealand Journal of Ecology* **14**: 17–24.
- Powell, G.V.N. and Bjork, R., 1995. Implications of intratropical migration in reserve design: a case study using *Pharomachrus moccino*. *Conservation Biology* **9**: 354–62.
- Pressey, R.L., 1994. *Ad Hoc* reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems. *Conservation Biology* **8**: 662–68.
- Pressey, R.L. and Tully, S.L., 1994. The cost of *ad hoc* reservation: a case study in western New South Wales. *Australian Journal of Ecology* **19**: 375–84.
- Presst, I., 1971. An ecological study of the viper in southern Britain. *Journal of Zoology, London* **164**: 373–418.
- Prevett, P.T., 1991. Movement paths of koalas in the urban-rural fringes of Ballarat, Victoria: implications for management. pp. 259–72 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Pringle, C., Chacón, I., Grayum, M., Greene, H., Hartshorn, G., Schatz, G., Stiles, G., Gómez, C. and Rodríguez, M., 1984. Natural history observations and ecological evaluation of the La Selva Protection Zone, Costa Rica. *Brenesia* **22**: 189–206.
- Prober, S.M. and Thiéle, K.R., 1993. The ecology and genetics of remnant grassy White Box woodlands in relation to their conservation. *Victorian Naturalist* **110**: 30–36.
- Pulliam, H.R., 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* **132**: 652–61.
- Pulliam, H.R. and Danielson, B.J., 1991. Sources, sinks and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist* **137**: 50–66.
- Rands, M.R.W., 1986. Effect of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *Journal of Applied Ecology* **23**: 479–87.

- Ranney, J.W., Bruner, M.C. and Levenson, J.B., 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. pp. 67–96 in *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. (Eds. R.L. Burgess and D.M. Sharpe). (Springer-Verlag: New York).
- Recher, H.F., Rohan-Jones, W. and Smith, P., 1980. Effects of the Eden woodchip industry on terrestrial vertebrates with recommendations for management. *Forests Commission New South Wales, Research Note No. 42*.
- Recher, H.F. and Serventy, D.L., 1991. Long term changes in the relative abundance of birds in Kings Park, Perth, Western Australia. *Conservation Biology* 5: 90–102.
- Recher, H.F., Shields, J., Kavanagh, R. and Webb, G., 1987. Retaining remnant mature forest for nature conservation at Eden, New South Wales: a review of theory and practice. pp. 177–94 in *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Redford, K.H., 1985. Emas National Park and the plight of the Brazilian cerrados. *Oryx* 19: 210–14.
- Redford, K. and de Fonseca, G., 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammal fauna. *Biotropica* 18: 126–35.
- Redpath, S.M., 1995. Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. *Journal of Animal Ecology* 64: 652–61.
- Reed, D.F., 1981. Mule deer behaviour at a highway underpass exit. *Journal of Wildlife Management* 45: 542–43.
- Reed, D.F., Woodard, T.N. and Pojar, T.M., 1975. Behavioural response of Mule Deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management* 39: 361–67.
- Reid, T.S. and Murphy, D.D., 1995. Providing a regional context for local conservation action. *Bioscience Supplement*: S84–S90.
- Reijnen, R. and Foppen, R., 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 85–94.
- Rich, A.C., Dobkin, D.S. and Niles, L.J., 1994. Defining forest fragmentation by corridor width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest nesting birds in southern New Jersey. *Conservation Biology* 8: 1109–1121.
- Roberts, D.C., 1994. The design of an urban open-space network for the city of Durban (South Africa). *Environmental Conservation* 21: 11–17.
- Root, T., 1988. *Atlas of Wintering North American Birds*. (University of Chicago Press: Chicago).
- Rowley, I. and Chapman, G., 1991. The breeding biology, food, social organisation, demography and conservation of the Major Mitchell or Pink Cockatoo, *Cacatua*

- leadbeateri*, on the margin of the Western Australian Wheatbelt. *Australian Journal of Zoology* **39**: 211–61.
- Rudnický, T.C. and Hunter, M.L., 1993. Avian nest predation in clearcuts, forests, and edges in a forest-dominated landscape. *Journal of Wildlife Management* **57**: 358–64.
- Ruefenacht, B. and Knight, R.L., 1995. Influences of corridor continuity and width on survival and movement of deermice. *Biological Conservation* **71**: 269–74.
- Rushton, S.P., Hill, D. and Carter, S.P., 1994. The abundance of river corridor birds in relation to their habitats: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* **31**: 313–28.
- Russell, R.W., Carpenter, F.L., Hixon, M.A. and Paton, D.C., 1994. The impact of variation in stopover habitat quality on migrant rufous hummingbirds. *Conservation Biology* **8**: 483–90.
- Sarré, S., Smith, G.T. and Myers, J.A., 1995. Persistence of two species of gecko (*Oedura reticulata* and *Gehyra variegata*) in remnant habitat. *Biological Conservation* **71**: 25–33.
- Saunders, D.A., 1980. Food and movements of the short-billed form of the white-tailed black cockatoo. *Australian Wildlife Research* **7**: 257–69.
- Saunders, D.A., 1989. Changes in the avifauna of a region, district and remnant as a result of fragmentation of native vegetation: the wheatbelt of Western Australia. A case study. *Biological Conservation* **50**: 99–135.
- Saunders, D.A., 1990. Problems of survival in an extensively cultivated landscape: the case of Carnaby's Cockatoo *Calyptorhynchus funereus latirostris*. *Biological Conservation* **54**: 277–90.
- Saunders, D.A., Arnold, G.W., Burbidge, A.A. and Hopkins, A.J.M. (Eds.), 1987. *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Saunders, D.A., Craig, J.L., and Matiske, E.M. (Eds), 1995. *Nature Conservation 4: The Role of Networks*. (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Saunders, D.A. and de Rebeira, P., 1991. Values of corridors to avian populations in a fragmented landscape. pp. 221–40 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Saunders, D.A. and Hobbs, R. (Eds.), 1991. *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. and Arnold, G.W., 1993. The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information. *Biological Conservation* **64**: 185–92.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. and Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* **5**: 18–32.

