Informe de la AEMA

Fragmentación del paisaje en Europa

Informe conjunto AEMA-OFMA

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE
Agencia Europea de Medio Ambiente

Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Swiss Confederation

Federal Office for the Environment FOEN

Agencia Europea de Medio Ambiente

Fragmentación del paisaje en Europa

Informe conjunto AEMA-OFMA

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Madrid, 2013

Aviso legal
El contenido de la presente publicación no refleja necesariamente la opinión oficial de la Comisión Europea ni de otras instituciones de la Unión Europea. Ni la Agencia Europea de Medio Ambiente ni ninguna persona o empresa que actúe en su nombre es responsable del uso que pueda hacerse de la información contenido en este informe.

Aviso de propiedad intelectual
© AEMA, Copenhague, 2011
Reproducción autorizada con indicación de la fuente bibliográfica, salvo que se especifique lo contrario. Existe gran cantidad de información sobre la Unión Europea en Internet, a la que se puede acceder a través del servicio de Europea (www.europa.eu)

Revisión científica de la edición en español:
Este trabajo ha sido realizado por TAU Consultora Ambiental por encargo de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA).

Supervisión, coordinación y control (MAGRAMA):
Elisa Rivera Mendoza

Coordinación (TAU Consultora Ambiental):
Laura Romero Vaquero

Título original en Inglés:
Landscape fragmentación in Europe.

Equipo de revisión:
Manuel Álvarez-Arenas Bayo, TAU Consultora Ambiental
Rodrigo Jiliberto Herrera, TAU Consultora Ambiental
Laura Romero Vaquero

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:
© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta
Paseo de la Infanta Isabel, I
Teléfono: 91 347 55 51 - 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Diseño de portada: AEMA
Foto de portada © iStockphata
Foto izquierda © Zurich Archaeology
Foto derecha © Rijkswaterstaat, Países Bajos
Maquetación: AEMA/PiaSchmidt

Tienda virtual: www.magrama.es
e-mail: centropublicaciones@magrama.es

Impresión y Encuadernación:
Solana e Hijos Artes Gráficas, S.A.U.

NIPO (edición papel): 280-13-068-9
NIPO (edición Cd): 280-13-067-3
NIPO (edición línea): 280-13-069-4
ISBN (edición papel: 978-84-491-1264-5
ISBN (edición Cd): 978-84-491-1265-2
Depósito Legal (edición papel): M-14095-2013
Déposito Legal (edición Cd): M-14096-2013
Catálogo General de publicaciones oficiales de la Administración General del Estado:
http://publicacionesoficiales.boe.es

Datos técnicos: Formato 21 x 29,7 cm. Caja de texto: 17,5 x 25 cm. Composición: dos columnas. Tipografía: Palatino Linotype, Verdana a cuerpos 7, 9, 8,5, 10 y 20. Encuadernación: rústica. Papel: Interior en couché reciclado 100% de 115 grs. Cubierta en cartulina gráfica de 300 grs. Tintas: 4/4. Impreso en papel reciclado al 100% totalmente libre de cloro.

Impreso sobre papel 100% reciclado

Índice

Agradecimientos **4**

Prólogo de los directores de la AEMA y la OFMA **6**

Resumen **7**

1 ¿Qué es la fragmentación del paisaje? **9**

1.1 La fragmentación del paisaje y sus repercusiones en el medio ambiente 9

1.2 Fuerzas motrices socioeconómicas de la fragmentación del paisaje 15

1.3 Fragmentación del paisaje en Europa: cuestiones de la investigación y principales resultados 17

2 ¿Cómo se mide la fragmentación del paisaje? **20**

2.1 Métodos para medir la fragmentación del paisaje 20

2.2 Tamaño efectivo de malla y densidad efectiva de malla 20

2.3 Geometrías de fragmentación, datos básicos y unidades informativas 26

2.4 Modelos predictivos para la fragmentación del paisaje basados en características geofísicas y socioeconómicas 30

3 Fragmentación del paisaje en Europa **32**

3.1 Grado actual de fragmentación del paisaje en Europa 32

3.2 Modelos socioeconómicos predictivos 40

3.3 ¿Qué regiones poseen un grado de fragmentación mayor o menor que el esperado? 47

4 Importancia y repercusiones de las políticas **50**

4.1 Necesidad de supervisar el grado de fragmentación del paisaje 50

4.2. Implicaciones para la conservación de la naturaleza, el tráfico y la planificación urbanística 53

4.3 Recomendaciones para el control de la fragmentación del paisaje 61

4.4 Prioridades inmediatas 66

Acrónimos **68**

Referencias **69**

Anexo 1 Valores del tamaño efectivo de malla y la densidad efectiva de malla **77**

Anexo 2 Procedimiento de conexiones transfronterizas (CBC) **86**

Anexo 3 Métodos estadísticos **87**

Agradecimientos

El presente informe es fruto de la colaboración entre la Oficina Federal de Medio Ambiente (OFMA) de Suiza y la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA). Suiza se convirtió en miembro de la Agencia Europea de Medio Ambiente en 2006, y este informe es una de las primeras publicaciones resultantes de esta colaboración. La OFMA suiza proporcionó fondos para trabajar sobre este informe, y la AEMA también realizó aportaciones en este sentido. El informe toma el método de análisis de fragmentación que se ha aplicado anteriormente en Suiza, donde los resultados se utilizan en diversos sistemas de seguimiento, y lo aplica a 28 países de Europa.

El presente informe ha sido elaborado por Jochen A. G. Jaeger (Universidad Concordia, Montreal), Tomáš Soukup (AEMA/Centro Temático Europeo de Información y Análisis Espacial), Luis F. Madriñán (Universidad Concordia, Montreal), Christian Schwick (Die Geographen) y Felix Kienast (Instituto Federal Suizo de Investigación sobre Bosques, Nieve y Paisaje).

Branislav Olah, en calidad de Gestor de proyectos en la AEMA, proporcionó orientación y apoyo y colaboró en las tareas de revisión; otros miembros del personal de la AEMA colaboraron con su asistencia y sus observaciones: Katarzyna Biała, Philippe Crouzet, Gorm Dige, Markus Erhard, Birgit Georgi, Andrus Meiner, Alex Oulton, Carlos Romao, Alfredo Sánchez, Frederik Schutyser, Ronan Uhel y Jean-Louis Weber.

Nicolas Perritaz, en calidad de Gestor de proyectos en la OFMA, prestó un valioso apoyo y proporcionó sus observaciones, junto con otros miembros del personal de la OFMA: Jean-Michel Gardaz, Tom Klingl, Christian Schlatter, Matthias Stremlow y Gilbert Thélin.

Las siguientes personas actuaron como revisores externos del informe y proporcionaron sus observaciones: Lewis Dijkstra (Comisión Europea – DG REGIO), Marco Fritz (Comisión Europea – DG Medio Ambiente), Ľuboš Halada (Centro Temático Europeo de Diversidad Biológica, Instituto de Ecología del Paisaje de la Academia de Ciencias de Eslovaquia, ILE SAS), Andrej Halabuk (ILE SAS), Lauri Klein (Centro de Información Ambiental de Estonia) y Juraj Lieskovský (ILE SAS).

Los autores quieren expresar su agradecimiento a: Andrea Pluess (Instituto Federal Suizo de Tecnología, ETH Zurich, Grupo de Gestión de Ecosistemas) y Stefan Kleeschulte (GeoVille Environmental Services) por contribuir a la idea original de este informe y por su apoyo, a Andreas Littkopf y Emil Ivanov (ambos del Centro Temático Europeo de Información y Análisis Espacial) por su apoyo y su positiva colaboración durante la elaboración de este informe, a Miroslav Kopecký (GISAT, Praga) por el apoyo técnico prestado y a Hans-Georg Schwarz-von Raumer (Universidad de Stuttgart) por su contribución a la versión íntegra del informe (una comparación con los resultados de Baden-Württemberg, Alemania). Los autores quieren agradecer a Dominique Richard (Centro Temático Europeo de Diversidad Biológica, París) y a Rob Jongman (Alterra, Países Bajos) la información y los datos suministrados sobre redes ecológicas a escala europea.

La AEMA y la OFMA quieren dar las gracias a todos los participantes en los talleres celebrados en Berna en diciembre de 2009 y en Copenhague en octubre de 2010 por sus útiles comentarios, y en particular (además de las personas mencionadas anteriormente) a Anne Boesch (Oficina Federal de Estadística de Suiza, BFS, Sistema MONET para medir el desarrollo sostenible en Suiza), Christine Estreguil (Centro Común de Investigación, Instituto de Medio Ambiente y Sostenibilidad), Jaboury Ghazoul (ETH Zurich, Grupo de Gestión de Ecosistemas), Yves Maurer (Berna) y Rodney van der Ree (Universidad de Melbourne, Australia).

Direcciones de contacto de los autores:

Prof. Dr. Jochen A.G. Jaeger y Dr. Luis F. Madriñán, Concordia University Montreal, Department of Geography, Planning and Environment, 1455 de Maisonneuve Blvd. West, Montreal, Quebec H3G 1M8, Canadá. jjaeger@alcor.concordia.ca, madvald@hotmail.com

Tomáš Soukup, GISAT s.r.o., Milady Horákoveé 57, 170 00 Praha 7, República Checa. tomas.soukup@gisat.cz

Christian Schwick, Die Geographen schwick+spichtig, Glasmalergasse 5, 8004 Zurich, Suiza. schwick@diegeographen.ch

Prof. Dr. Felix Kienast, Swiss Federal Research Institute for Forest, Snow and Landscape (WSL), Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, Suiza. felix.kienast@wsl.ch

Prólogo de los directores de la AEMA y la OFMA

Los paisajes constituyen el escenario de toda la actividad humana y proporcionan un hogar a los seres humanos y al resto de formas de vida. Los paisajes cambian continuamente, pero en las últimas décadas el ser humano les ha dado forma a un ritmo sin precedentes y sin detenerse demasiado a pensar en los efectos acumulados de sus acciones. El valor de los paisajes todavía no se refleja plenamente en el proceso de toma de decisiones sobre las infraestructuras de transporte y el desarrollo urbano. Con frecuencia, se dejan de lado las consideraciones relativas a la biodiversidad y la calidad de los paisajes, entre otras.

Uno de los aspectos más importantes es la fragmentación de los paisajes derivada de las actividades humanas y las infraestructuras, que constituye uno de los principales motivos del alarmante descenso de numerosas poblaciones de fauna silvestre en Europa. La fragmentación provoca colisiones con vehículos, impide el acceso a los recursos, favorece la propagación de especies invasoras, reduce la extensión y la calidad de los hábitats y subdivide y aísla a las poblaciones animales, convirtiéndolas en fracciones más reducidas y vulnerables. El ruido y la contaminación del tráfico también amenazan el bienestar humano y del medio ambiente, y limitan las posibilidades escénicas y recreativas del paisaje.

Por primera vez, el presente informe describe el alcance de la fragmentación del paisaje en todo un continente empleando un método científicamente contrastado. Asimismo, revela las fuerzas motrices más importantes que hay detrás de la fragmentación, lo que demuestra que los factores que prevalecen en distintas partes de Europa son diversos. La imagen que describe es preocupante.

El alcance de la fragmentación del paisaje en muchas partes de Europa ya es considerable, y la proliferación del desarrollo urbano y de las infraestructuras de transporte aumentará considerablemente los problemas, especialmente si tenemos en cuenta que muchas de las consecuencias ecológicas de la fragmentación actual todavía no se han manifestado plenamente.

Dicho en pocas palabras, la tendencia actual de aumento constante de la fragmentación del paisaje resulta contraria al principio de sostenibilidad. Es evidente que resulta necesario tomar medidas.

El presente informe proporciona las bases de la supervisión ambiental y las medidas de protección para los paisajes que todavía no están fragmentados. También deja claro que el análisis de la fragmentación debe integrarse en la planificación regional y del transporte, de modo que los efectos acumulados se contemplen de manera más eficaz en el futuro. Un ejemplo de aplicación acertada de una política destinada a reducir la fragmentación en los Alpes suizos es el denominado «Artículo Alpino» de la Constitución Federal Suiza (artículo 84), que limita la capacidad del transporte transalpino por carretera *(no debe aumentarse la capacidad de las rutas de tránsito en la región alpina)* y exige un cambio al transporte de mercancías por ferrocarril.

El presente informe se dirige a todos los que participan en la planificación regional y del tráfico en Europa, así como a los miembros del público en general que estén interesados en el tema. El informe es fruto de la colaboración entre la Oficina Federal de Medio Ambiente (OFMA) de Suiza y la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA). Suiza es miembro de la AEMA desde 2006.

El éxito del presente estudio aviva la esperanza de que las amenazas a los paisajes europeos se conozcan mejor y se aborden de manera más eficaz en beneficio de las generaciones futuras.

Profesora Jacqueline McGlade, Directora Ejecutiva de la Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhague

Dr. Bruno Oberle, Director de la Oficina Federal de Medio Ambiente, Berna

Resumen

Fragmentación del paisaje en Europa

La fragmentación del paisaje provocada por las infraestructuras de transporte y las zonas urbanizadas tiene una serie de consecuencias ecológicas. Contribuye en gran medida al declive y a la pérdida de poblaciones de fauna silvestre y a que las especies estén cada vez más amenazadas en Europa, por ejemplo, a través de la división y el aislamiento de poblaciones, y afecta al régimen hídrico y al valor recreativo de los paisajes. A pesar del concepto de planificación consistente en conservar amplias zonas sin fragmentar, la fragmentación ha seguido aumentando durante los 20 últimos años, y hay programados muchos más proyectos nuevos de infraestructuras de transporte, sobre todo en Europa oriental, que incrementarían todavía más el grado de fragmentación del paisaje. En consecuencia, es necesario disponer de datos relativos al grado de fragmentación del paisaje que permitan comparar distintas regiones, especialmente atendiendo a los distintos tipos de paisajes naturales y a la diversidad de condiciones socioeconómicas. Este informe investiga en términos numéricos el grado de fragmentación del paisaje de 28 países de Europa por primera vez con respecto a tres geometrías de fragmentación distintas a tres niveles. Los tres niveles incluyen países, regiones (NUTS-X, según la nomenclatura de unidades territoriales estadísticas) y una red de cuadrículas de 1 km^2 (la red LEAC, que se utiliza para las actividades de contabilidad del suelo y los ecosistemas).

El informe aplica el método de la «densidad efectiva de malla», que cuantifica el grado en el que las barreras interrumpen las posibilidades de desplazamiento de la fauna silvestre en el paisaje. Los valores de la densidad efectiva de malla en los 28 países objeto de la investigación oscilan bastante, puesto que en zonas extensas de Escandinavia se registran valores bajos, mientras que en Europa central y oriental los valores son muy elevados. Hay muchas regiones con un grado elevado de fragmentación en Alemania, Bélgica, Dinamarca, Francia, Países Bajos, Polonia y la República Checa. Los valores de fragmentación elevados suelen registrarse en los alrededores de las grandes zonas urbanas y a lo largo de importantes corredores de transporte. Los niveles de fragmentación más bajos suelen ir asociados a cordilleras o a zonas periféricas.