- Saunders, D.A. and Ingram, J.A., 1987. Factors affecting survival of breeding populations of Carnaby's Cockatoo in remnants of native vegetation. pp. 249–58 in *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Sayer, J., 1991. *Rainforest Buffer Zones. Guidelines for Protected Area Managers*. (International Union for the Conservation of Nature: Gland).
- Schaller, G.B., 1993. *The Last Panda*. (University of Chicago Press: Chicago).
- Schmiegelow, F.K.A. and Hannon, S.J., 1993. Adaptive management, adaptive science and the effects of forest fragmentation on boreal birds in northern Alberta. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* **58**: 584–98.
- Schroeder, R.L., Cable, T.T. and Haire, S.L., 1992. Wildlife species richness in shelterbelts: test of a habitat model. *Wildlife Society Bulletin* **20**: 264–73.
- Scougall, S.A., Majer, J.D. and Hobbs, R.J., 1993. Edge effects in grazed and ungrazed Western Australian wheatbelt remnants in relation to ecosystem reconstruction. pp. 163–78 in *Nature Conservation 3. The Reconstruction of Fragmented Ecosystems*. (Eds. D.A. Saunders, R.J. Hobbs and P.R. Ehrlich). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Seabrook, W.A. and Dettman, E.B., 1996. Roads as activity corridors for cane toads in Australia. *Journal of Wildlife Management* **60**: 363–68.
- Serena, M., 1994. Use of time and space by Platypus (*Ornithorhynchus anatinus*: Monotremata) along a Victorian stream. *Journal of Zoology, London* **232**: 117–31.
- Shafer, C.L., 1990. *Nature Reserves. Island Theory and Conservation Practice*. (Smithsonian Institution Press: Washington).
- Shafer, C.L., 1995. Values and shortcomings of small reserves. *Bioscience* **45**: 80–88.
- Shaffer, M.L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* **31**: 131–34.
- Shalaway, S.D., 1985. Fencerow management for nesting birds in Michigan. *Wildlife Society Bulletin* **13**: 302–6.
- Shreeve, T.G. and Mason, C.F., 1980. The number of butterfly species in woodlands. *Oecologia* **45**: 414–18.
- Siepen, G., Gynther, I. and Horler, E., 1995. Nature Search 2001: community nature conservation in action. pp. 436–42 in *Nature Conservation 4. The Role of Networks*. (Eds. D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Mattiske). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Simberloff, D.S., 1974. Equilibrium theory of island biogeography; and ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**: 161–82.

- Simberloff, D.S., 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. *Annual Review of Ecology and Systematics* **19**:473–511.
- Simberloff, D., 1993. Effects of fragmentation on some Florida ecosystems, and how to redress them. pp. 179–87 in *Nature Conservation 3. The Reconstruction of Fragmented Ecosystems*. (Eds. D.A. Saunders, R.J. Hobbs and P.R. Ehrlich). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Simberloff, D.S. and Cox, J., 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* **1**: 63–71.
- Simberloff, D.S., Farr, J.A., Cox, J. and Mehlman, D.W., 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* **6**: 493–504.
- Singer, F., 1975. Behaviour of mountain goats in relation to US Highway 2, Glacier National Park, Montana. *Journal of Wildlife Management* **42**: 591–97.
- Sinclair, A.R.E., 1983. The function of distance movements in vertebrates. pp. 240–58 in *The Ecology of Animal Movements*. (Eds. P.J. Greenwood and I.R. Swingland). (Clarendon Press).
- Singer, F.I., Langhte, W.L. and Samuelson, E.C., 1985. Design and construction of highway underpass used by mountain goats. *Transportation Research Record* **1016**: 6–10.
- Smith, A.T., 1974. The distribution and dispersal of pikas: consequences of insular population structure. *Ecology* **55**: 1112–19.
- Smith, A., 1991. Forest policy: fostering environmental conflict in the Australian timber industry. pp. 301–14 in *Conservation of Australia's Forest Fauna*. (Ed. D.Lunney). (Royal Zoological Society of New South Wales: Sydney).
- Smith, D.S., 1993. Greenway case studies. pp. 161–208 in *Ecology of Greenways*. (Eds. D.S. Smith and P.C. Hellmund). (University of Minnesota Press: Minneapolis).
- Smith, D.S. and Hellmund, P.C. (Eds), 1993. *Ecology of Greenways*. (University of Minnesota Press: Minneapolis).
- Soulé, M.E. (Ed.), 1986. *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. (Sinauer Associates: Sunderland, Massachusetts).
- Soulé, M.E., 1991. Theory and strategy. pp. 91–104 in *Landscape Linkages and Biodiversity*. (Ed. W.E. Hudson). (Island Press: Washington DC).
- Soulé, M.E., 1995. An unflinching vision: networks of people defending networks of lands. pp. 1–8 in *Nature Conservation 4. The Role of Networks*. (Eds. D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Mattiske). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Soulé, M.E., Bolger, D.T., Alberts, A.C., Wright, J., Sorice, M. and Hills, S., 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* **2**: 75–92.

- Soulé, M.E. and Gilpin, M., 1991. The theory of wildlife corridor capability. pp. 3–8 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- State of Maryland, 1990. Greenways ... a bold idea for today, a promise for tomorrow. (State of Maryland, Department of Natural Resources).
- Stauffer, D.F. and Best, L.B., 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations. *Journal of Wildlife Management* **41**: 1–15.
- Steer, G., 1987. Tunnel of love. *Australian Geographic* **5**: 21–22.
- Stolzenburg, W., 1991. The fragment connection. *Nature Conservancy* **41**: 18–25.
- Stone, G., 1991. Roadside management plans in the Roads Corporation, Victoria. pp. 319–25 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Stouffer, P.C. and Bierregaard, R.O., 1995a. Use of Amazonian forest fragments by understorey insectivorous birds. *Ecology* **76**: 2429–45.
- Stouffer, P.C. and Bierregaard, R.O., 1995b. Effects of forest fragmentation on understorey hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology* **9**: 1085–94.
- Strong, A.M. and Bancroft, G.T., 1994. Post-fledging dispersal of white-crowned pigeons: implications for conservation of deciduous seasonal forests in the Florida Keys. *Conservation Biology* **8**: 770–79.
- Strong, T.R. and Bock, C.E., 1990. Bird species distribution patterns in riparian habitats in southeastern Arizona. *The Condor* **92**: 866–85.
- Struhsaker, T.T., 1981. Forest and primate conservation in East Africa. *African Journal of Ecology* **19**: 99–114.
- Stuart, S.N., 1981. A comparison of avifaunas of seven East African forest islands. *African Journal of Ecology* **19**: 133–51.
- Suckling, G.C., 1982. Value of preserved habitat for mammal conservation in plantations. *Australian Forestry* **45**: 19–27.
- Suckling, G.C., 1984. Population ecology of the sugar glider *Petaurus breviceps* in a system of fragmented habitats. *Australian Wildlife Research* **11**: 49–75.
- Sullivan, A. and Shaffer, M.L., 1975. Biogeography of the megazoo. *Science* **189**: 13–17.
- Sutcliffe, O.L. and Thomas, C.D., 1996. Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. *Conservation Biology* **10**: 1359–65.
- Szacki, J., 1987. Ecological corridor as a factor determining the structure and organization of a Bank Vole population. *Acta Theriologica* **32**: 31–44.