La geometría de fragmentación B2, la «fragmentación de las zonas no montañosas», que incluye las autopistas hasta la clase 4, las vías férreas y las zonas urbanas, es la geometría de fragmentación más importante, dado que permite comparar regiones con condiciones geográficas distintas, como cantidades distintas de montañas o lagos; también engloba el conjunto más completo de barreras físicas que pueden afectar a un gran número de especies.

Modelos predictivos de fragmentación del paisaje

En la segunda parte del informe se investigan las posibles causas que contribuyen al aumento o al descenso del grado de fragmentación y se determina su importancia relativa. La densidad de la red de transporte y el alcance de la fragmentación del paisaje se derivan, en gran medida, de la interacción de varias fuerzas motrices socioeconómicas, como la densidad de población, y factores geofísicos, como la topografía. Los niveles actuales de fragmentación del paisaje deben interpretarse en el contexto de estas condiciones socioeconómicas y geofísicas regionales. Por lo tanto, este informe aplica un conjunto de modelos estadísticos para determinar cuáles de estos factores influyen en el proceso de fragmentación del paisaje en Europa. Hemos analizado las relaciones estadísticas existentes entre la fragmentación del paisaje y una gama de variables predictivas, hemos utilizado estas relaciones para predecir los valores probables de fragmentación para todas las regiones incluidas en la zona objeto de nuestro estudio y hemos comparado los valores reales con los valores previstos.

En términos generales, las variables más relevantes que influyen en la fragmentación del paisaje son la densidad de población, el Producto Interior Bruto *per cápita*, el volumen de la densidad de pasajeros y la cantidad de bienes cargados y descargados *per cápita*. El nivel de variación en el grado de fragmentación que se explica mediante las variables de predicción fue elevado, y registró valores entre el 46% y el 91% en distintas partes de Europa. Las relaciones estadísticas indicaron que las diferentes fuerzas motrices de la fragmentación del paisaje son importantes en distintas partes de Europa. Los esfuerzos encaminados a reducir la fragmentación del paisaje deben tener en cuenta estas diferencias.

Relevancia para los sistemas de seguimiento y el establecimiento de políticas

Los resultados demuestran que es urgente y necesario tomar medidas. Las grandes discrepancias entre los valores de fragmentación previstos y los constatados proporcionan la base para identificar ámbitos prioritarios para aplicar medidas de gestión. Estos datos también proporcionan un punto de partida para las hipótesis de desarrollo futuro de la fragmentación del paisaje en Europa. Hay un interés y una necesidad cada vez mayores de incluir indicadores de la fragmentación del paisaje en los sistemas de seguimiento del desarrollo sostenible, la biodiversidad y la calidad del paisaje. Nuestra recomendación es que los resultados que se presentan en este informe se utilicen con este fin y se actualicen periódicamente para identificar tendencias en la evolución de la fragmentación del paisaje. En consecuencia, este informe aborda el uso del análisis de fragmentación que se presenta en el mismo como un instrumento para evaluar el ejercicio de la planificación del transporte y la planificación regional y recomienda una serie de medidas para controlar la fragmentación del paisaje, como una protección más eficaz de las zonas sin fragmentar y los corredores ecológicos, el establecimiento de objetivos y límites y la creación de una estrategia europea de desfragmentación. El presente estudio ofrece por primera vez mediciones precisas de la fragmentación del paisaje en la mayor parte del continente europeo que ayudan a los gestores y a los responsables políticos a asignar los recursos destinados a proteger y restaurar la biodiversidad y la calidad del paisaje. El informe también identifica futuras necesidades de investigación.

1 ¿Qué es la fragmentación del paisaje?

1.1 La fragmentación del paisaje y sus repercusiones sobre el medio ambiente

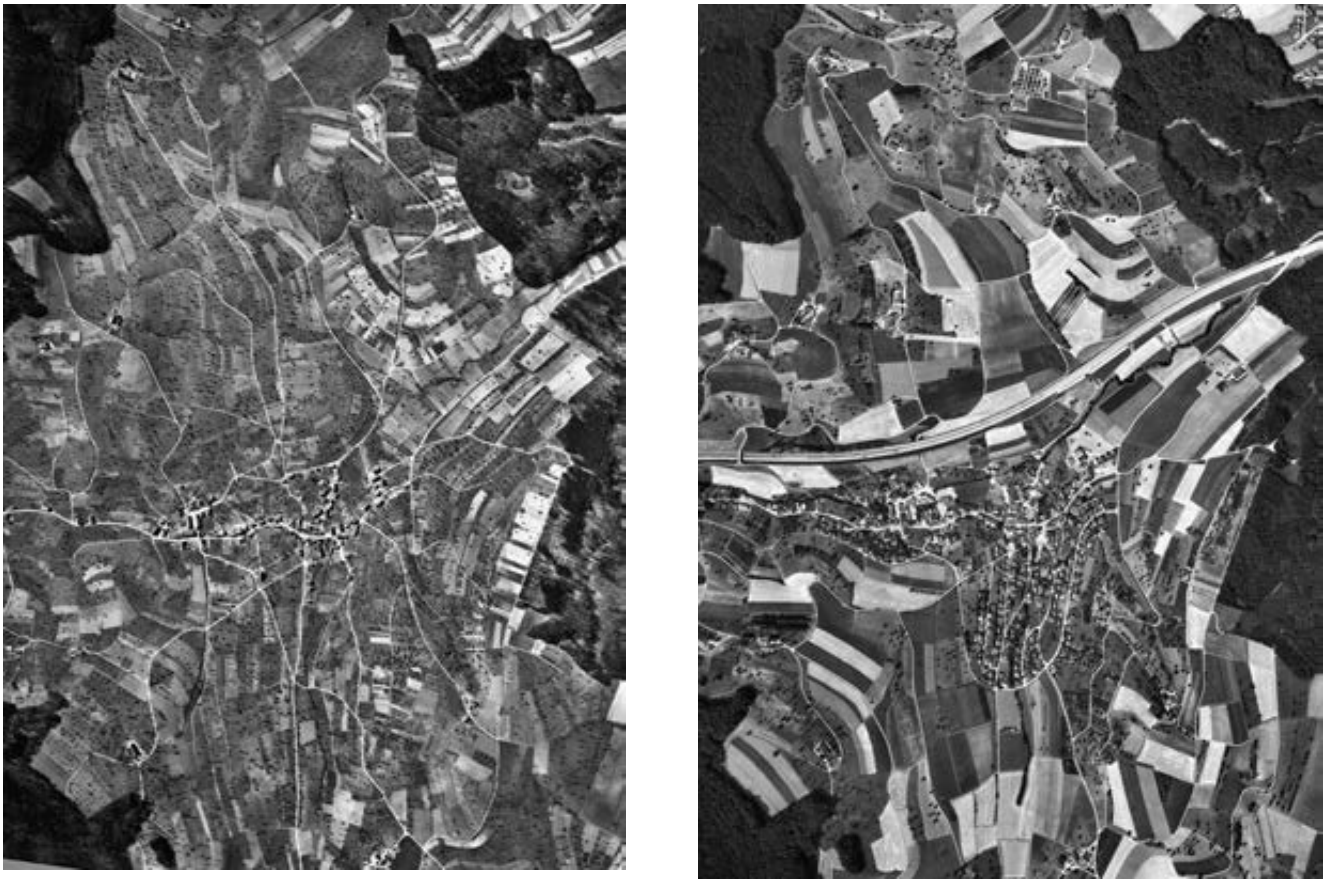
> «Primero vamos a imaginarnos una bonita alfombra persa y un machete. La alfombra mide unos 3 m x 6 m, lo que nos da unos 18 m^2 de tejido continuo. Nos ponemos a cortar la alfombra en 36 partes iguales, con forma de rectángulo, de 50 cm x 1 m. Las fibras que se separan emiten pequeños ruidos, como si fueran las quejas silenciadas de los tejedores persas, que se sienten traicionados. Cuando terminamos de cortar, medimos cada una de las partes, las sumamos y vemos que, en efecto, seguimos teniendo casi 18 m^2 de material de alfombra reconocible. ¿Pero qué tenemos realmente? ¿Tenemos 36 bonitas alfombras persas? No. Lo que nos quedan son tres docenas de fragmentos deshilachados que están empezando a deshacerse y que no tienen ningún valor por sí solos.
>
> Si ahora aplicamos la misma lógica en el exterior, nos ayudará a entender por qué el tigre (*Panthera tigris*) ha desaparecido de la isla de Bali. Nos dirá por qué el jaguar, el puma y 45 especies de aves han sido erradicadas en un lugar llamado Isla Barro Colorado y por qué muchísimas otras criaturas no están presenten en tantos otros lugares. Un ecosistema es un entramado de especies y relaciones. Si cortas un trozo y lo aíslas, se irá deteriorando hasta desaparecer.»
>
> Extraído de David Quammen, *The Song of the Dodo*, 1996.

Durante los 50 últimos años, las redes de transporte que atraviesan el continente europeo se han hecho cada vez más densas, y las zonas urbanas se han ampliado considerablemente. A pesar de que los cambios acumulados en el paisaje han sido drásticos, normalmente se han producido de manera gradual. En consecuencia, el público en general no ha percibido estos cambios como drásticos en la mayoría de los casos. Si bien es fácil percibir visualmente cada una de las alteraciones y calificarlas de «poco significativas», sus efectos acumulados durante períodos más largos son mucho más difíciles de observar. Así pues, es fácil que se ignoren las alteraciones aisladas del paisaje y que se subestimen sus efectos acumulados. Este proceso se ha denominado «el escollo de la marginación». Hay que esperar varias décadas para evaluar el verdadero alcance de las alteraciones y la degradación del paisaje que se deriva de las mismas (Figura 1.1).

La fragmentación del paisaje es el resultado de transformar grandes extensiones de hábitats en fragmentos de hábitat más pequeños y aislados. Este proceso resulta más evidente en regiones urbanizadas o de uso intensivo, donde la fragmentación es consecuencia del enlace de zonas urbanizadas mediante infraestructuras lineales, como las carreteras y las vías férreas (véanse, por ejemplo, Saunders *et al*., 1991; Forman, 1995). A pesar de que se han realizado numerosas mejoras en la legislación para proteger mejor la biodiversidad, reducir la contaminación y mejorar la calidad del agua, la expansión urbana sigue siendo un fenómeno habitual, y la construcción de nuevas infraestructuras de transporte aumenta a un ritmo vertiginoso. En consecuencia, la fragmentación de los paisajes va en aumento, y el resto de la red ecológica ofrece cada vez menos conectividad.

La fragmentación tiene efectos significativos en diversos servicios ecológicos (Tabla 1.1). Hasta cierta densidad, la relación entre la densidad de las carreteras y el uso de servicios específicos es positiva, puesto que la accesibilidad resulta indispensable para la prestación de servicios. Sin embargo, cuando la red de carreteras alcanza una densidad excesiva, la relación entre accesibilidad y prestación de servicios resulta perjudicial. Este informe se centra en la perspectiva de las especies (es decir, en los **servicios de regulación y mantenimiento** conforme a la clasificación CICES; Haines-Young y Potschin, 2010). En relación con los servicios de regulación y mantenimiento, el aumento de la fragmentación puede repercutir muy negativamente en una serie de servicios, como el movimiento de especies, los servicios relacionados con el agua y la prevención de la erosión. No obstante, cuando se habla de fragmentación, hay muchos otros servicios en juego. Con respecto a los **servicios provisionales**, mencionamos las consecuencias que tiene la fragmentación en la producción de alimentos y madera, por ejemplo, la disminución de los beneficios debido al tamaño reducido de las parcelas o la menor calidad de los productos agrícolas que se cultivan junto a las carreteras. Otro grupo de servicios que puede verse afectado de manera considerable es el grupo de los **servicios culturales**. Aunque la relación entre la accesibilidad y el posible uso de los paisajes con fines recreativos es positiva, el impacto negativo de las

Figura 1.1 Ejemplo de cambio del paisaje en Suiza: fotografías aéreas de Arisdorf (cantón de Basilea-Campiña) de 1953 (izquierda) y 1994 (derecha)



Nota: El aumento de la fragmentación fue provocado por la autopista y el crecimiento de las zonas urbanizadas, y se vio intensificado por la redistribución de las tierras de cultivo y la eliminación de varios elementos del paisaje, como árboles frutales y setos. En cambio, las zonas de bosque se han protegido estrictamente desde 1902.

Fuente: Tanner 1999, © Federal Office of Topography swisstopo, reproducido con la autorización de swisstopo BA110233.

carreteras sobre el uso recreativo se ha constatado en numerosas ocasiones. Es posible realizar una evaluación a gran escala de los servicios ecológicos con tablas de consulta que vinculan los servicios al uso de la tierra y a otras propiedades del paisaje (como lo hicieron Kienast *et al*., 2009). En un estudio posterior podría realizarse un análisis similar con las capas de fragmentación que se presentan en este informe.

Los informes recientes «*Road construction market in central Europe 2010: Development forecasts and planned investments*» (PMR publications, 2010) y «*Deployment on the trans-European transport network (TEN-T)*» (Comisión Europea, 2010a) presentaron cálculos según los cuales el mercado de la construcción de carreteras en Europa central y oriental aumentará a una tasa nominal media del 5% en los próximos años, y su valor superará los 15.000 millones de euros anuales en 2012 y 2013. Por ejemplo, Polonia ejercerá la mayor influencia sobre el mercado de la construcción de carreteras, ya que representará el 40% del valor del mercado debido a inversiones considerables en autopistas sin precedentes en la historia de Polonia. Este país está diseñando actualmente su infraestructura de carreteras para la Eurocopa 2012 de fútbol. Asimismo, está prevista la construcción de 1.700 km de autopistas nuevas hasta 2013 en los cinco países que se han unido recientemente a la UE: Bulgaria, Eslovaquia, Hungría, República Checa y Rumanía. Estas tendencias en el cambio del paisaje amenazan a numerosas poblaciones de fauna silvestre al reducir la conectividad entre las extensiones de hábitat restantes (véanse, por ejemplo, Marzluff *et al*., 2001; Forman *et al*., 2003). Las extensiones de hábitat se dividen, su tamaño se reduce y se encuentran cada vez más aisladas. Además de la pérdida directa de hábitat debido a las infraestructuras lineales (superficie ocupada por las infraestructuras), se pierde una cantidad todavía mayor de hábitat central debido al efecto de orla (Figura 1.2). Las extensiones de hábitat más pequeñas pierden especies clave con facilidad, lo que contribuye a la pérdida de biodiversidad en muchos países industrializados.

Tabla 1.1 Efectos de la fragmentación del paisaje sobre el medio ambiente y diversos servicios ecológicos

Tema	Repercusiones de las instalaciones de las infraestructuras lineales
Cobertura del suelo	• Cobertura del suelo para la superficie de carreteras y arcenes. • Compactación del suelo, impermeabilización de la superficie. • Alteraciones en la geomorfología (por ejemplo, desmontes, terraplenes, presas y estabilización de pendientes). • Eliminación de la vegetación, alteración de la vegetación.
Clima local	• Modificación de las condiciones de temperatura (por ejemplo, calentamiento de las carreteras y mayor variación de la temperatura). • Acumulación de aire frío en los terraplenes de las carreteras. • Modificación de las condiciones de humedad (por ejemplo, porcentaje inferior de humedad del aire debido al aumento de la radiación solar, estancamiento de la humedad en los arcenes de las carreteras a causa de la compactación del suelo). • Modificación de las condiciones lumínicas. • Modificación de las condiciones de viento (por ejemplo, debido a los pasillos de los bosques). • Límites climáticos.
Emisiones	• Gases de escape de los vehículos, sustancias contaminantes, fertilizantes que provocan eutrofización. • Polvo, partículas (abrasión de neumáticos y forros de freno). • Aceite, gasolina, etc. (por ejemplo, en caso de accidente de tráfico). • Sal de carreteras. • Ruido. • Estímulos visuales, iluminación.
Agua	• Drenaje, retirada de agua más rápida. • Modificación de los cursos de agua superficiales. • Aumento o descenso de la capa freática. • Contaminación de las aguas.
Flora y fauna	• Muerte de animales a causa del tráfico (parcialmente debido a la atracción de los animales por las carreteras o las vías férreas: el «efecto trampa»). • Niveles más altos de perturbación y estrés, pérdida de refugios. • Reducción o pérdida de hábitat; en ocasiones, creación de un nuevo hábitat. • Modificaciones de la disponibilidad de alimentos y de la composición de la dieta (por ejemplo, menor disponibilidad de alimentos para los murciélagos debido a las acumulaciones nocturnas de aire frío en los terraplenes de las carreteras). • Efecto barrera, efecto filtro para el movimiento de los animales (conectividad reducida). • Perturbación de las rutas de migración estacional, impedimento de la dispersión y limitación de la recolonización. • Subdivisión y aislamiento de hábitats y recursos, fragmentación de poblaciones. • Perturbación de la dinámica metapoblacional, aislamiento genético, efectos de consanguinidad y aumento de la deriva genética, interrupción de los procesos de desarrollo evolutivo. • Reducción del hábitat por debajo de las zonas mínimas necesarias, desaparición de especies, reducción de la biodiversidad. • Aumento de la intrusión y la distribución de especies invasoras, vías que favorecen el contagio de enfermedades. • Reducción de la efectividad de los depredadores naturales de las plagas en la agricultura y la silvicultura (por ejemplo, el control biológico de la plaga es más complejo).
Entorno paisajístico	• Estímulos visuales, ruido. • Aumento de la penetración en el paisaje de carreteras, postes y tendidos eléctricos. • Impacto visual, contraste entre naturaleza y tecnología, vivificación ocasional de los paisajes (por ejemplo, mediante avenidas de árboles). • Modificación de la identidad y el carácter del paisaje.
Uso del suelo	• Consecuencias del aumento de la accesibilidad para el ser humano debido a las carreteras, al aumento del tráfico, a la mayor presión con respecto a la movilidad y al desarrollo urbano. • Consolidación de las explotaciones agrícolas (principalmente asociada a la construcción de nuevas infraestructuras de transporte). • Calidad inferior de los productos agrícolas cultivados junto a las carreteras. • Calidad inferior de las zonas recreativas debido a la retracción, la división y el ruido.

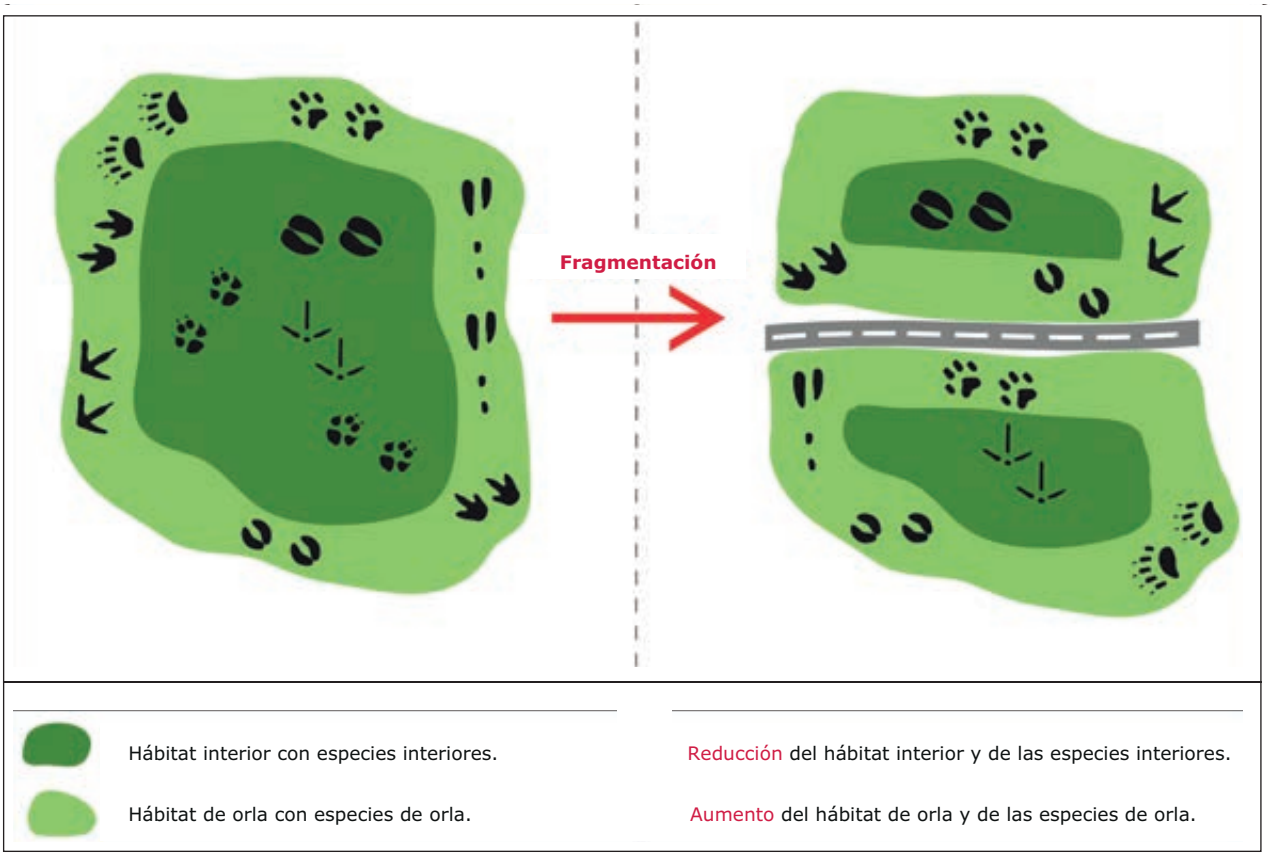
Nota: Ejemplos de las repercusiones de las instalaciones de infraestructuras lineales como carreteras, vías férreas y tendidos eléctricos (no incluyen el impacto de las obras de excavación y deposición de tierras, las vibraciones y las perturbaciones acústicas y visuales). Los efectos se agrupan en siete temas.

Fuente: Jaeger, 2003, sobre la base de varias fuentes.

Hay cada vez más pruebas del impacto ecológico negativo de las carreteras (Forman *et al*., 2003). Fahrig y Rytwinski (2009) analizaron 79 estudios que proporcionan datos de los efectos sobre los niveles de población (abundancia y densidad) y observaron que las carreteras y el tráfico poseen un impacto extraordinariamente negativo sobre la abundancia de los animales, y que los efectos negativos superan a los positivos en un factor cinco. Los cuatro efectos principales de las carreteras y el tráfico que perjudican a las poblaciones animales son los siguientes: reducen la extensión y la calidad del hábitat, aumentan la mortalidad debido a las colisiones con los vehículos, impiden el acceso a los recursos del otro lado de la carretera y subdividen las poblaciones animales en fracciones más pequeñas y vulnerables (Figura 1.3).

Muchas especies necesitan acceder a distintos tipos de hábitat para poder completar su ciclo de vida. Las carreteras también mejoran el acceso del ser humano a los hábitats de la fauna silvestre y favorecen la propagación de especies invasoras, y la subdivisión y el aislamiento de las subpoblaciones interrumpe la dinámica de la metapoblación (Hanski 1999; Forman *et al*., 2003) y reduce la variabilidad genética (Forman y Alexander, 1998; IUCN, 2001). La fragmentación del paisaje aumenta el riesgo de extinción de las poblaciones (Figura 1.4), ya que las poblaciones aisladas son más vulnerables a los factores naturales de tensión como las perturbaciones naturales (por ejemplo, las condiciones meteorológicas, los incendios, las enfermedades), es decir, su resistencia es menor. La fragmentación del paisaje es una de las principales causas del rápido descenso de numerosas poblaciones de fauna silvestre. Dado que la fragmentación del paisaje contribuye a la destrucción de los lazos ecológicos establecidos entre zonas adyacentes del paisaje (Haber, 1993; Jaeger *et al*., 2005a), también afecta a comunidades y ecosistemas enteros. La posibilidad de que dos animales de la misma especie se encuentren

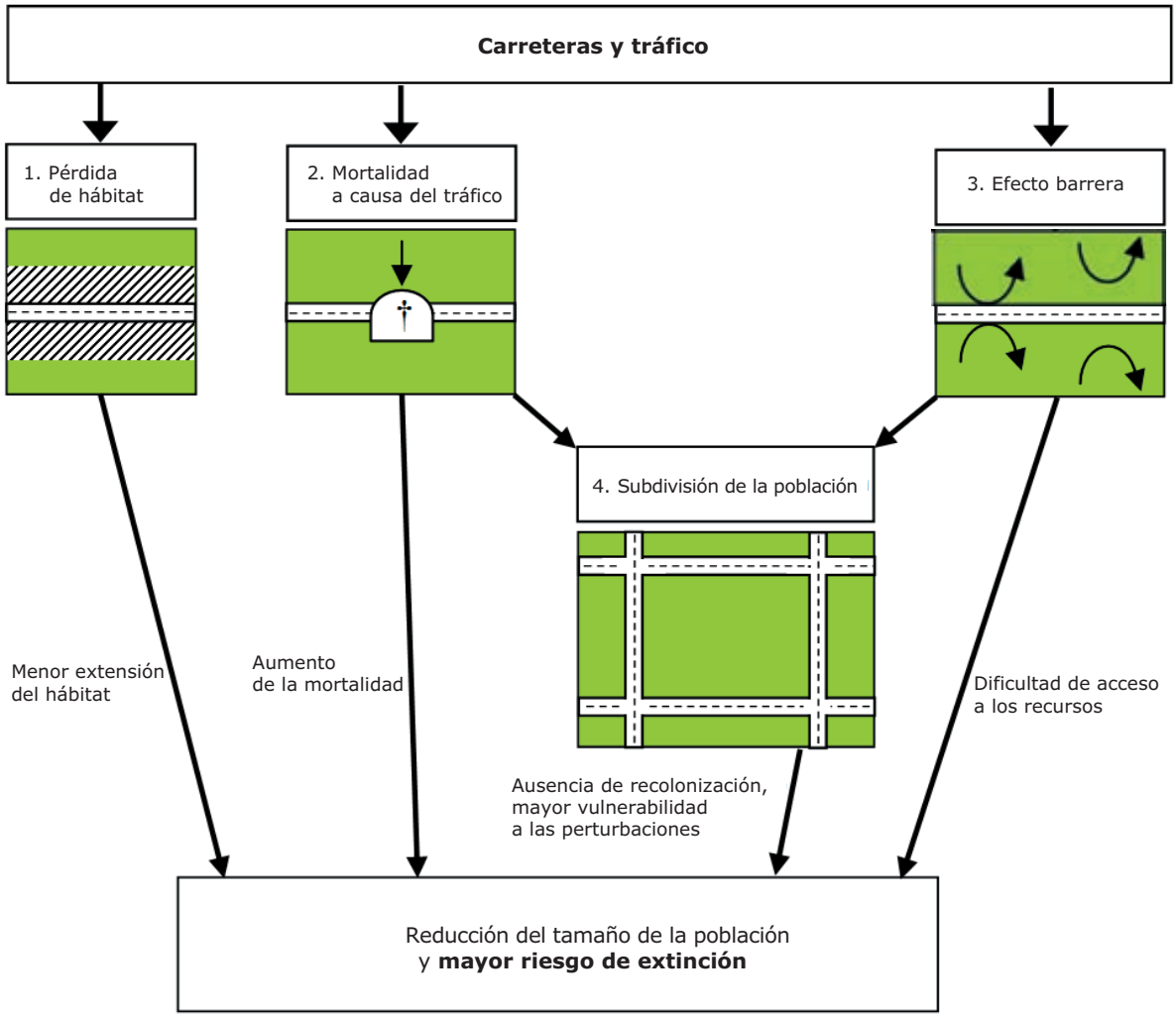
Figura 1.2 Ilustración de la pérdida de hábitat central (o hábitat interior) provocada por la construcción de una carretera que atraviesa una extensión de hábitat



Nota: El hábitat central se reduce considerablemente, mientras que el hábitat de orla aumenta. Las especies interiores, es decir, las especies que necesitan un hábitat central (marcado en verde oscuro) no pueden sobrevivir en el hábitat de orla (marcado en verde claro). Los efectos de orla se extienden varios centenares de metros desde la carretera. En consecuencia, la pérdida de hábitat central es mucho más grande que la superficie que ocupa la infraestructura lineal. Las huellas de animales ilustran la presencia de distintas especies en el hábitat central y de orla.

Fuente: Die Geographen schwick+spichtig (elaborado para este informe).

Figura 1.3 Los cuatro efectos principales de las infraestructuras de transportes sobre las poblaciones de fauna silvestre



Nota: Tanto la mortalidad a causa del tráfico como el efecto barrera contribuyen a la subdivisión y al aislamiento de la población.

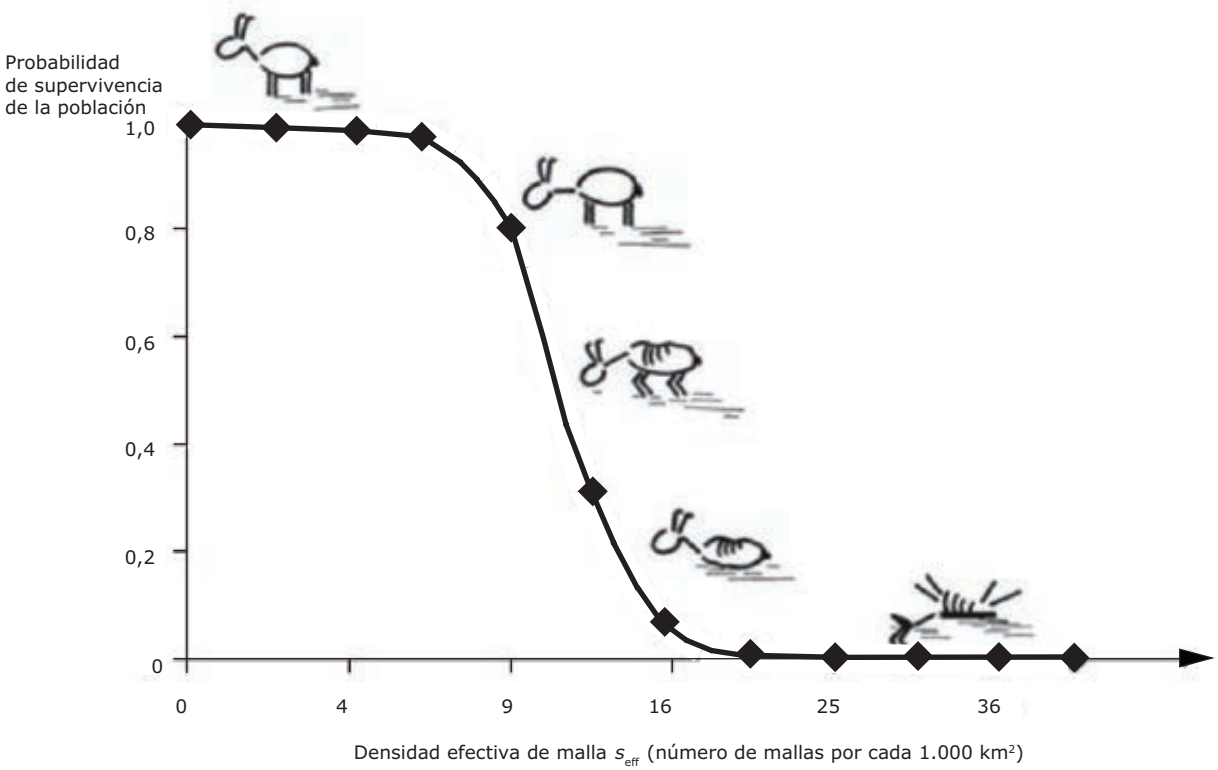
Fuente: Jaeger *et al*., 2005b. Reproducción autorizada por Elsevier.

en el paisaje es indispensable para la persistencia de las poblaciones animales (entre otras cuestiones, por la necesidad de que exista un intercambio genético entre poblaciones y de que se produzca la recolonización de hábitats vacíos).