- Szacki, J. and Liro, A., 1991. Movements of small mammals in the heterogeneous landscape. *Landscape Ecology* **5**: 219–24.
- Szaro, R.C., 1991. Wildlife communities of southwestern riparian ecosystems. pp. 173–201 in *Wildlife and Habitats in Managed Landscapes*. (Eds. J.E. Rodiek and E.G. Bolen). (Island Press: Washington DC).
- Talamanca-Caribbean Biological Corridor Commission, 1993. The Talamanca-Caribbean Biological Corridor Project. (Talamanca-Caribbean Biological Corridor Commission: Talamanca-Limon, Costa Rica).
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. and Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**: 571–73.
- Taylor, P.D. and Merriam, G., 1996. Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. *Landscape Ecology* **11**: 181–89.
- Taylor, R., 1991. The role of retained strips for fauna conservation in production forests in Tasmania. pp. 265–70 in *Conservation of Australia's Forest Fauna*. (Ed. D. Lunney). (Royal Zoological Society of New South Wales: Sydney).
- Tellería, J.L. and Santos, T., 1995. Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. *Biological Conservation* **71**: 61–67.
- Terborgh, J., 1989. *Where Have All the Birds Gone?* (Princeton University Press: Princeton).
- Terborgh, J. and Winter, B., 1980. Some causes of extinction. pp. 119–133 in *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. (Eds. M.E. Soule and B.A. Wilcox). (Sinauer Associates: Sunderland, Massachusetts).
- Therres, G.D., McKegg, J.S. and Miller, R.L., 1988. Maryland's Chesapeake Bay Critical Area Program: implications for wildlife. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* **53**: 391–400.
- Thiollay, J.M., 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptor and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* **3**: 128–37.
- Thiollay, J-M. and Meyburg, B.U., 1988. Forest fragmentation and the conservation of raptors: a survey on the island of Java. *Biological Conservation* **44**: 229–50.
- Thomas, C.D., 1991. Ecological corridors: an assessment. *Science and Research Series No. 34* (Department of Conservation: Wellington, New Zealand).
- Thomas, C.D., 1994. Extinction, colonization and metapopulations: environmental tracking by rare species. *Conservation Biology* **8**: 373–78.
- Thomas, C.D. and Jones, T.M., 1993. Partial recovery of a skipper butterfly (*Hesperia comma*) from population refuges: lessons for conservation in a fragmented landscape. *Journal of Animal Ecology* **62**: 472–81.

- Thomas, J.A., Thomas, C.D., Simcox, D.J. and Clarke, R.T., 1986. Ecology and declining status of the silver-spotted skipper butterfly (*Hesperia comma*) in Britain. *Journal of Applied Ecology* **23**: 365–80.
- Thomas, M.B., Wratten, S.D. and Sotherton, N.W., 1991. Creation of 'island' habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and emigration. *Journal of Applied Ecology* **28**: 906–17.
- Timm, R.M., Wilson, D.E., Clauson, B.L., LaVal, R.K. and Vaughan, C.S., 1989. Mammals of the La Selva-Braulio Carillo complex, Costa Rica. (United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service: Washington DC.).
- Tscharntke, T., 1992. Fragmentation of *Phragmites* habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids and birds. *Conservation Biology* **6**: 530–36.
- Turner, M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* **20**: 171–97.
- Tye, A., 1993. Establishment of Forest Corridors and Other Protected Forest Areas in East Usambara. Unpublished Report to East Usambara Conservation and Development Project.
- van Apeldoorn, R.C., Oostenbrink, W.T., van Winden, A. and van der Zee, F.F., 1992. Effects of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in agricultural landscapes. *Oikos* **65**: 265–74.
- van Dorp, D. and Opdam, P.F.M., 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* **1**: 59–73.
- van Gelder, J.J., 1973. A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo* L. *Oecologia* **13**: 93–95.
- van Leeuwen, B.H., 1982. Protection of migrating Common Toad (*Bufo bufo*) against car traffic in the Netherlands. *Environmental Conservation* **9**: 34.
- Verboom, B. and Huitema, H., 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* **12**: 117–25.
- Verboom, B. and van Apeldoorn, R., 1990. Effects of habitat fragmentation on the red squirrel, *Sciurus vulgaris* L. *Landscape Ecology* **4**: 171–76.
- Verboom, J., Lankester, K. and Metz, J.A.J., 1991. Linking local and regional dynamics in stochastic metapopulation models. *Biological Journal of the Linnean Society* **42**: 39–55.
- Vermeulen, H.J.W., 1994. Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles Carabidae. *Biological Conservation* **69**: 339–49.
- Villard, M-A., Freemark, K. and Merriam, G., 1992. Metapopulation theory and Neotropical migrant birds in temperate forests: an empirical investigation. pp. 474–82 in Ecology and

- Conservation of Neotropical Migrant Landbirds. (Eds. J.M. Hagan III and D.W. Johnston). (Smithsonian Institution Press: Washington DC).
- Villard, M-A., Merriam, G. and Maurer, B.A., 1995. Dynamics in subdivided populations of Neotropical migratory birds in a fragmented temperate forest. *Ecology* **76**: 27–40.
- Walling, E., 1985. Country Roads. The Australian Roadside. (1985 edition, Pioneer Design Studios: Lilydale, Victoria). (First published 1952, Oxford University Press).
- Ward, A.L., 1982. Mule deer behaviour in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record* **859**: 8–13.
- Ward, J.V. and Stanford, J.A., 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* **11**: 105–19.
- Warkentin, I.G., Greenberg, R. and Ortiz, J.S., 1995. Songbird use of gallery woodlands in recently cleared and older settled landscapes of the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* **9**: 1095–1106.
- Warner, R.E., 1992. Nest ecology of grassland passerines on road rights-of-way in central Illinois. *Biological Conservation* **59**: 1–7.
- Warren, M.S. and Fuller, R.J., 1993. Woodland Rides and Glades: Their Management for Wildlife. (Joint Nature Conservation Committee: Peterborough, UK).
- Watson, J.R., 1991. The identification of river foreshore corridors for nature conservation in the South-Coast region of Western Australia. pp. 63–68 in *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- Wauters, L., Casale, P. and Dhondt, A., 1994. Space use and dispersal of red squirrels in fragmented habitats. *Oikos* **69**: 140–46.
- Way, J.M., 1977. Roadside verges and conservation in Britain: a review. *Biological Conservation* **12**: 65–74.
- Webb, N.R. and Haskins, L.E., 1980. An ecological survey of heathlands in the Poole Basin, Dorset, England, in 1978. *Biological Conservation* **17**: 281–96.
- Webster, R. and Ahern, L., 1992. Management for Conservation of the Superb Parrot *Polytelis swainsonii* in New South Wales and Victoria. (Department of Conservation and Natural Resources, Victoria: Melbourne).
- Wegner, J.F. and Merriam, G., 1979. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitat. *Journal of Applied Ecology* **16**: 349–57.
- Wegner, J.F. and Merriam, G., 1990. Use of spatial elements in a farmland mosaic by a woodland rodent. *Biological Conservation* **54**: 263–76.
- Whitcomb, R.F., Robbins, C.S., Lynch, J.F., Whitcomb, B.I., Klimkiewicz, M.K. and Bystrak, D., 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous

forest. pp. 125–206 in *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. (Eds. R.L. Burgess and D.M. Sharpe). (Springer Verlag: New York).