La tabla 1.1 incluye únicamente los efectos conocidos. Puede que existan otros efectos adicionales sobre los que nuestros conocimientos sean todavía muy limitados, como los efectos acumulados (combinados con otros impactos del ser humano), los tiempos de respuesta de las poblaciones de fauna silvestre y los efectos sobre las comunidades biológicas (por ejemplo, los efectos dominó). En consecuencia, debe aplicarse el principio de precaución.

Un ejemplo paradigmático de los efectos perjudiciales de la fragmentación del paisaje debida a las carreteras es el descenso continuo de las poblaciones de liebre común (*Lepus europaeus*) en Suiza a raíz de la fragmentación del paisaje provocada por las carreteras principales, junto con las prácticas de agricultura intensiva y la pérdida de hábitat (Figura 1.5). Estas alteraciones del paisaje han hecho que las poblaciones sean mucho más vulnerables a las condiciones meteorológicas adversas. La liebre se encuentra en la lista de especies en peligro, y su extinción parece inevitable, ya que el «punto de no retorno» probablemente se haya alcanzado hace varios años. En Austria y la República Checa, por ejemplo, la liebre común es una de las especies que muere con mayor frecuencia a causa del tráfico (Glitzner *et al*., 1999; Hell *et al*., 2004). También está en peligro en extensas zonas de Alemania, donde la población de esta especie está disminuyendo, a pesar de que en algún momento fue una de las especies de fauna silvestre más abundante

Figura 1.4 Ilustración de umbrales en el efecto de la fragmentación del paisaje sobre la viabilidad de las poblaciones de fauna silvestre



Nota: Los valores específicos de los umbrales dependen de la especie en cuestión, del volumen de tráfico de la carretera y de la cantidad y la calidad del hábitat existente en el paisaje (resultados de un modelo de simulación por ordenador). Una vez superado el umbral y alcanzado el «punto de no retorno», es imposible rescatar a una población en declive, incluso si se aplican medidas contundentes.

Fuente: Jaeger y Holderegger, 2005. Reproducción autorizada por *GAIA — Ecological perspectives for science and society.*

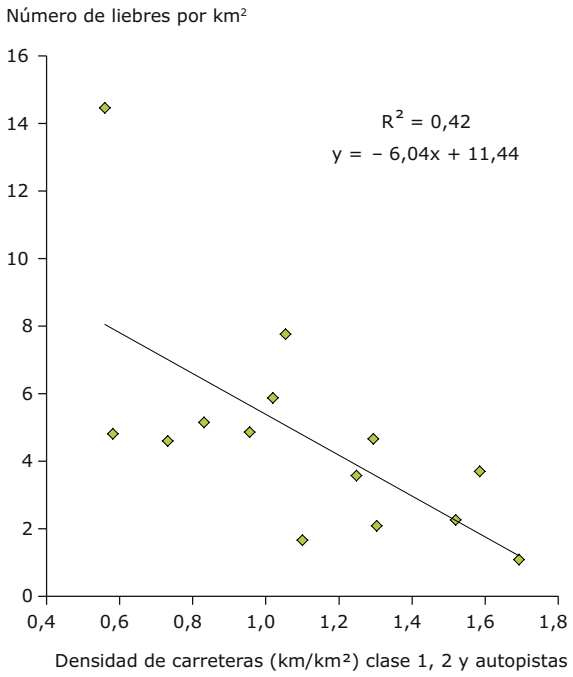
de estos paisajes. La construcción de pasos de fauna no bastará para rescatar a esta población, dado que la superficie y la calidad del hábitat son ya demasiado escasas debido al efecto combinado de un número excesivo de carreteras y de la agricultura intensiva. Así pues, unir estos restos de hábitat mediante pasos de fauna cuando se construyan nuevas carreteras en esta región no es suficiente.

También hay pruebas de que el ciervo común ya no puede cruzar las planicies de los valles suizos entre las montañas del Jura y los Alpes debido a la acumulación de barreras. En consecuencia, la OFMA suiza ha apoyado un proyecto para establecer una población de ciervos comunes en las montañas del Jura. Los linces ya no pueden atravesar el valle de Reuss debido a la elevada densidad de autopistas y líneas ferroviarias, y la OFMA suiza ha iniciado un proyecto para establecer una población en las regiones alpinas del este de Suiza. Estos ejemplos reflejan la necesidad de neutralizar los efectos barrera de las infraestructuras de transporte.

La historia del tejón en los Países Bajos es un ejemplo más alentador. El descenso constatado de las poblaciones de tejón en la década de 1970 se abordó mediante un programa nacional de desfragmentación creado en 1984 (van der Grift, 2005). Este programa incluía la construcción de numerosos conductos subterráneos a modo de «tuberías para tejones», entre otras medidas (Bekker y Canters, 1997). De este modo se puso fin al declive de las poblaciones de tejón, que incluso han aumentado ligeramente desde entonces. Sin embargo, los pasos de fauna solo pueden ser eficaces si sigue habiendo suficiente hábitat para las poblaciones en el paisaje (véase, por ejemplo, Fahrig, 2002). Cuanto menor es la extensión de hábitat que queda en el paisaje, más perjudiciales son los efectos de las carreteras para la viabilidad de las poblaciones.

El alcance del impacto negativo de la fragmentación del hábitat sobre las poblaciones de flora y fauna es difícil de cuantificar, puesto que la verdadera magnitud de los efectos ecológicos de las alteraciones del paisaje solo resulta evidente en décadas posteriores (Figura 1.6). Incluso si pudiera detenerse toda la fragmentación de los hábitats y del paisaje, algunas poblaciones de fauna silvestre seguirían desapareciendo en las próximas décadas, debido a sus prolongados tiempos de respuesta frente a las alteraciones que ya se han producido. Este efecto se ha denominado la «deuda

Figura 1.5 Efectos de la densidad de la red de carreteras sobre la abundancia de la liebre común en el cantón de Argovia (Suiza)



Nota: La abundancia de la liebre se midió mediante itinerarios nocturnos con foco halógeno. Las carreteras se dividen en carreteras comarcales, principales, federales y autopistas. Las unidades básicas para analizar la regresión fueron cuadrículas de trama de 4 x 4 km² con una zona de orla forestal del 20%-30%.

Fuente: Roedenbeck y Voser, 2008. Reproducción autorizada por Springer, Heidelberg (Alemania).

de extinción» de los paisajes alterados (Tilman *et al*., 1994). En consecuencia, es necesario disponer de indicadores que midan las distintas presiones o amenazas a la biodiversidad. Por ejemplo, la amenaza a la biodiversidad debida a la fragmentación del paisaje puede cuantificarse utilizando el «tamaño de malla» de la red creada por los elementos de fragmentación presentes en el paisaje (véase el capítulo 2).

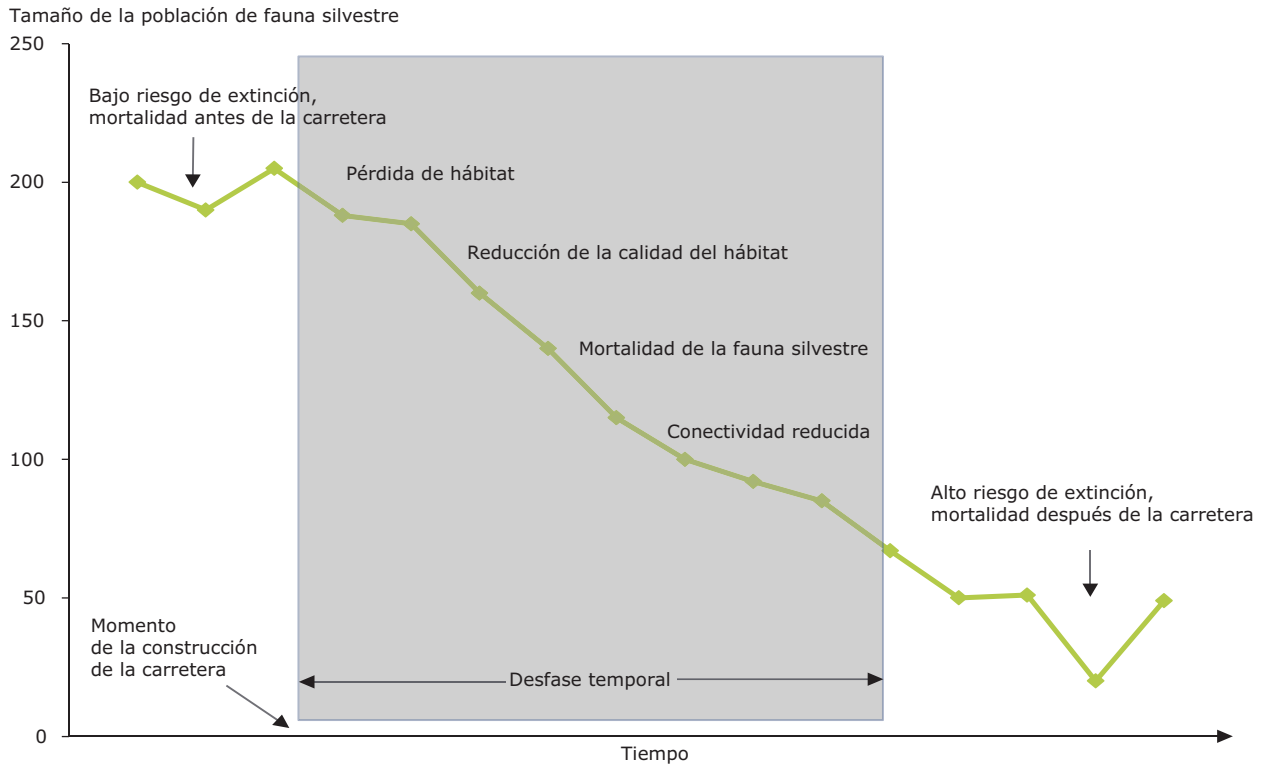
Asimismo, la fragmentación del paisaje modifica el aspecto del mismo: las zonas de desarrollo urbano, las carreteras con tráfico elevado y las líneas ferroviarias se encuentran entre las características más llamativas de la transformación de los paisajes naturales en paisajes culturales impregnados de tecnología. Puesto que normalmente estos paisajes ya no pueden considerarse conectados, su fragmentación provoca que los seres humanos tengan una percepción distinta del paisaje (Di Giulio *et al*., 2009). La mayor expansión de la contaminación acústica y atmosférica asociada a la omnipresencia de las carreteras también repercute negativamente sobre el valor de los paisajes como lugares de recreo, un aspecto que también es importante para el ser humano.

El objetivo del presente informe es cuantificar la fragmentación del paisaje en todos los países de Europa para los que se puede acceder a los datos necesarios (28 países). El informe aplica el método de análisis de fragmentación que se utilizó anteriormente en Suiza por encargo de la Oficina Federal de Medio Ambiente (OFMA), tras haber realizado algunos ajustes con respecto a la disponibilidad de los datos. El informe es el resultado de la colaboración entre la OFMA suiza y la AEMA. Las siete cuestiones de investigación que aborda el informe figuran en la sección 1.3. El informe considera la fragmentación ocasionada por las infraestructuras de transporte y las zonas urbanizadas. En consecuencia, ofrece una evaluación conservadora del grado actual de fragmentación, puesto que también hay otras alteraciones antropogénicas de los paisajes en Europa que contribuyen a la fragmentación (por ejemplo, la agricultura intensiva, las cercas). La fragmentación del paisaje suele ir acompañada de una degradación de la calidad de los hábitats restantes, debido a la intensificación del uso del suelo y a la eliminación de diversos elementos típicos del paisaje, como los setos y los árboles frutales. En consecuencia, la amenaza a la biodiversidad asociada a la fragmentación del paisaje que se analiza en este informe tan solo representa una de la serie de amenazas que deben abordarse.

1.2 Fuerzas motrices socioeconómicas de la fragmentación del paisaje

La fragmentación del paisaje es el resultado de complejas interacciones entre las políticas, las características geofísicas del paisaje y las fuerzas morices socioeconómicas del desarrollo (Munroe *et al*., 2005). Aunque existe un consenso generalizado sobre los efectos negativos de la fragmentación del paisaje, todavía no se conocen bien las interacciones entre los factores geofísicos, ecológicos y antropogénicos. No obstante, esta información resulta esencial a la hora de realizar esfuerzos de restauración y gestión (Laurance, 1999; Geist y Lambin, 2001; Bayne y Hobson, 2002). Algunos estudios importantes en materia de ecología de carreteras han influido en cierta medida en las decisiones de gestión (Beckmann *et al*., 2010), pero este proceso ha sido muy lento, y los efectos de la red de carreteras sobre el paisaje apenas se han analizado (Roedenbeck *et al*., 2007; van der Ree *et al*., 2011). En consecuencia, el ritmo trepidante del desarrollo de las carreteras supera con creces nuestros esfuerzos por entender sus efectos sobre el medio ambiente y la biodiversidad, lo que hace que sea imposible poner en práctica una gestión adaptativa adecuada. Además, la incertidumbre en torno a los efectos ecológicos de

Figura 1.6 Cuatro efectos ecológicos de las carreteras sobre las poblaciones animales y desfase temporal de su efecto acumulado



Nota: Después del desfase temporal (que suelen ser décadas), el tamaño de la población es menor, refleja fluctuaciones relativas más grandes con el paso del tiempo y es más vulnerable.

Fuente: Modificado según *Road Ecology,* de Richard T.T. Forman *et al*. Copyright © 2003 Island Press. Reproducción autorizada por Island Press, Washington, DC.

las carreteras no se considera en toda su amplitud en el proceso de planificación, lo que contribuye a la denominada «espiral de fragmentación del paisaje» (Jaeger, 2002). Ello provoca la falta de responsabilidad con respecto a la mayoría de los efectos inciertos y efectos que se manifiestan transcurridos varios años de la construcción de nuevas infraestructuras de transporte debido a los prolongados tiempos de respuesta de las poblaciones de fauna silvestre. A causa de la presión que ejercen los poderosos argumentos económicos y sociales en favor de la construcción de carreteras, se han subestimado los efectos ecológicos asociados a éstas, y los responsables de la toma de decisiones los han considerado factores de segundo orden (Caid *et al*., 2002). Por tanto, es necesario realizar estudios urgentes que estudien las fuerzas motrices de la fragmentación del paisaje. No obstante, es raro encontrar estudios que combinen datos biológicos, geofísicos y socioeconómicos a escala regional o nacional (Tang *et al*., 2006; Turner *et al*., 2007).

Una conclusión a la que normalmente llegan los estudios sobre los cambios en la cobertura del suelo que incluyen datos socioeconómicos es que el alcance y el ritmo de estos cambios suelen ser inversamente proporcionales a la distancia a los centros urbanos (Turner, 1990; LaGro y DeGloria, 1992; Turner *et al*., 1996). Estos estudios reflejan una tendencia generalizada de una mayor fragmentación del paisaje en las proximidades de los centros urbanos y mucho menor en las zonas alejadas de las ciudades. Estas conclusiones están respaldadas por teorías de geografía económica como el «modelo de caída exponencial de la densidad de población» de Clark (1951), que prevé un descenso de las actividades económicas en función de la distancia a un centro urbano. Este tipo de teorías defienden que la demanda de suelo para uso del ser humano es proporcional a la densidad de población e inversamente proporcional a la distancia de los centros de población. A medida que la demanda de suelo disminuye, también debería hacerlo el alcance de la fragmentación del paisaje (Munroe *et al*., 2005).

Sobre la base de estas consideraciones, formulamos la hipótesis de que es probable que una región esté más fragmentada que otras si su densidad de población es

más elevada, su Producto Interior Bruto *per cápita* es mayor, su tasa de desempleo es más baja y el volumen de bienes y pasajeros transportados es mayor, con una población formada y respetuosa con el medio ambiente (en respuesta al avance de la degradación medioambiental), menos barreras naturales (por ejemplo, montañas altas) y si la región ya está dividida de forma natural en islas. Es probable que la influencia de las colinas (zonas de baja elevación con pendientes suaves, pero que no son llanuras) difiera en las distintas partes de Europa (por ejemplo, reflejando una relación positiva en las regiones que poseen pocas zonas de llanura y una relación negativa en las regiones con un mayor número de llanuras).

1.3 Fragmentación del paisaje en Europa: cuestiones de la investigación y principales resultados

En la actualidad, la mayoría de los países europeos hacen hincapié en la necesidad de conservar la biodiversidad y de garantizar la conectividad entre las zonas naturales restantes para el movimiento de animales, incluida la migración y la dispersión, para el acceso a los distintos tipos de hábitat y a otros recursos, para la recolonización de los hábitats vacíos y para el intercambio genético entre poblaciones. El Convenio de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica considera que la fragmentación derivada

Cuadro 1.1 Explicación de los términos técnicos más importantes que se utilizan en este informe

GF GF-A1 GF-A2 GF-B2	Una **geometría de fragmentación** (GF) es un conjunto de diversos tipos de barreras que se consideran importantes en un paisaje. Estas barreras se combinan en un conjunto digital de datos para determinar el grado de fragmentación del paisaje, calculando la densidad efectiva de malla. El uso de una u otra geometría de fragmentación puede depender del objetivo de la investigación. Este informe aplica tres geometrías de fragmentación: GF-A1 = Fragmentación antropogénica importante. GF-A2 = Fragmentación antropogénica importante e intermedia. GF-B2 = Fragmentación de las zonas no montañosas. Véase la sección 2.3 para obtener más información.
m_{eff}	El **tamaño efectivo de malla** (m_{eff}) mide la conectividad del paisaje, es decir, el grado en el que pueden producirse movimientos entre distintas partes del paisaje. Expresa la probabilidad de que dos puntos de una región elegidos al azar estén conectados, es decir, que no estén separados por barreras como rutas de transporte o zonas urbanizadas. Cuantas más barreras fragmenten el paisaje, menor será la probabilidad de que los dos puntos estén conectados, y menor será el tamaño efectivo de malla. m_{eff} se mide en km^2.
s_{eff}	La **densidad efectiva de malla** (s_{eff}) mide la fragmentación del paisaje, es decir, el grado en el que las barreras impiden el movimiento entre distintas partes del paisaje. Ofrece el número efectivo de mallas por cada 1.000 km^2, o dicho de otro modo, la densidad de las mallas. Esta cifra se calcula fácilmente a partir del tamaño efectivo de malla. Se reduce a saber cuántas veces cabe el tamaño efectivo de malla en una superficie de 1.000 km^2. Cuantas más barreras fragmenten el paisaje, mayor será la densidad efectiva de malla. Véase las secciones 2.1 y 2.2 para obtener más información.
NUTS-X	La **Nomenclatura de unidades territoriales estadísticas** (NUTS) es un sistema jerárquico utilizado para dividir el territorio de la UE con el fin de recabar estadísticas regionales, análisis socioeconómicos de las regiones y formulación de políticas. NUTS-X denota una combinación de NUTS-2 (regiones básicas para la aplicación de políticas regionales) y NUTS-3 (regiones pequeñas para obtener diagnósticos específicos).
red LEAC	Esta red es la red europea de referencia que se emplea para las actividades correspondientes a la **Contabilidad del uso de la tierra y los ecosistemas** (*Land and Ecosystem Accounting,* LEAC) y otras tareas. Posee una resolución de 1 km^2.
CLC	**Corine Land Cover** (CLC) es un mapa digital de tipos de cobertura del suelo en Europa, uniforme en todo el continente y basado en imágenes tomadas por satélite. Este mapa resulta útil para analizar y evaluar el medio ambiente y para diseñar las políticas. CLC 2006 es el tercer conjunto de datos de una serie cuyos dos primeros componentes datan de 1990 y 2000.
TeleAtlas	TeleAtlas es un proveedor de mapas digitales y soluciones de navegación que abarca 200 países de todo el mundo. Los datos sobre carreteras y vías férreas empleados en este informe se han extraído del conjunto de datos de **TeleAtlas** correspondiente a 2009.

Nota: En la página 68 figura una lista completa de acrónimos.

de las infraestructuras y de otros usos del suelo es una amenaza importante para las poblaciones de numerosas especies. Este hecho se refleja en la Estrategia paneuropea sobre diversidad biológica y paisajística (PEBLDS) (http://www.peblds.org), en la Estrategia de la Comunidad Europea en materia de biodiversidad (Comisión Europea, 1998) y en la Directiva sobre hábitats (92/43/CEE, 1992). El programa SEBI2010 («Integración de los indicadores europeos de la biodiversidad para 2010») ha iniciado una colaboración entre la AEMA, la PEBLDS (basada en el Consejo de Europa y en la Oficina Regional del PNUMA para Europa), el Centro Europeo para la Conservación de la Naturaleza (*European Centre for Nature Conservation*, ECNC), el Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación del PNUMA (PNUMA-WCMC) y la Comisión Europea con el fin de controlar la biodiversidad en Europa. Sin embargo, en muchos sentidos, la discrepancia entre los objetivos políticos y el desarrollo real ha aumentado. Por ejemplo, el Gobierno Federal de Alemania hizo un llamamiento para «invertir la tendencia de fragmentación del paisaje y dispersar ampliamente el crecimiento urbano» hace más de 25 años (Bundesminister des Innern, 1985), pero las tendencias no han reflejado grandes cambios desde entonces.

La acción COST 341 de la UE analizó los problemas ocasionados por la fragmentación del hábitat derivada de las infraestructuras de transporte (Acción COST 341, 2000). A partir de esta acción se elaboró un manual europeo sobre la fragmentación de los hábitats debido a las infraestructuras de transporte: *«European handbook on habitat fragmentation due to transportation infrastructure»* (Iuell *et al*., 2003) y varios informes nacionales (disponibles en http://www.iene.info). Así, en la actualidad muchos países poseen directrices para la construcción de carreteras y vías férreas que al menos incorporan algunas medidas de mitigación, como la construcción de pasos de fauna. La siguiente tarea importante que debe acometerse es integrar la fragmentación de los hábitats en los estudios de planificación y supervisión del transporte y desarrollar acuerdos relativos a normas ambientales como límites y objetivos destinados a reducir la fragmentación del paisaje. Por ejemplo, Suiza ya ha incluido series temporales de fragmentación del paisaje en los sistemas de seguimiento a escala federal utilizando el mismo método que se emplea en este informe a escala europea. La AEMA ha utilizado en ocasiones anteriores el «tamaño medio de las parcelas no fragmentadas» como medida para la fragmentación del paisaje a la hora de realizar tareas de supervisión ambiental (véase, por ejemplo, AEMA, 2002). No obstante, este método resulta insuficiente por varios motivos: por ejemplo, concede a las parcelas pequeñas el mismo peso que a las grandes. Consecuentemente, la medición no puede distinguir entre la fragmentación de pequeñas parcelas y grandes parcelas. Así, la AEMA ha puesto a prueba el nuevo método, más fiable, denominado «tamaño efectivo de malla» (Jaeger, 2000; Moser *et al*., 2007) para sus fines, y ha obtenido resultados positivos, constatando que este método solventa las deficiencias presentes en el método anterior. El nuevo método se aplica en este informe, que es el siguiente paso en la lógica de los esfuerzos por intentar salvar las diferencias entre los estudios regionales y los estudios a escala continental en los que operan las fuerzas motrices de la fragmentación del paisaje (por ejemplo, las fuerzas motrices socioeconómicas).

Este estudio cuantifica por primera vez el grado de fragmentación del paisaje que se deriva de las infraestructuras de transporte y las zonas urbanizadas en 28 países de Europa (para los que había datos disponibles). Nos referimos a este grupo de países como los «28 países investigados». Cuando escribimos acerca del nivel de fragmentación en Europa, también nos referimos a este grupo de 28 países investigados, pese a que Europa incluye muchos otros países. El presente estudio también determina los niveles máximos y mínimos de fragmentación, e identifica los factores socioeconómicos que probablemente explican mejor los modelos de fragmentación del paisaje constatados. El informe proporciona una base de referencia para medir la fragmentación del paisaje y para realizar un seguimiento futuro de esta cuestión. De este modo, la eficacia de las políticas de protección del medio ambiente podrá evaluarse comparándola con estas series temporales de fragmentación del paisaje. Así pues, las cuestiones más importantes de la investigación de este estudio fueron:

1. ¿Cuál es el grado actual de fragmentación del paisaje en Europa a distintas escalas espaciales (países, regiones NUTS-X, red LEAC de 1 km^2)?

2. ¿Cuáles son las diferencias entre los países y entre las distintas regiones NUTS-X?

3. ¿Qué relación existe entre el grado de fragmentación del paisaje y los factores socioeconómicos y geofísicos?

4. ¿Cuál es la importancia relativa de estos factores, es decir, qué factores determinan el grado de fragmentación del paisaje en Europa?

5. ¿Qué modelos estadísticos son los más adecuados para predecir el grado de fragmentación del paisaje en Europa?

6. ¿Qué regiones europeas registran grados de fragmentación del paisaje superiores o inferiores

al nivel previsto por el modelo predictivo? ¿Cuáles son las posibles causas de que algunas regiones estén más o menos fragmentadas de lo previsto?

7. ¿Qué consecuencias tienen estos resultados? ¿Cómo pueden aplicarse a la planificación regional y a la planificación del tráfico en Europa?

La cifra de elementos de fragmentación considerada en nuestro análisis era limitada, a pesar de que las distintas especies de fauna silvestre tienen percepciones distintas de los distintos tipos de carreteras. Estas diferencias podrían considerarse aplicando geometrías de fragmentación más específicas (combinaciones concretas de elementos de fragmentación en el paisaje) para cada especie. De este modo, los resultados serían más apropiados para considerar los efectos de la fragmentación del paisaje sobre la biodiversidad. No obstante, considerar muchas especies con distintas geometrías de fragmentación daría como resultado un número de indicadores muy superior a la cifra adecuada para la mayoría de los sistemas de seguimiento, y los indicadores, por definición, no deben abarcarlo todo, sino seleccionar ejemplos pertinentes que también sean indicativos de otros procesos. Este estudio también se vio limitado por la disponibilidad de conjuntos de datos coherentes en Europa. La fragmentación de las vías fluviales mediante presas también es otra cuestión que afecta a la biodiversidad acuática, pero no se incluyó en este análisis, puesto que este informe se centra en la fragmentación de las zonas terrestres.

Este informe ofrece una evaluación inicial de la fragmentación de paisajes a escala europea, y sienta las bases de futuras evaluaciones sistemáticas de las modificaciones con el paso del tiempo. Los resultados corresponden a más de 500 regiones NUTS-X de 28 países de Europa. En nuestra opinión, los resultados que ofrece este estudio contribuirán a mejorar el contexto de conservación ecológica y a hacer más sostenible la planificación del transporte en todo el continente europeo.

Los valores de la densidad efectiva de malla en los 28 países objeto de la investigación oscilan bastante, puesto que en zonas extensas de Escandinavia se registran valores bajos (menos de 1 malla por cada 1.000 km^2), mientras que en Europa central y oriental los valores de fragmentación son muy elevados. Los niveles de fragmentación bajos suelen ir asociados a sierras o a zonas periféricas. Muchas regiones con un grado elevado de fragmentación en Alemania, Bélgica, Dinamarca, Francia, Países Bajos, Polonia y la República Checa registran valores de densidad efectiva de malla superiores a 20 mallas por cada 1.000 km^2. Estos valores de fragmentación elevados suelen registrarse en los alrededores de las grandes zonas urbanas y a lo largo de importantes corredores de transporte. Los valores más altos de densidad efectiva de malla, superiores a 1.000 mallas por cada 1.000 km^2 se registraron en algunas regiones muy urbanizadas (por ejemplo, Bruselas, París y Londres). Los valores difieren en las tres geometrías de fragmentación (véase la explicación en el Cuadro 1.1). La densidad efectiva de malla es muy superior en la GF-A2 que en la GF-A1, ya que la GF-A2 incluye más barreras. A su vez, la GF-B2 registra valores superiores a la GF-A2, ya que los lagos y las montañas se consideraron barreras y se excluyeron de las unidades informativas en la GF-B2, pero las diferencias entre la GF-B2 y la GF-A2 son mucho menores que las existentes entre la GF-A2 y la GF-A1. La geometría de fragmentación B2, la «fragmentación de las zonas no montañosas», que incluye las autopistas hasta la clase 4, las vías férreas y las zonas urbanas, es la geometría de fragmentación más importante, dado que permite comparar regiones con condiciones geográficas distintas, como cantidades distintas de montañas o lagos; también engloba el conjunto más completo de fronteras físicas que afectan a un gran número de especies. Estudios futuros para otras fechas permitirán realizar una comparación temporal para evaluar la tasa de aumento de la fragmentación del paisaje.