Wiens, J.A., 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 81–120.

Wiens, J.A., 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 383–97.

Wiens, J.A., 1994. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: S97–S104.

Wiens, J.A., 1995. Landscape mosaics and ecological theory. pp. 1–26 in *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. (Eds. L. Hansson, L. Fahrig and G. Merriam). (Chapman and Hall: London).

Wiens, J.A., Crawford, C.S. and Gosz, J.R., 1985. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos* 45: 421–27.

Wiggett, D.R. and Boag, D.A., 1989. Intercolony natal dispersal in the Columbian ground squirrel. *Canadian Journal of Zoology* 67: 42–50.

Wilcove, D.S., 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211–14.

Wilcove, D.S., 1994. Turning conservation goals into tangible results: the case of the Spotted Owl and old-growth forests. pp. 313–29 in *Large Scale Ecology and Conservation Biology*. (Eds. P.J. Edwards, R.M. May and N.R. Webb). (Blackwell Scientific Publications: Oxford).

Wilcox, B.A., 1980. Insular ecology and conservation. pp. 95–117 in *Conservation Biology: An Evolutionary – Ecological Perspective*. (Eds. M.E. Soulé and B.A. Wilcox). (Sinauer Associates: Massachusetts).

Wilkins, K.T., 1982. Highways as barriers to rodent dispersal. *Southwestern Naturalist* 27: 459–60.

Williams, M. and Goodwin, D., 1988. Conservation of biological diversity on the Fleurieu Peninsula. *South Australian Naturalist* 63: 24–39.

Willis, E.O., 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 44: 153–69.

Willson, M.F., de Santo, T.L., Sabag, C. and Armesto, J.J., 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology* 8: 508–20.

Wilson, A-M. and Lindenmayer, D.B., 1995. *Wildlife Corridors and the Conservation of Biodiversity. A Review*. (Centre for Resource and Environmental Studies, Australian National University; and Australian Nature Conservation Agency: Canberra).

Wilson, E.O. and Willis, E.O., 1975. Applied biogeography. pp. 522–34 in *Ecology and Evolution of Communities*. (Eds. M.L. Cody and J.M. Diamond). (Belknap Press: Cambridge, Massachusetts).

- Woinarski, J.C.Z., Whitehead, P.J., Bowman, D.M.J.S. and Russell-Smith, J., 1992. Conservation of mobile species in a variable environment: the problem of reserve design in the Northern Territory, Australia. *Global Ecology and Biogeography Letters* **2**: 1–10.
- Yaffee, S.L., 1997. Why environmental policy nightmares recur. *Conservation Biology* **11**: 328–37.
- Yahner, R.H., 1983a. Seasonal dynamics, habitat relationships and management of avifauna in farmstead shelterbelts. *Journal of Wildlife Management* **47**: 85–104.
- Yahner, R.H., 1983b. Population dynamics of small mammals in farmstead shelterbelts. *Journal of Mammalogy* **64**: 380–86.
- Yahner, R.H., 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* **2**: 333–39.
- Yahner, R.H. and Scott, P.P., 1988. Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *Journal of Wildlife Management* **52**: 158–61.
- Yanes, M., Velasco, J.M. and Suárez, F., 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation* **71**: 217–22.
- Young, A. and Mitchell, N., 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation* **67**: 63–72.

Apéndice: Nombre común y científico de las especies citadas en el texto.

Las especies están agrupadas en categorías que representan el área geográfica en la cual están referidas en el texto.

Mamíferos

Área geográfica	Nombre Común	Nombre Científico
África	Elefante africano	<i>Loxodonta Africana</i>
	Perro salvaje africano	<i>Lycan pictus</i>
	Búfalo	<i>Syncerus caffer</i>
	Antílope jeroglífico	<i>Tragelaphus scritus</i>
	Elan	<i>Taurotragus oryx</i>
	Kudú	<i>Tragelaphus strepsiceros</i>
	Alcélafo	<i>Alcélaphus buselaphus</i>
	Impala	<i>Aepyceros melampus</i>
	Klipspringer	<i>Oreotragus oreotragus</i>
	Leopardo	<i>Panthera pardus</i>
	León	<i>Panthera leo</i>
	Mountain Reedbuck	<i>Redunca fulvorufula</i>
	Órice del Cabo	<i>Oryx gazella</i>
	Sable Antelope	<i>Hippotragus niger</i>
	Uganda	<i>KobKobus kob</i>
	Wart Hog	<i>Phacochoerus aethiopicus</i>
	Antílope de agua	<i>Kobus ellipsiprymnus</i>
Wildebeest	<i>Connochaetes taurinus</i>	
Cebra	<i>Equus burchelli</i>	
Asia	Panda Gigante	<i>Ailuropoda melanoleuca</i>
	Elefante indio	<i>Elephas maximus</i>
	Sambar	<i>Cervus unicolor</i>
	Tigre	<i>Panthera tigris</i>
Australasia	Ratón marsupial de Stuart	<i>Antechinus stuartii</i>
	Rata de maleza	<i>Rattus fuscipes</i>
	Murciélago de cueva	<i>Miniopterus schreibersii</i>
	Comadreja común cola anillada	<i>Pseudocheirus peregrinus</i>
	Zarigüeya australiana	<i>Trichosurus vulpecula</i>
	Canguro euro	<i>Macropus robustus</i>
Zarigüeya pigmea	<i>Acrobates pygmaeus</i>	

Petauro arborícola planeador	Petauroides volans
Comadreja de cola anillada	Pseudocheirus archeri
Comadreja de cola anillada del Río Herbert	Pseudocheirus herbertensis
Koala	Phascilarctos cinereus
Myotis meridional	Myotis adversus
Zarigüeya de Leadbeater	Gymnobelideus leadbeateri
Lemuroide de cola anillada	Hemibelideus lemuroides
Potorú de hocico largo	Potorous tridactylus
Canguro de árbol Lumholtz	Dendrolagus lumholtzi
Possum pigmeo de montaña	Burramys parvus
Ornitorrinco	Ornithorhynchus anatinus
Equidna pico corto	Tachyglossus aculeatus
Petauro o falangero ardilla	Petaurus breviceps
Rara de pantano	Rattus lutreolus
Canguro gris	Macropus fuliginosus
Planeador panza amarilla	Petaurus australis
Oso australiano	Vombatus ursinus hirsutus
Canguro Wallaby Negro	Macropus dorsalis

Europa

Tejón mielero	Meles meles
Topillo rojo	Clethrionomys glareolus
Ratón dormouse	Muscarinus avellanarius
Topillo agreste de Gard	Microtus agrestis
Ardilla gris	Sciurus carolinensis
Mink	Mustela vison
Murciélago enano	Pipistrellus pipistrellus
Ardilla roja	Sciurus vulgaris
Murciélago hortelano	Eptesicus serotinus
Rata cejuda	Apodemus sylvaticus

North America

Oso Negro	Ursus americanus
Lince	Lynx rufus
Reno	Rangifer tarandus
Gato	Felis catus
Ardilla de Columbia	Spermophilus colombianus
Puma	Felis concolor
Ardilla	Tamias striatus
Ciervo	Cervus elaphus
Pantera de Florida	Felis concolor coryi
Ardilla zorro	Sciurus niger
Ardilla Gris	Sciurus carolinensis
Zorra Gris	Urocyon cinereargentus
Oso Grizzly	Ursus arctos
Ratón de prado	Microtus pennsylvanicus
Cabra blanca	Oreamnos americanus
Ciervo mula	Odocoileus hemionus
Pika	Ochotona princeps
tuza thomomys	Thomomys sp.
Mapache	Procyon lotor

Zorra roja	vulpes vulpes
Red-backed Vole	Clethrionomys californicus
Nutria de río	Lutra Canadensis
Zorrillo	Mephitis mephitis
Ratón de patas blancas	Peromyscus leucopus
Venado cola blanca	Odocoileus virginianus
Lobo	Canis lupus
Marmota	Marmota monax

**Suramérica y
Centroamérica**

Venado Tezamate rojo	Mazama Americana
Coatí	Nasua nasua
Pecarí de collar	Tajassu tajuca
Mono aullador	Alouatta caraya
Jaguar	Felis onca
Martilla	Potos flavus
Lobo de crin	Chrysocyon brachyurus
Armadillo de nueve bandas	Dasypus novemcinctus
Filandro parduzco	Caluromys philander

Aves

Área geográfica	Nombre Común	Nombre Científico
-----------------	--------------	-------------------

África

Nectarina Amani	Anthreptes pallidigaster
Apalis	Apalis moreaui
Tejedor de montaña de Tanzania	Ploceus nicolli
Águila buho Usumbara	Bubo vosseleri

Asia

Cucu variado	Cacomantis variolosus
Niltava azul	Cyornis banyumas
Cola de Abanico Pálido	Rhipidura javanica

Australasia

Pájaro mielero de cara azul	Entomyzon cyanotis
Kiwi café	Apteryx australis
Mainá común	Acridotheres tristis
Kaka	Nestor meridionalis
Manorina alborotadiza	Manorina melanocephala
Corredor Chillón	Atrichornis clamosus
Cacatúa rosada	Cacatua leadbeateri
Tordo manto rojo	Petroica goodenorii

Perico regente
Chiflador rufo
Casuario de Ceram
Papagayo soberbio
Tordo Amarillo occidental
Pájaro mielero nuca blanca
Cacatúa negra cola blanca

Perico elegante
Perico Maorí Amarillo
Cabeza amarilla
Loro cabeza amarilla

Polytelis anthopeplus
Pachycephalus rufiventris
Casuarus casuarus
Polytelis swainsonii
Eopsaltria griseogularis
Melithreptus lunatus
Calyptorhynchus
funereus latirostris
Platycercus elegans flaveolus
Cyanoramphus auriceps
Mohoua achrocephala
Amazona oratrix

Europa

Urraca de pico negro
Mirlo común
Cuervo común
Arendajo europeo
Carpintero mayor
Cuervo encapuchado
Chova
Pato de marismas
Carpintero mediano
Tordo cantarín
Lechuza parda
Paloma de bosques

Pica pica
Turdus merula
Corvus corax
Garrulus glandarius
Dendrocopos major
Corvus corone
Corvus Monedula
Parus palustris
Dendrocopos medius
Turdus philomelis
Strix aluco
Columba palumbus

North America

Tordo americano
Gorriones de Bachman
Silvido Blanquinegro
Cotorra Azul
Sinsonte café
Tordo cabeza café
Sinsonte maullador
Maullador gris
Curruca encapuchada
Abadejo doméstico
Colorín Azul
Curruca de Kirtland
Alcaudón testarudo
Chipe suelero
Carpintero de cresta roja
Colibrí bermejo
Tángara escarlata
Lechuza moteada
Guaco elegante
Estornino
Sita pecho blanco
Paloma corona blanca
Pavo salvaje
Tordo de bosque

Turdus migratorius
Aimophila aestivalis
Miniotilta varia
Cyanocitta cristata
Toxostoma rufum
Molothrus ater
Quiscalus quiscula
Dumatella carolinensis
Wilsonia citrina
Troglodytes aeden
Passerina Cyanea
Dendroica kirtlandi
Lanius ludovicianus
Seiurus aurocapillus
Picoides borealis
Selasphorus rufus
Piranga olivacea
Strix occidentalis
Canachites canadensis
Sturnis vulgaris
Sitta carolinensis
Columba leucocephala
Meleagris gallopavo
Hylocichla mustelina

	Curruca comegusanos	Hemiltheros vermivorus
Suramérica y América Central	Pájaro sombrilla de cuello pelado Tucán esmeralda Hermitaño verde Quetzal Tangara de garganta plateada Pájaro campana de tres barbas	Cephalopterus glabricollis Aulacorhynchus prasinus Phaethornis guy Pharomachrus macinno Tangara icterocephala Procnias tricarunculata

Reptiles y Anfibios

Área geográfica	Nombre Común	Nombre Científico
Australasia	Sapo grande Rana de árbol Perón Rana herbosa moteada	Bufo marinus Litoria peroni Limnodynastes tasmaniensis
Europa	Common Frog Common Toad Vívora	Rana temporaries Bufo bufo Viperus berus

Invertebrados

Área geográfica	Nombre Común	Nombre Científico
Europa	Mariposa Copper Mariposa sortijitas Mariposa saltadora rayada común	Hoides virgaureae Aphantopus hyperantus Hesperia comma
Suramérica y Centroamérica		
Suramérica Centroamérica	Mariposa de Quino Hormiga ejército	Euphdryas editha bayensis Eciton burchelli

Plantas

Área geográfica	Nombre Común	Nombre Científico
Asia	Bambú	Pseudosasa japonica
Australasia	Eucalipto delegatensis Gomero gigante Eucalipto	Eucalyptus delegatensis Eucalyptus regnans Eucalyptus nitens
Norteamérica	Álamo	Populus fremonti