En términos generales, las variables más relevantes que influyen en la fragmentación del paisaje son la densidad de población, el producto interior bruto *per cápita*, el volumen de la densidad de pasajeros y la cantidad de bienes cargados y descargados *per cápita*. El nivel de variación en el grado de fragmentación que se explica mediante las variables de predicción fue elevado, y registró valores entre el 46% y el 91%. Los resultados reflejaron que las fuerzas motrices de la fragmentación del paisaje varían en función de la zona de Europa que se analice. Los esfuerzos encaminados a reducir la fragmentación del paisaje deben tener en cuenta estas diferencias.

Hay un interés y una necesidad cada vez mayores de incluir indicadores de la fragmentación del paisaje en los sistemas de seguimiento del desarrollo sostenible, la biodiversidad y la calidad del paisaje. Los resultados que se presentan en este informe deberían utilizarse con este fin y actualizarse periódicamente para identificar tendencias en la evolución de la fragmentación del paisaje. Los resultados demuestran que es necesario y urgente tomar medidas. En consecuencia, este informe aborda el uso del análisis de fragmentación como un instrumento para evaluar el desempeño de la planificación del transporte y la planificación regional, y recomienda una serie de medidas para controlar la fragmentación del paisaje, como una protección más eficaz de las zonas sin fragmentar y el establecimiento de objetivos y límites. El informe también identifica necesidades futuras en materia de investigación.

2 ¿Cómo se mide la fragmentación del paisaje?

2.1 Métodos para medir la fragmentación del paisaje

Se han utilizado numerosos sistemas de medición del paisaje para cuantificar su fragmentación (Gustafson, 1998; Leitão *et al*., 2006). Todos estos sistemas de medición tienen puntos fuertes y débiles especificos. Es importante utilizar un método fiable a la hora de elaborar series temporales de fragmentación del paisaje para realizar un seguimiento del estado del paisaje y de las modificaciones que se producen con el tiempo. En consecuencia, el comportamiento de los nuevos sistemas de medición propuestos debe analizarse y compararse detenidamente con los sistemas existentes antes de su aplicación (Li y Wu, 2004).

Por ejemplo, se han propuesto como medidas de la fragmentación el tamaño medio de las parcelas no fragmentadas (o tamaño medio de la extensión, *average patch size*, APS), la densidad de las líneas de transporte (*density of transportation lines*, DTL, en relación con la superficie total del paisaje) y el número de las zonas extensas con tráfico reducido que quedan sin dividir cuya superficie es superior a 100 km^2 (n_{UDA100}). Una medida de fragmentación que se ha introducido recientemente es el método del tamaño efectivo de malla y la densidad efectiva de malla (Jaeger, 2000, véase a continuación). Este método se utiliza en el presente informe porque tiene varias ventajas sobre la mayoría de los demás sistemas de medición del paisaje.

- Tiene en cuenta todas las extensiones que quedan en la «red» de las infraestructuras de transporte y las zonas urbanas.

- Es válido para comparar la fragmentación de regiones con superficies totales diferentes y con porcentajes distintos de ocupación por estructuras de transporte, industriales o viviendas.

- Su fiabilidad viene avalada por nueve criterios de idoneidad utilizados en una comparación sistemática con otras medidas cuantitativas (Jaeger, 2000, 2002; Girvetz *et al*., 2007). La idoneidad de otros sistemas de medición fue limitada, puesto que solo cumplían los criterios parcialmente.

- Puede ampliarse para incluir la permeabilidad de las infraestructuras de transporte para los animales o los seres humanos que se mueven en el paisaje (es decir, el efecto filtro; Jaeger, 2002, 2007).

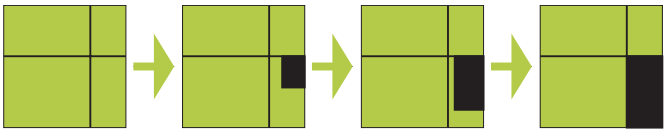
Un motivo por el que el tamaño medio de la extensión no constituye un sistema de medición adecuado del grado de fragmentación es que no reacciona de forma coherente a las distintas etapas de fragmentación, por ejemplo, **disminuye** cuando se dividen las extensiones de hábitats o cuando se pierden secciones amplias, pero **aumenta** cuando se pierden secciones pequeñas (véase el debate más detallado en Jaeger, 2000, 2002). Ilustramos la comparación de estos cuatro sistemas de medición con m_{eff} sobre la base de su comportamiento en las fases de reducción y contacto de las extensiones, lo que contribuye a la fragmentación del paisaje (Forman, 1995). El ejemplo de la figura 2.1 refleja que el tamaño medio de la extensión, la cifra de extensiones restantes, la cifra de superficies amplias con poco tráfico y sin dividir mayores de 100 km^2 y la densidad de las líneas de transporte no se comportan de manera apropiada en las fases de reducción y contacto. En consecuencia, la idoneidad de estas cuatro medidas a la hora de cuantificar el grado de fragmentación del paisaje es limitada.

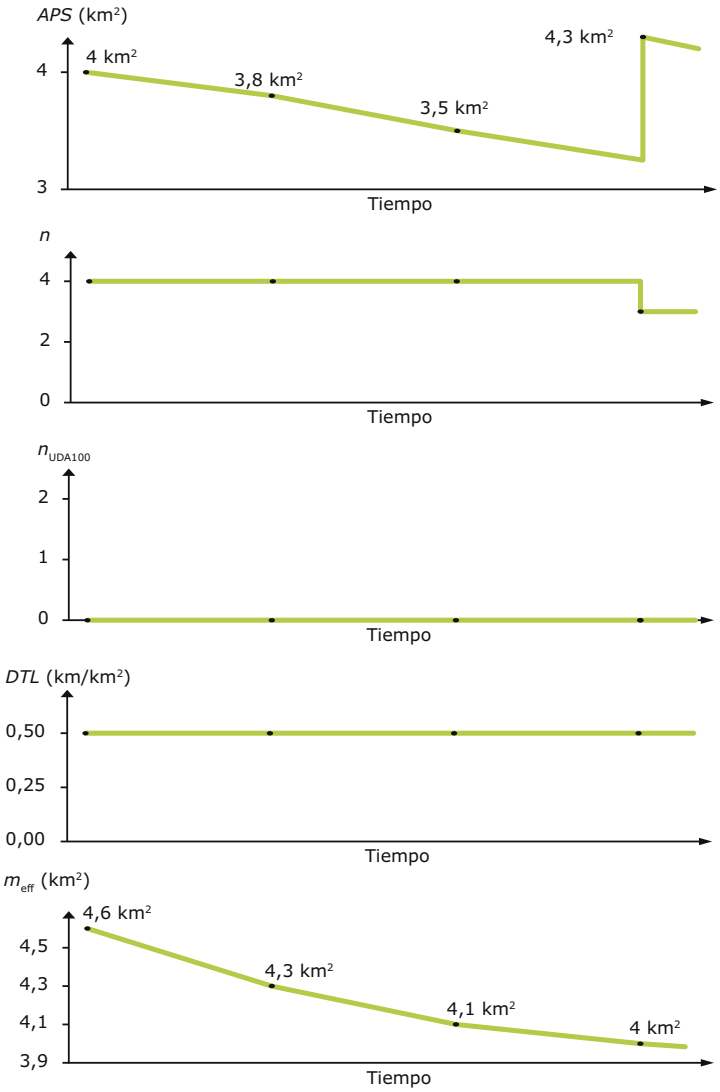
Otro ejemplo es la comparación de dos paisajes en los que la red de carreteras se encuentra agrupada o bien distribuida uniformemente en el paisaje (Figura 2.2.). La densidad de carreteras y el tamaño medio de la extensión son ajenos a esta diferencia, pero el tamaño efectivo de malla refleja adecuadamente esta diferencia. Este ejemplo pone de manifiesto que el tamaño efectivo de malla expresa diferencias en la distribución espacial de las rutas de transporte.

2.2 Tamaño efectivo de malla y densidad efectiva de malla

Para medir el grado de fragmentación del paisaje, aplicamos el método del tamaño efectivo de malla (m_{eff}), que se basa en la probabilidad de que dos puntos de una región elegidos al azar estén conectados, es decir, que estén ubicados en la misma extensión (Jaeger, 2000). Esto puede interpretarse como la probabilidad de que dos animales, ubicados

Figura 2.1 Ilustración del comportamiento de cinco sistemas de medición del paisaje en las fases de reducción y atrición de las secciones restantes del paisaje abierto debido al desarrollo de una zona urbana





Cálculos:

APS = (suma de cuatro extensiones/4), seguida de un salto al *APS* (suma de tres extensiones/3).

Número de extensiones: n = 4, que cambia bruscamente a n = 3.

Ninguna extensión supera los 100 km², por lo que n_{UDA100} no captura los cambios que se producen en el paisaje.

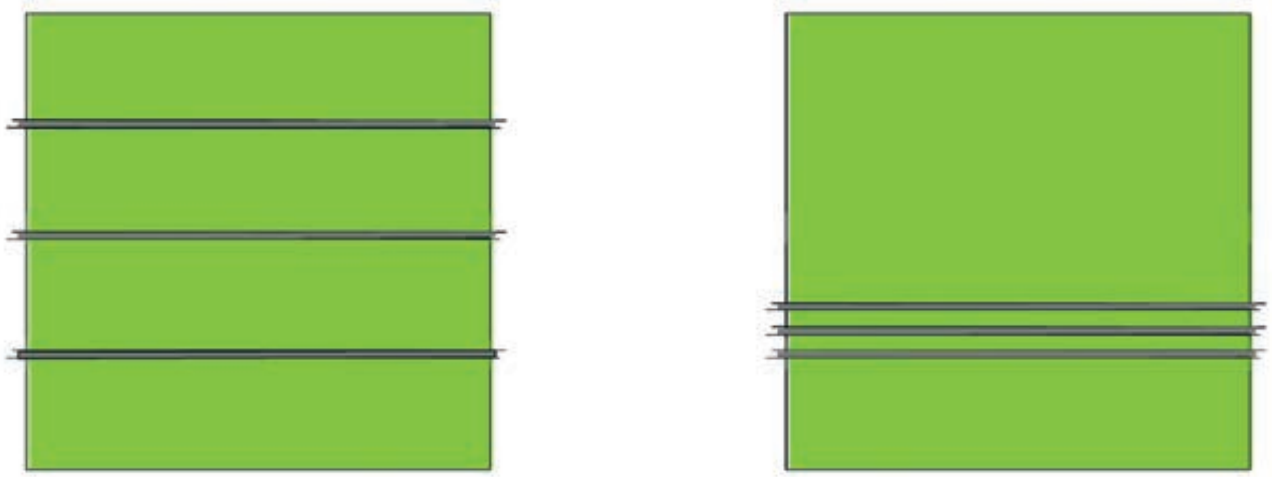
La longitud de las carreteras permanece constante con el siguiente valor: 2 x 4 km/16 km² = 8 km/km².

El valor de m_{eff} se calcula siguiendo los pasos del cuadro 2.2.

Nota: Primera fila: modificación del paisaje con el tiempo (líneas negras = autopistas, zona negra = zona residencial o comercial; tamaño del paisaje: 4 km × 4 km = 16 km²). Solo el tamaño efectivo de malla se comporta de manera adecuada (diagrama inferior). *APS* y *n* reflejan un salto en sus valores (a pesar de que el proceso que se produce en el paisaje es continuo); *DTL* y n_{UDA100} no responden al aumento de la fragmentación. (m_{eff} = tamaño efectivo de malla, *n* = número de extensiones, *APS* = tamaño medio de la extensión, n_{UDA100} = número de zonas con bajo tráfico sin dividir superiores a 100 km², *DTL* = densidad de las líneas de transporte).

Fuente: J. Jaeger (elaborado para este informe).

Figura 2.2 Ilustración de dos paisajes con distribución de carreteras uniforme (izquierda) o agrupada (derecha)



Nota: El paisaje de la izquierda está más fragmentado, mientras que el paisaje de la derecha posee más hábitat central no perturbado. No obstante, la densidad de las líneas de transporte (*DTL*) es la misma en ambos paisajes (0,5 km/km^2, cuando el área del paisaje es 64 km^2). El número de extensiones restantes (*n*) y el tamaño medio de la extensión (*APS*) tampoco reflejan las diferencias estructurales entre los dos paisajes, puesto que son las mismas en ambos (*n* = 4; *APS* = 16 km^2). Sin embargo, el tamaño efectivo de malla (m_{eff}) indica correctamente la diferencia existente entre el paisaje de la izquierda (m_{eff} = 16 km^2) y el de la derecha (m_{eff} = 37,7 km^2).

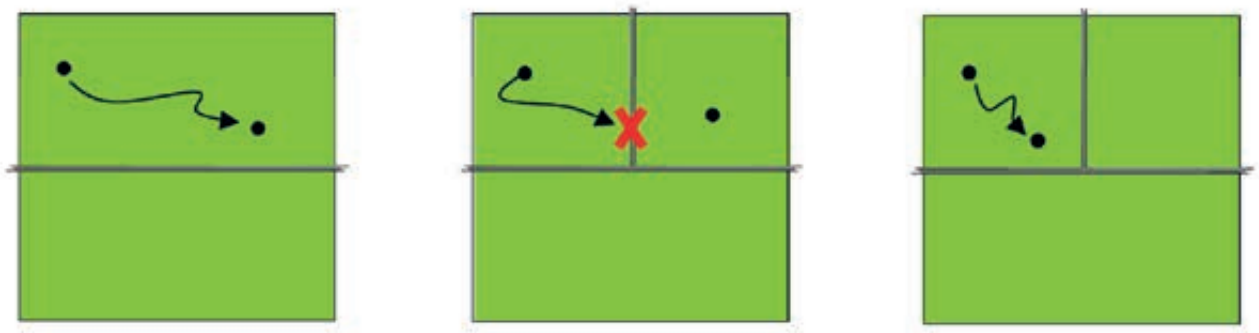
Fuente: Jaeger *et al*., 2007.

en distintos puntos de una región, puedan encontrarse en la región sin tener que cruzar una barrera como una carretera, una zona urbana o un río importante. Por tanto, indica la posibilidad de que los animales se muevan con libertad en el paisaje sin encontrarse estas barreras. Si uno de los puntos (o ambos) está ubicado en un elemento que fragmenta el paisaje, por ejemplo, en una zona urbana, es separado del resto de puntos.

Al multiplicar esta probabilidad por la superficie total de la unidad informativa, se convierte en el tamaño de una zona denominada el **tamaño efectivo de malla.** Cuanto más pequeño es el tamaño efectivo de malla, más fragmentado está el paisaje.

El tamaño efectivo de malla (m_{eff}) posee varias propiedades matemáticas que conllevan una gran ventaja, por ejemplo, m_{eff} apenas se ve afectado por la inclusión o exclusión de extensiones pequeñas o muy pequeñas (Jaeger, 2000, 2002). El valor máximo del tamaño efectivo de malla se alcanza con una zona totalmente sin fragmentar: m_{eff} equivale entonces

Figura 2.3 Ilustración de la idea básica del sistema de medición del tamaño efectivo de malla



Nota: Dos puntos del paisaje elegidos al azar pueden estar conectados (a) o separados por una barrera, por ejemplo cuando se añade una carretera nueva al paisaje (b). Cuantas más barreras hay en el paisaje, menos puntos estarán conectados con cualquier punto concreto (c), y menor será el tamaño efectivo de malla. El tamaño efectivo de malla expresa la probabilidad de que dos puntos del paisaje elegidos al azar estén conectados. Esto se corresponde con la definición de conectividad del paisaje como «el grado en el que el paisaje favorece o impide el movimiento entre parcelas con recursos» (Taylor *et al*., 1993). La fragmentación del paisaje implica una reducción de la conectividad del paisaje.