ÍNDICE ALFABETICO

A

Abadejo doméstico, 31
Acercamiento al paisaje integrado, 18, 173, 180, 184, 202, 204
Águila buho Usumbara, 201
Aislamiento de hábitats, 3, 5, 12, 15, 16, 20, 36, 44
Aislamiento de poblaciones, 43, 71
Aislamiento espacial, 18, 39, 40
Aislamiento funcional, 21
Aislamiento y procesos ecosistémicos, 21, 61
Aislamiento, efecto sobre las especies, 12, 23, 25, 26, 30, 31, 32, 33, 37
Alberta, Canadá, 88, 97
Alcélafo, 85
América Central, 179, 188
América del Sur, 50
Anchura de enlaces, 97, 137, 140, 146, 151, 152, 153, 154, 164, 211, 215
Antílope jeroglífico, 115, 121, 217
Antílope sable, 217
Apalis, 201
Apoyo comunitario, 208
Ardilla, 76, 79, 82, 85, 87, 99
Ardilla de columbia, 82, 88
Ardilla gris, 98
Ardilla roja, 76, 79, 81, 98, 99, 102
Ardillas zorro, 44
Arendajo europeo, 34
Arizona, Estados Unidos, 121
Armadillo de nueve bandas, 122
Aspectos biológicos, 12, 139, 140, 141, 157
Asuntos socio-políticos, 144
Australia, 18, 19, 58, 82, 83, 84, 85, 92, 100, 186, 198, 208, 213

Australia del Sur, 29, 58, 59
Australia occidental, 76, 89, 113, 118

B

Barreras, 50, 90, 129, 164, 206, 207, 217
Bélgica, 79, 81, 99, 206
Beneficios de la conectividad, 7, 43, 49, 94
Beneficios del enlace, 160, 165, 172
Biogeografía isleña, 43, 44, 45, 47
Biología de la conservación, 4, 10, 43
Bosque antiguo, 16, 101
Bosque lluvioso, 114, 153, 211
Bosque tropical, 26, 35, 55, 114, 116, 153, 201, 202
Bosques antiguos, 5, 16, 101
Brasil, 75, 94, 122, 144, 153
Brecha, 200, 201, 64, 139, 141, 142, 143, 144, 145, 146, 147
Búfalo, 121, 217, 219

C

Cabeza amarilla, 212
Cabra montés, 79, 90
Cacatúa negra cola blanca, 80
Cacatúa rosada, 80
Canguro gris, 76, 132
Calidad de hábitat, 66, 86, 129, 170, 171, 173
California, 37, 86, 91, 106, 139, 155, 159
Cambio Climático, 112, 174, 175, 214
Cambio de hábitat, 3, 4, 16
Campañoles de campo, 126
Campañoles de lomo rojizo, 150

- Canadá, 75, 79, 80, 82, 103, 104, 144
Canguro de árbol Lumholtz, 100
Canguro gris, 76, 132
Caribú, 92
Carolina del Sur, Estados Unidos, 38
Carpintero de cresta roja, 203
Carpintero moteado, 28, 29
Carpintero mediano, 38
Carreteras, impactos ecológicos, 128, 129, 130, 131, 142
Casuario de Ceram, 33
Caza depredadora de nidos, 34, 35, 36, 150, 151, 154
Cebra, 3, 85, 219
Cercas vivas, 6, 3, 61, 68, 75, 95, 101, 103, 109, 125, 128, 147, 223, 224
Ciclo de nutrientes, 35
Ciervo, 81, 90, 91, 95
Cola de abanico pálido, 36
Colibrí bermejo, 86
Colonización, 18, 39, 40, 44, 45, 46, 49, 85, 207
Colorado, Estados Unidos, 91
Colorín azul, 31
Comadreja de cola anillada del Río Herberth, 100
Componentes de la conectividad, 9, 15, 18, 49, 147, 184, 206
Comunicación, 165, 166
Concepto de conectividad, 9, 12, 169
Concepto de corredor, 5
Conectividad, 8-13, 43, 55
Conectividad de paisajes, 10, 43, 55, 56, 59, 69, 139, 172, 197
Conectividad estructural, 142, 146, 147
Conectividad, escala espacial, 55, 64, 65, 176, 177
Conectividad, escala temporal, 66, 67, 154
Conectividad, estrategias de conservación, 169, 172
Conectividad, procesos ecológicos, 8, 70, 188
Conejo común, 39
Conejo europeo, 18
Configuración del hábitat, 103, 104
Connecticut, 32
Continuidad de la población, 37, 47, 56, 146, 190, 221
Corredor chillón, 89
Corredor de hábitat, 11, 61, 65, 68, 92, 97, 193
Corredor de vida silvestre, 11, 141, 211
Corredor Pinkhook Swamp, 202
Corredores como medida de conservación, 6
Corredores de dispersión, 5, 59
Corredores, beneficios de la conservación, 6
Corredores, controversia, 5
Corredores, costo beneficio, 71, 72
Corredores, críticas, 6-8, 70-72
Corredores, terminología, 11
Costa Rica, 3, 78, 116-117, 139, 159, 179
Cotorra azul, 80
Curruca come-gusanos, 36
Curruca de Kirtland, 35
Curruca encapuchada, 36
China, 156, 219, 221
Chipe suelero, 31
Chova, 34

D

Dakota del Norte, Estados Unidos, 78
Deforestación, 3, 116, 160, 172
Dinamarca, 129
Diseño experimental, 131
Dispersión de semillas, 21, 33, 35,
160, 172
Dispersión, 87-89, 101

E

Ecología del paisaje, 4, 43, 49, 50, 210
Ecuador, 26
Educación comunitaria, 165-166
Efecto invernadero, 5, 174
Efecto rescate, 45
Efectos de borde, 149, 151-152, 164, 223
Elan, 85, 121, 142
Elefante africano, 81, 115, 217
Elefante indio, 81- 204
Enlace, 10-11
Enlace biogeográfico, 118, 188
Enlaces de paisaje, 61, 72, 94, 110,
111, 114, 118, 148, 156, 197, 205
Enlaces experimentales, 93
Enlaces forestales, 109, 189
Enlaces para la conservación de
grandes mamíferos, 216
Enlaces, anchura, 152, 164
Enlaces, aspectos biológicos del
diseño, 140
Enlaces aspectos de política pública,
109, 110, 111, 112
Enlaces, asuntos sociopolíticos, 12,
139, 140, 157
Enlaces, calidad de hábitat, 86, 129,
170-171

Enlaces, conectividad estructural, 100,
129, 140, 142, 163
Enlaces, desventajas, 69, 70, 71
Enlaces, diseño, 139- 140
Enlaces, dispersión de plantas, 10,
126
Enlaces, ecología y comportamiento
de las especies, 141
Enlaces, elementos ecológicos del
paisaje, 109
Enlaces, extensión, 145
Enlaces, fuente y sumidero, 50
Enlaces, hábitat para las plantas, 10
Enlaces, hábitat para animales, 113-114
Enlaces, lineamientos, 161
Enlaces, listado de planeamiento, 192
Enlaces, locación, 155
Enlaces, manejo, 148-149, 158-162,
190-194, 217
Enlaces, monitoreo, 156-158, 194
Enlaces, planeamiento, 167
Enlaces, por medio de movimientos,
65-67, 79-84
Enlaces, prioridad, 189
Enlaces, prioridades, 186-187
Enlaces, propósito biológico, 140
Enlaces, redes , 125, 182, 215, 222-223
Enlaces, tenencia de la tierra, 158-159
Enlaces, tipos de, 55-56, 60-61, 63
Enlaces, reducción, 189
Equina pico corto, 82
Escala espacial, 68, 187-188, 211
Escala temporal, 66-67
España, 29
Especies clave, 33, 142, 146, 154, 164
Especies de borde, 31