Fuente: J. Jaeger (elaborado para este informe).

al tamaño de la totalidad de la zona. Si una zona se divide en secciones de igual tamaño, entonces m_{eff} equivale al tamaño de estas secciones. No obstante, m_{eff} no suele ser igual al tamaño medio de las secciones. El valor mínimo de m_{eff} es 0 km^2; este caso se da cuando la superficie de una región está totalmente cubierta por estructuras urbanas y de transporte (Cuadro 2.1).

Una ventaja importante de esta medida es que describe la estructura espacial de una red de barreras desde un punto de vista ecológico significativo utilizando únicamente un valor fácil de entender (Figura 2.2). El objetivo de utilizar sistemas de medición del paisaje para evaluar la fragmentación del paisaje es conocer más a fondo los procesos ecológicos a nivel del paisaje asociados con el movimiento de las especies, como la búsqueda de comida, la dispersión, la conectividad genética y la dinámica de la metapoblación, que dependen de la posibilidad de moverse por el paisaje y entre las extensiones de hábitat. La fragmentación del paisaje puede entenderse como una reducción de la conectividad del paisaje, que se define como «el grado en el que el paisaje favorece o impide el movimiento entre parcelas con recursos» (Taylor *et al*., 1993; Tischendorf y Fahrig, 2000). A medida que la fragmentación de los paisajes aumenta, el movimiento de los animales en sus extensiones con recursos se ve cada vez más limitado. Y en consecuencia, se incrementa el grado de fragmentación del paisaje.

Figura 2.4 Barreras en el paisaje (izquierda) y tamaño efectivo de malla correspondiente representado en forma de red uniforme (derecha)

Fuente: Bertiller *et al*., 2007.

Cuadro 2.1 Definición de tamaño efectivo de malla m_{eff} y densidad efectiva de malla s_{eff}

La definición de **tamaño efectivo de malla** m_{eff} se basa en la probabilidad de que dos puntos de una zona elegidos al azar estén conectados y no se encuentren separados por ninguna barrera. Esta definición genera la siguiente fórmula,

$$m_{eff} = \left(\left(\frac{A_1}{A_{total}} \right)^2 \left(\frac{A_2}{A_{total}} \right)^2 + \left(\frac{A_3}{A_{total}} \right)^2 + \ldots + \left(\frac{A_n}{A_{total}} \right)^2 \right) \cdot A_{total} = \frac{1}{A_{total}} \sum_{i=1}^{n} A_i^2$$

en la que *n* es el número de extensiones, A_1 a A_n representan los tamaños de las extensiones, de la 1 a la n, y A_{total} es la superficie total de la región objeto de la investigación.

La primera parte de la fórmula calcula la probabilidad de que dos puntos elegidos al azar se encuentren en la misma extensión. La segunda parte (multiplicación por el tamaño de la región) convierte esta probabilidad en una medida de superficie. Esta superficie es el «tamaño de malla» de un modelo uniforme de red que refleja un grado de fragmentación igual (Figura 2.4) y puede compararse directamente con otras regiones. Cuanto más pequeño es el tamaño efectivo de malla, más fragmentado está el paisaje.

La **densidad efectiva de malla** s_{eff} ofrece el número efectivo de mallas por km², o dicho de otro modo, la densidad de las mallas. Suele ser más conveniente contar el número efectivo de mallas por cada 1.000 km² en lugar de hacerlo por 1 km² (la diferencia es visible en la unidad que sigue a la cifra). Esta cifra se calcula fácilmente a partir del tamaño efectivo de malla: se reduce a saber cuántas veces cabe el tamaño efectivo de malla en una superficie de 1.000 km².

Por ejemplo, si m_{eff} = 25 km², la densidad efectiva de malla correspondiente es s_{eff} = 1 malla/(25 km²) = 0,04 mallas por km² = 40 mallas por cada 1.000 km².

Por tanto, esta relación se expresa como:

$$s_{eff} = \frac{1\ 000\ km^2}{m_{eff}} \frac{1}{1\ 000\ km^2} = \frac{1}{m_{eff}}$$

El valor de la densidad efectiva de malla se incrementa cuando aumenta la fragmentación (Figura 2.5). Las dos medidas contienen la misma información sobre el paisaje, pero la densidad efectiva de malla es más útil a la hora de identificar tendencias y cambios en las tendencias. Puede consultarse una descripción detallada de ambos sistemas de medición en Jaeger (2000, 2002).

El tamaño efectivo de malla es una expresión cuantitativa directa de la conectividad del paisaje; de hecho, el tamaño efectivo de malla se corresponde directamente con la sugerencia de Taylor *et al*. (1993) de que «la conectividad del paisaje puede medirse en un organismo determinado utilizando la probabilidad de movimiento entre todos los puntos o parcelas con recursos de un paisaje».

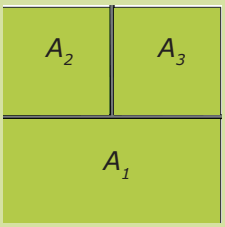
En consecuencia, este método posee ventajas considerables, por ejemplo, que cumple con todos los requisitos científicos, funcionales y pragmáticos de los indicadores ambientales (véase Jaeger *et al*., 2008, para una evaluación sistemática del tamaño efectivo de malla basado en 17 criterios para la selección de indicadores de seguimiento de sistemas de desarrollo sostenible).

Varios países han aplicado ampliamente el tamaño efectivo de malla como indicador del seguimiento ambiental, por ejemplo, en la actualidad m_{eff} se aplica oficialmente en Suiza (Bertiller *et al*., 2007; Jaeger *et al*., 2007, 2008), Alemania (como uno de los 24 indicadores básicos del Informe Nacional de Sostenibilidad y en la Estrategia Nacional de Diversidad Biológica; Schupp, 2005; Ministerio Federal para el Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear, 2007), Baden-Württemberg (Instituto Estatal de Medio Ambiente, Mediciones y Conservación de la Naturaleza de Baden-Württemberg, 2006) y el Tirol del Sur (Italia; Tasser *et al*., 2008).

Alternativamente, el grado de fragmentación puede expresarse como la densidad efectiva de malla s_{eff} (es decir, la cifra efectiva de secciones por cada 1.000 km²

Cuadro 2.2 Un ejemplo sencillo de cálculo de m_{eff} y s_{eff}

Consideremos un paisaje fragmentado por autopistas en tres secciones:



Nota: A_{total} = 2 km x 2 km = 4 km²

La probabilidad de que dos puntos elegidos al azar se encuentren en la sección 1 (y estén, por tanto, conectados) es:

$$\left(\frac{A_1}{A_{total}}\right)^2 = 0.5 \times 0.5 = 0.25$$

La probabilidad correspondiente es $0{,}25^2 = 0{,}0625$ para las secciones 2 y 3. La probabilidad de que dos puntos se encuentren en la sección 1 o 2 o 3 es la suma de las tres probabilidades, lo que da un resultado de 0,375.

Si multiplicamos esta probabilidad por la superficie total de la región objeto de la investigación, obtenemos finalmente el valor del tamaño efectivo de malla:

m_{eff} = 0,375 × 4 km² = **1,5 km²**

Así, la densidad efectiva de malla s_{eff} es: s_{eff} = 666,7 mallas por cada 1.000 km²

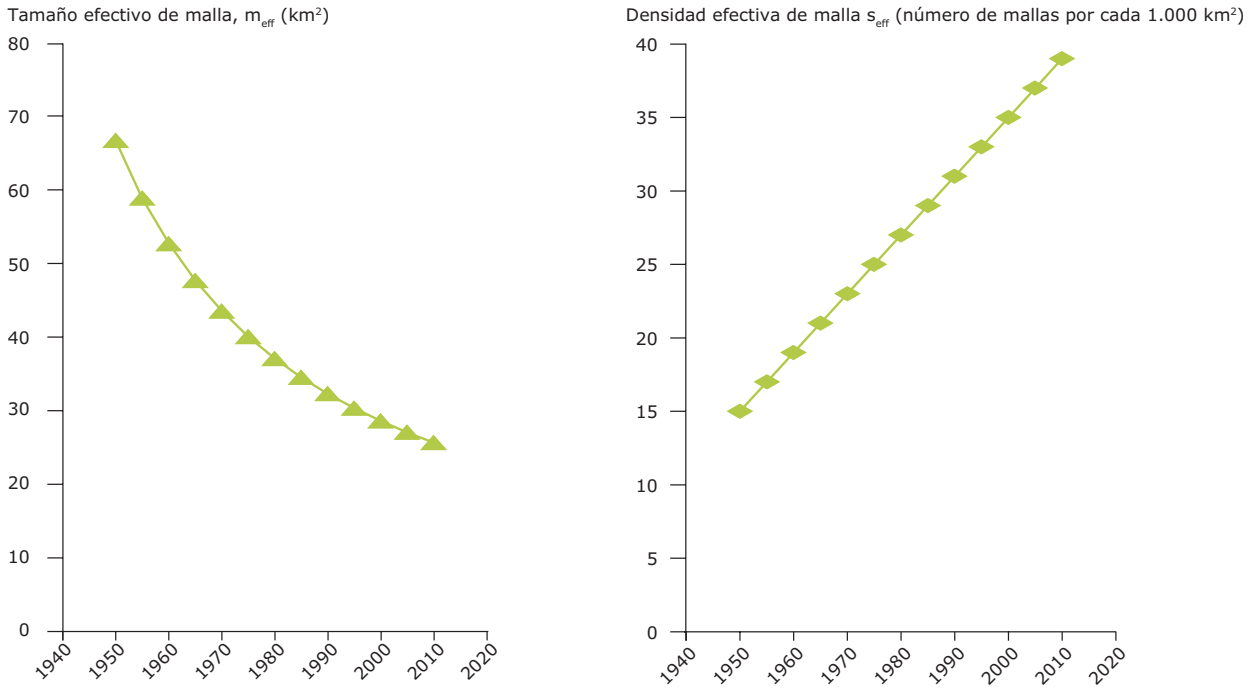
La relación entre densidad de malla y tamaño de malla es tal que un incremento en el percentil de la densidad de malla es distinto de un descenso en el percentil del tamaño de malla (Figura 2.5). Por ejemplo, un aumento de la densidad efectiva de malla del 100% (por ejemplo, de 20 a 40 mallas por cada 1.000 km²) se corresponde con un descenso del tamaño efectivo de malla del 50% (por ejemplo, de 50 a 25 km²).

(Jaeger *et al*., 2007, 2008), que está relacionada con el tamaño efectivo de malla según $s_{eff} = 1/m_{eff}$ (véase el cuadro 2.1). Para leer las tendencias al margen de los gráficos, es más sencillo utilizar la densidad efectiva de malla, puesto que los incrementos de s_{eff} indican un aumento de la fragmentación del paisaje (Figura 2.5). Por tanto, en este informe la mayoría de las veces presentamos los resultados utilizando s_{eff}.

Utilizamos el procedimiento de conexiones transfronterizas (CBC, *cross-boundary connections*) para calcular el tamaño efectivo de malla y la densidad efectiva de malla (véase la explicación en el anexo 2; Moser *et al*., 2007). Este procedimiento elimina cualquier influencia derivada de las fronteras de las unidades informativas a la hora de cuantificar la estructura del paisaje. Representa las conexiones dentro de secciones no fragmentadas que se extienden más allá de las fronteras de las unidades informativas.

La probabilidad de cruzar una carretera sin problemas y el efecto positivo de las estructuras de pasos de faunas sobre la conectividad del paisaje también pueden incluirse en una versión más detallada del tamaño efectivo de malla (Jaeger, 2002, 2007). No obstante, el valor del tamaño efectivo de malla sería específico de la especie, es decir, los valores oscilarían en función de la especie. En la actualidad, los datos cuantitativos sobre la probabilidad de que las especies utilicen las estructuras de pasos de fauna y la probabilidad de cruzar con éxito las autopistas, que depende del volumen de tráfico de la carretera, son escasos. Una vez que estos datos estén disponibles, estos efectos podrán incluirse en el valor del tamaño efectivo de malla en futuros estudios.

Figura 2.5 Ejemplo que refleja la relación existente entre el tamaño efectivo de malla y la densidad efectiva de malla



Nota: En este ejemplo hipotético, la tendencia permanece constante. Un aumento lineal de la densidad efectiva de malla (derecha) se corresponde con una curva 1/x en el gráfico del tamaño efectivo de malla (izquierda). Un aumento más lento de la fragmentación da como resultado una curva más plana en el tamaño efectivo de malla, y un aumento más rápido genera una curva más pronunciada. En consecuencia, es más fácil identificar las tendencias de la densidad efectiva de malla (derecha) en el gráfico.

Fuente: Jaeger *et al*., 2007.

2.3 Geometrías de fragmentación, datos básicos y unidades informativas

Para analizar la fragmentación del paisaje, es necesario identificar en primer lugar qué elementos del paisaje son relevantes para la fragmentación. La elección de un conjunto específico de elementos de fragmentación define la denominada «geometría de fragmentación». Para identificar las contribuciones relativas de distintos tipos de barreras a la fragmentación global del paisaje se utilizaron tres geometrías de fragmentación (GF) distintas, cada una de las cuales aborda las barreras artificiales y naturales de modo distinto (Tabla 2.1).

Las geometrías de fragmentación A1 y A2 incluyen únicamente barreras artificiales: carreteras, vías férreas y zonas urbanizadas. En muchos lugares de Europa, los lagos, los ríos y las montañas altas también contribuyen de manera considerable actuando como barreras naturales. En algunas regiones su impacto es tan importante que no resulta significativo comparar el nivel de fragmentación del paisaje en dichas regiones con regiones sin lagos y montañas.