Especies del interior del bosque, 114, 150, 153
Especies perdidas, 25-27, 30
Especies raras, 113
Estados Unidos, 79-84, 126, 129, 150, 176-177
Estornino, 31
Estrategia de conservación, 169-170, 173-174, 182-184, 186-187, 189, 197, 206, 220
Estudios de fragmentación de hábitat, África, 24
Estudios de fragmentación de hábitat, Australasi, 24
Estudios de fragmentación de hábitat, Europa, 24
Estudios de fragmentación de hábitat, Norteamérica, 24
Estudios de fragmentación de hábitat, Suramérica, 24
Estudios experimentales, 97
Euro, 76, 79
Europa, 92, 128
Extinción, 39-40, 44, 47-48, 100, 106, 103

F

Falangero ardilla, 82, 136
Fragmentación de hábitat, cambio en la composición de agrupaciones de fauna, 28
Fragmentación de hábitat, cambios en los patrones de paisaje, 15, 16
Fragmentación de hábitat, efectos sobre la vida silvestre, 23, 25-26, 31, 48, 100
Fragmentación de hábitat, pérdida de

especies, 25
Fragmentación de hábitat, proceso, 15-18, 25
Fragmentación del bosque, 18
Fragmentación del hábitat, 5, 15
Fragmentación del hábitat, cambio a procesos ecológicos, 33, 34
Francia, 125-126, 128, 223
Franjas de amortiguamiento, 156
Franjas junto a cursos de agua, 114, 121
Franjas lineales, 50, 112, 125, 126, 136, 215, 222

G

Gatos, 18, 35
Gorriones de Bachman, 38
Guaco elegante, 37
Guyana francesa, 31

H

Hábitat diversificado, 56, 58
Hábitat lineal, 50-51, 77, 113, 118, 122, 208
Hábitat perdido, 15, 18-19
Hermitaño verde, 116
Hormiga ejército, 94

I

Idaho, Estados Unidos, 30, 89
Illionis, Estados Unidos, 90
Impala, 121
India, 81, 129, 156, 176, 221
Indonesia, 27, 36
Inglaterra, 98
Inmigración, 70, 106
Invertebrados, 114, 130

Iowa, Estados Unidos, 127, 152
Isla Barro Colorado, 28, 34

J

Jabalí verrugoso, 115
Jaguar, 116
Java, 27

K

Kaka, 212
Kibale Forest Game, 217
Kiwi café, 80, 144
Klipspringer, 190
Koala, 82, 87-89
Kob ugandés, 217
Kudu, 115, 121

L

Lechuga moteada, 104, 138
Lechuga parda, 28
Lemuroide de cola anillada, 100, 148
León, 115
Leopardo, 115
Límites del hábitat, 22
Lobos, 177
Lobos melencos, 122

M

Mainá común, 84, 90
Malawi, 115
Manejo forestal, 213
Manorina alborotadiza, 150
Mapache, 34, 127
Mariposa Cooper, 76, 80
Mariposa de col blanca, 55
Mariposa de Quino, 38

Mariposa sortijitas, 83, 215
Mariposas, 130, 215
Marmota, 83, 127
Marsupiales arbóreos, 87, 100, 131, 134, 136
Martilla, 122
Maryland, Estados Unidos, 207
Maullador gris, 98, 102
Metapoblación, 46, 206
México, 86, 121
Michigan, 35
Migración por altitud, 43, 90, 155
Minnesota, Estados Unidos, 127
Mink, 84, 90
Miotis meridional, 33
Mirlo común, 28, 29
Modelos computadorizados, 104
Modelos de metapoblación, 46, 47, 49
Modelos de simulación, 101-105
Modelos predictivos, 98-99, 135
Monos aulladores, 122
Montana, Estados Unidos, 91
Montañas Usambara, 201
Mosaico de hábitats, 8, 11, 56, 58-60, 68
Mountain Reedbuck, 190-191
Movimientos de dispersión, 44, 62, 19-81, 92, 98, 106-107, 131-132, 220-221
Movimientos locales, 44
Movimientos migratorios, 44, 76-78, 85
Movimientos, cruce de límites de reserva, 176-177
Movimientos, dispersión, 44, 61, 81-83, 85-89, 92, 98, 106-107, 131-132, 220
Movimientos, en mosaicos de paisaje, 49
Movimientos, estacional, 76-78, 81, 178
Movimientos, expansión de territorio base, 84, 90

Movimientos, regular, 76-77
Movimientos, tipos de, 64-65, 75, 79
Murciélago de cueva, 77
Murciélago enano, 77
Murciélagos, 77

N

Nectarina Amani, 201
New York, Estados Unidos, 37
Nexo, 10, 11, 65
Niltava azul, 36
Nodos de hábitat, 143, 146-147
Noruega, 76, 80
Nueva Gales del Sur, Australia, 30, 58, 152
Nueva Zelanda, 3, 80, 145, 150

O

Ontario, Canadá, 75, 97, 103, 104
Ornitorrinco, 76
Oso gris, 177
Oso negro, 91, 203

P

Paisajes agrícolas, 43, 49, 210
Países Bajos, 3, 17, 38, 40, 77, 92, 98, 129, 206
Pájaro campana de tres barbas, 116
Pájaro mielero cara azul, 118
Pájaro sombrilla de cuello pelado, 116
Paloma corona blanca, 83, 87
Paloma de bosques, 28
Panamá, 28, 34
Panda gigante, 156, 220
Pantera, 91, 188
Pantera de Florida, 91

Papua, Nueva Guinea, 33
Parasitismo de nidos, 35-36
Parches de hábitat, forma, 21
Parches de hábitat, límites, 22
Parches de hábitat, tamaño, 17, 28, 183-184
Paseo Pantera, 170
Pasos subterráneos, 43, 68, 90-91, 92-95, 106-107
Pato de marismas, 28
Patrón de paisaje, 16, 36, 49, 68, 77, 104-105
Pavos silvestres, 44
Perico Maorí Amarillo, 212
Perico regente, 75, 80
Perro salvaje africano, 190
Perturbación externa, 149, 153, 177
Perú, 32
Petauro arborícola planeador, 118
Pikas, 38
Plan de desarrollo del río Mahaweli, 204
Planeación del paisaje, 206
Planeador panza amarilla, 135, 152
Poblaciones pequeñas, vulnerabilidad, 48
Poblaciones subdivididas, 43, 46
Polinización, 33
Polonia, 75, 80, 83
Potorú de hocico largo, 82, 131
Procesos ecológicos, 33, 35
Procesos ecosistémicos, 21
Programas de monitoreo, 156
Proyecto zonas silvestres, 182
Puma, 79, 82, 106-107, 117, 155, 159, 177, 182
Puntos críticos de escala, 43

Q

Quebec, Canadá, 137
Queensland, Australia, 100, 114, 119, 153
Quetzal resplandeciente, 179

R

Rana común, 92
Rana de árbol Perón, 118
Rata de maleza, 82, 131
Rata de pantano, 131
Rata negra, 18
Ratón casero, 18
Ratón de patas blancas, 79, 97, 104
Ratón de prado, 126
Ratón dormouse, 101
Ratón marsupial de Stuart, 144
Recolección de madera, 58, 97, 136, 210, 213
Recolonización, 103
Red local, 201
Red regional de hábitats, 204-210
Redes, 127, 1465, 158, 181, 213
Redes de rutas, 147
Redes de setos vivos, 128
Reino Unido, 129-130
Relaciones predador- presa, 34
Relajación animal, 26
República Checa, 129, 210
Reservas de paisaje integrado, 174
Reservas naturales, 170, 176, 180, 197-198
Reservas naturales, limitaciones, 176, 177- 178
Reservas naturales, requerimientos de especies, 31
Reservas naturales, tamaño, 17, 31, 176-177

Río Otter, 76, 82, 89
Riqueza de especies, 70
Rompe vientos, 126
Rutas de vuelo, 77-78
Rutas migratorias, 43, 90, 155

S

Sambar, 222
San Diego, Estados Unidos, 29
Sapo común, 92
Sapo grande, 84, 90
Setos vivos, 61, 76, 99, 103, 104, 109, 125, 127, 128, 162, 222
Sierra Nevada, Estados Unidos, 37
Sílvico Blanquinegro, 31
Sinsonte maullador, 31
Sistema de arroyos, 49-50, 68, 89, 100, 162, 222
Sistema de hábitat enlazados, 169, 172
Sistemas de carreteras, 90, 128-129
Sistemas de hábitat, 39
Sita pecho blanco, 31
Sri Lanka, 204
Subgrupo anidado, 30- 31
Suecia, 34
Suiza, 38, 150

T

Tángara escarlata, 31
Tanzania, 3, 37, 81, 85, 153, 158, 176, 189-190, 201, 219
Tejones, 92
Tenencia de la tierra, 158, 184
Teoría de la biogeografía isleña, 5
Terminología, 11
Territorios agrícolas, 126

Tigre, 222

Tipos de hábitat, 59-61

Topillo rojo, 76, 79-81, 98, 99

Tordo Americano, 83, 98

Tordo cabeza café, 31, 35, 151

Tordo de bosque, 31

Tordo manto rojo, 83, 131

Trampolines, 8, 11, 39-40, 45, 56-57,

60, 61-64, 68, 85, 87, 98, 144

Trampolines, tipos de, 64

Tucán esmeralda, 116

Túneles, 43, 90, 92, 93

Tuza thomomys

U

Uganda, 156, 217

Urraca de pico negro, 34

V

Vegetación al borde de carretera, 61,
110, 128-132, 225

Vegetación ribereña, 62, 110-111, 113-
114, 118-121, 187, 208

Vegetación ribereña, valores
ecológicos, 123-124

Venado cola blanca, 91

Víbora, 81

Victoria, Australia, 18, 75, 87, 131,
134, 178, 198, 213

W

Wallaby negro, 132

Wildebeest, 3, 85, 219

Wombat común, 132

Wyoming, Estados Unidos, 91

Z

Zarigüeya australiana, 100

Zarigüeya común cola anillada, 132

Zarigüeya de Leadbeter, 104, 134-
135, 197

Zarigüeya pigmea, 87, 118, 136

Zarigüeya pigmea de montaña, 81,
92, 93

Zimbabwe, 121

Zonas boscosas antiguas, 101

Zorra gris, 34

Zorra roja, 18, 127

Zorrillo, 127

Zarigüeya de cola anillada, 100



UICN - Unión Mundial para la Naturaleza

Creada en 1948, la UICN - Unión Mundial para la Naturaleza reúne a 79 Estados, 114 agencias gubernamentales, más de 800 ONG y cerca de 10.000 especialistas y expertos de 181 países en una asociación mundial de carácter único.

Como Unión, la UICN busca influenciar, alentar y ayudar a los pueblos de todo el mundo a conservar la integridad y la diversidad de la naturaleza, y a asegurar que todo uso de los recursos naturales sea equitativo y ecológicamente sustentable.

La UICN es la red de conocimiento ambiental más grande del mundo y ha ayudado más de 75 países a preparar e implantar estrategias nacionales de conservación de la diversidad biológica. La UICN es una organización multicultural y multilingüe con 1000 empleados establecidos en 62 países. Su sede se encuentra en Gland, Suiza.

La Oficina Regional de UICN para Mesoamérica, con más de 15 años de labor, agrupa más de 80 miembros en 10 países. Su sede regional está en San José, Costa Rica.

Serie "Conservando los ecosistemas boscosos"

El Programa de Conservación de Bosques de la UICN visiona un futuro de paisajes boscosos diversos y conectados, capaces de sustentar la biodiversidad y asegurar la supervivencia y adaptación al cambio económico, social y biofísico. La serie "Conservando los ecosistemas boscosos" está diseñada para explorar aspectos clave relacionados a asuntos de investigación y oportunidades sobresalientes para la innovación técnica en el campo de la conservación de bosques y el manejo sustentable. El propósito de esta serie es proveer a los gestores de los recursos naturales y a los tomadores de decisión, de un legítimo conocimiento de base científica para la conservación, el manejo y la restauración de los bosques en el mundo. El Programa de Conservación de Bosques de la UICN también publica una serie titulada "Livelihoods and Landscapes" que explora el complejo vínculo entre las comunidades humanas y la conservación del bosque, al tiempo que analiza las implicaciones de las decisiones políticas.

Programa de Conservación
de Bosques UICN
Rue Mauverney 28
CH-1196 Gland
Switzerland
Tel: + + 41 22 999 02 63
Fax: + + 41 22 999 00 25
E-mail: forest@iucn.org
www.iucn.org

Unidad de servicios de
publicación UICN
219c Huntingdon Road
Cambridge, CB3 0DL
United, Kingdom
Tel: + + 44 1223 277 894
Fax: + + 44 1223 277 175
E-mail: info@iucn.org
www.iucn.org/bookstore

UICN-Unión Mundial para la
Naturaleza
Oficina Regional para Mesoamérica
Apdo. Postal 146-2150, Moravia
San José, Costa Rica
Tel: +(506) 241-0101
Fax: +(506) 240-9934
E-mail: mesoamerica@iucn.org
www.iucn.org/mesoamerica