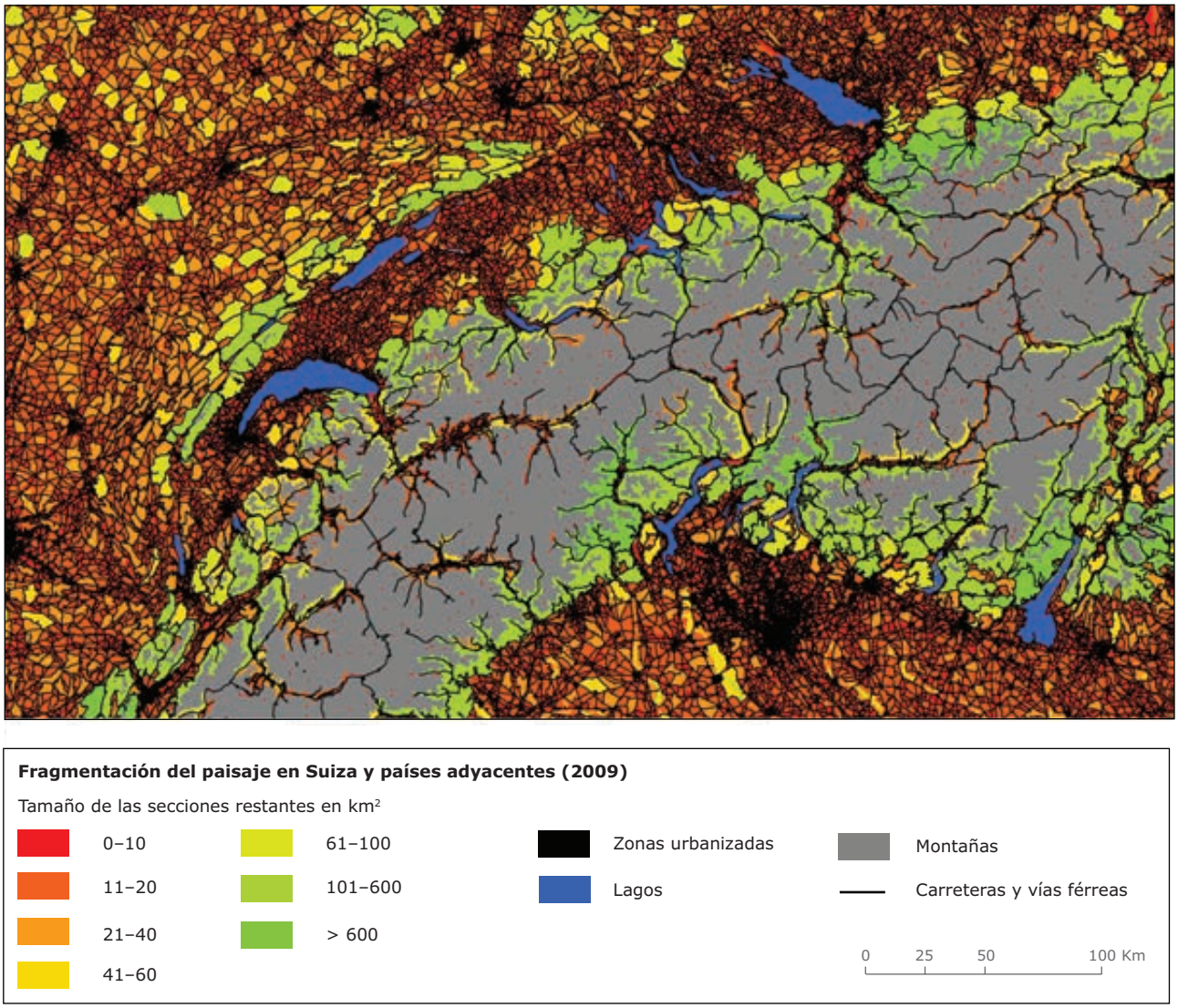
En consecuencia, en la geometría B2, los lagos, los ríos importantes y las montañas altas se consideraron barreras, y se calculó el nivel de fragmentación de las partes de estas regiones en las que el terreno no contiene montañas altas (Mapa 2.1). Así pues, la GF-B2 refleja el hecho de que la fragmentación provocada por el hombre afecta a la biodiversidad en combinación con la fragmentación natural. Los valores resultantes de calcular la fragmentación de las zonas no montañosas pueden compararse entre todas las regiones.

La clasificación de las montañas como barreras depende del grupo de especies analizado. Las montañas representan corredores de movimiento y hábitat para determinadas especies. Para dichas especies, la GF-A2 podría resultar más apropiada que la GF-B2. Se da una situación similar con los ríos y los lagos: también representan corredores de movimiento para determinadas especies y barreras para otras. Para las especies que prefieren desplazarse junto a las orillas de los ríos, resulta especialmente importante que no haya barreras de movimiento en las orillas de los ríos.

Tabla 2.1 Definición de las tres geometrías de fragmentación utilizadas para analizar la fragmentación del paisaje en Europa

		Barreras naturales	
		Ninguna	Las montañas, los lagos y los ríos importantes se consideran barreras; se registra la fragmentación del terreno restante
Barreras artificiales (autopistas, otras carreteras, vías férreas y zonas urbanizadas)	Carreteras hasta la clase 2 (carreteras principales)	**GF-A1:** «Fragmentación antropogénica importante»	—
	Carreteras hasta la clase 4 (carreteras de acceso)	**GF-A2:** «Fragmentación antropogénica importante e intermedia»	**GF-B2:** «Fragmentación de las zonas no montañosas»

Mapa 2.1 Ilustración de la geometría de fragmentación GF-B2 utilizando un ejemplo de Suiza y países adyacentes



Nota: Las barreras aparecen en negro (zonas urbanizadas, carreteras, vías férreas), y los colores indican el tamaño de las secciones restantes del paisaje. Los lagos Constanza y Ginebra pueden observarse en la parte superior e izquierda del mapa, respectivamente. En la GF-BE, los lagos y las montañas se consideraron barreras, pero no se incluyeron en las unidades informativas.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

También fue necesario aclarar otras cuestiones. Por ejemplo, si una carretera o vía férrea atraviesa un túnel de más de 1 km de longitud, el paisaje de esta zona se consideró conectado y prácticamente no afectado por la perturbación del ruido del tráfico. Sin embargo, los túneles más cortos se incluyeron en el análisis como rutas de transporte habituales.

En un estudio relacionado, se utilizó una geometría de fragmentación adicional para calcular el potencial paisajístico-ecológico (*Landscape-Ecological Potential*, LEP), que es un indicador que mide y evalúa la integridad de los ecosistemas terrestres a gran escala en Europa, como requisito indispensable para que los ecosistemas presten múltiples servicios (Weber *et al*., 2008). Puesto que esta geometría de fragmentación incluía carreteras de clases 00 a 03, se ubicaría aproximadamente entre la GF-A1 y la GF-A2 (las zonas urbanas se delimitaron según el concepto de zonas morfológicas urbanas).

Cada geometría de fragmentación tiene sus puntos fuertes y sus puntos débiles. La elección de la GF más apropiada depende de los objetivos y el contexto de un estudio. Este informe resumido refleja en su mayor parte los resultados de la GF-B2, puesto que es la más apropiada para comparar regiones distintas. Para analizar de manera más detallada la fragmentación del paisaje en el contexto de una evaluación del impacto ambiental, una evaluación del impacto acumulado y una evaluación ambiental estratégica, es posible que combinar las tres (o más) GF resulte más apropiado que emplear una única GF.

El análisis utilizó el mapa Corine Land Cover (CLC) para las zonas urbanizadas a una escala de 1:100.000 (tamaño mínimo de unidad cartografiada: 25 ha). Para las características lineales empleamos el conjunto de datos de TeleAtlas para 2009 (Tabla 2.2). TeleAtlas es un proveedor de mapas digitales y soluciones de navegación que abarca 200 países de todo el mundo. La clasificación de las carreteras se basó en las clases de carreteras utilizadas en la plataforma de TeleAtlas Multinet® (escala 1:100.000). Actualmente, el conjunto de datos de TeleAtlas es el único conjunto de datos de clases de carreteras disponible que es coherente en toda Europa. Estos mapas son extremadamente precisos y ofrecen una cobertura normalizada para 28 países de Europa; en consecuencia, los resultados también arrojan un nivel similar de precisión. Las carreteras se ampliaron con zonas de protección (a ambos lados) para reflejar la pérdida de hábitats debido a su superficie. Nuestra intención también era utilizar los datos de TeleAtlas correspondientes a 2002 con el mapa Corine Land Cover de 2000 para investigar la fragmentación del paisaje de una fecha anterior y determinar la dirección y la tasa de cambio de la fragmentación del paisaje. No obstante, los datos de TeleAtlas correspondientes a 2002 y 2009 resultaron no ser aptos para su comparación, debido a diversas

Tabla 2.2 Conjuntos de datos y elementos de fragmentación utilizados para crear las geometrías de fragmentación

Conjunto de datos	Año	Elementos de fragmentación
Corine Land Cover (CLC)	2006	1.1: Tejido urbano continuo, tejido urbano discontinuo.
		1.2: Unidades industriales y comerciales, redes viarias y ferroviarias y terrenos asociados, aeropuertos y zonas portuarias.
		1.3: Canteras y minas, vertederos y emplazamientos de obras.
		1.4.1: Zonas verdes urbanas.
		1.4.2: Instalaciones deportivas y de ocio (solo se incluyen como barreras si están rodeadas totalmente por las clases anteriores).
		4.2.2: Salinas.
		5.1.2: Masas de agua
TeleAtlas Multinet®	2009	Clase 00 «Autopistas» (protección 2 × 15 m).
		Clase 01 «Carreteras principales» (protección 2 × 10 m).
		Clase 02 «Otras carreteras principales» (protección 2 × 7,5 m).
		Clase 03 «Carreteras secundarias» (protección 2 × 5 m).
		Clase 04 «Carreteras locales de acceso» (protección 2 × 2,5 m).
		Vías férreas (protección 2 x 2 m).
Nordregio	2004	Criterio 1: la altitud es superior a 2.500 m.
		Criterio 2: La altitud es superior a 2.500 y la pendiente es superior a 2°.
WorldClim	2009	Temperatura media en julio <9,5 °C (media 1950–2000, 30'').
CCM2: Caracterización y modelos de cuencas, versión 2.1	2007	Cuencas cuya superficie es mayor de 3.000 $km^{2.}$

modificaciones realizadas en las clases de carretera entre las dos fechas. Además, hubo ciertas dudas en torno a la calidad de los datos de Rumanía en el año 2009: no todas las carreteras rumanas de clase 3 y 4 parecían estar representadas en el conjunto de datos de TeleAtlas. En consecuencia, nuestros cálculos del grado de fragmentación del paisaje de Rumanía utilizando las GF-A2 y B2 subestimaron el verdadero nivel de fragmentación.

Dado que las cadenas montañosas europeas presentan una gran oscilación de altitud y latitud (en las regiones nórdicas, el piso nival se inicia en altitudes inferiores), era necesario disponer de una clasificación adecuada de las montañas europeas (Pecher *et al*., 2011). Consideramos montañas altas todas las elevaciones por encima de 2.500 m y también las elevaciones superiores a 1.500 que tenían una pendiente superior a 2 grados (criterios 1 y 2 según la Comisión Europea). Asimismo, utilizamos la isoterma de 9,5 ºC para identificar las zonas montañosas, método que se aplica mayoritariamente en Escandinavia siguiendo la lógica de que la temporada de cultivo es muy corta en las zonas con temperaturas por debajo de esta isoterma, la producción primaria es muy limitada (ausencia de árboles, presencia de glaciares) y que estas regiones poseen una accesibilidad limitada para el ser humano (apenas hay edificios, ciudades o carreteras construidos). Otra lógica adicional es que estas zonas montañosas no son adecuadas para el asentamiento, y suelen tener pocas o ninguna carretera. En consecuencia, para que la comparación resulte significativa, deben eliminarse de las unidades informativas antes de comparar regiones con distintos volúmenes de estas zonas. De otro modo, dicha comparación no tendría mucho sentido.

Únicamente los ríos con cuencas de más de 3.000 km^2 se incluyeron como elementos de fragmentación, porque estas masas de agua suelen ser navegables, y por consiguiente, se convierten en un obstáculo significativo para el desplazamiento libre de muchos animales terrestres. Utilizamos los datos de cuencas y ríos CCM2 (Caracterización y modelos de cuencas, versión 2.1) para Europa (Vogt *et al*., 2007), puesto que no había datos disponibles sobre la anchura de los ríos. Para los lagos utilizamos la clasificación Corine Land Cover (CLC,) y seleccionamos la clase 5.1.2 (masas de agua). Puede encontrarse información más detallada sobre las fuentes de datos utilizadas en el informe final del proyecto Fragmentación del paisaje en Europa (Madriñán *et al*., 2011).

A consecuencia de la resolución de los datos de CLC, con una unidad cartográfica mínima de 25 ha, la evaluación de los resultados en cuanto a los efectos de la fragmentación para las especies sensibles a hábitats cuya superficie es inferior a 25 ha. es limitada. Dichas especies, que siguen siendo importantes en las cadenas alimentarias y para determinados servicios ecológicos, también pueden verse afectadas por procesos de fragmentación a una escala más reducida. Por ejemplo, para captar un crecimiento de baja densidad en unidades inferiores a 10 ha, sería necesario disponer de datos con una resolución mayor (que no están disponibles a escala europea). La resolución de 25 ha es adecuada para cuantificar el grado de fragmentación a una escala de una cuadrícula de 1 km^2 y para unidades informativas mayores. Sin embargo, para la planificación del tráfico a escala regional, será necesario disponer de información adicional más detallada junto con información sobre la agricultura y la silvicultura intensivas, las actividades de minería, etc.

Sería interesante incluir otros elementos de fragmentación del paisaje, como los campos de cultivo de la agricultura intensiva (véase, por ejemplo, Girvetz *et al*., 2008). No obstante, resulta difícil encontrar un conjunto de datos coherente sobre campos de cultivo de agricultura intensiva a escala europea. Estos deberían considerarse en un proyecto futuro. También sería interesante considerar la fragmentación de tipos concretos de ecosistemas, por ejemplo, la fragmentación de los bosques (Kupfer, 2006; Fischer y Lindenmayer, 2007; Saura *et al*., 2011) o la fragmentación de los prados (Gauthier y Wiken, 2003) con el resto de tipos de cobertura del suelo. Esto exigiría el uso de distintas geometrías de fragmentación, dependiendo del tipo de ecosistema considerado. Nuestro estudio actual se centra en la fragmentación del paisaje derivada de las barreras naturales y artificiales que figuran en la tabla 2.1.

El presente estudio empleó tres tipos de unidades informativas para las que se calculó y se registró la fragmentación. Los datos disponibles arrojaron el siguiente conjunto de regiones para el análisis de fragmentación:

1. 28 países de Europa.

2. 580 regiones NUTS-X.

3. Unidades de cuadrícula de 1 km^2 en los 28 países.

Las regiones NUTS-X hacen referencia a las unidades administrativas de la Unión Europea (NUTS = Nomenclatura de unidades territoriales estadísticas). NUTS es una clasificación jerárquica que subdivide a cada Estado miembro en un número entero de regiones NUTS-1, cada una de las cuales se subdivide a su vez en un número entero de regiones NUTS-2, y así sucesivamente para los niveles NUTS-3, -4 Y -5. La capa NUTS-X es una combinación de las capas NUTS-2 y NUTS-3 para crear regiones de referencia de un tamaño más homogéneo que las otras dos. Las regiones NUTS-X son una síntesis de regiones NUTS

2 y 3 que proporcionan información específica de la región sobre elementos rurales, estructura urbana, perfiles socioeconómicos y características del paisaje.

La cuadrícula de 1 km^2 se utilizó para describir con más detalle los modelos de fragmentación contemplados en nuestro estudio. Esta cuadrícula es la red de referencia que se emplea para las actividades de la AEMA correspondientes a la Contabilidad del uso del suelo y los ecosistemas (*Land and Ecosystem Accounting*, LEAC).

El enfoque principal de este análisis eran las regiones NUTS-X, puesto que son más similares en cuanto a tamaño que los 28 países, y porque la información disponible permite realizar un análisis estadístico significativo. El tamaño similar de las unidades informativas es importante para realizar un análisis estadístico significativo, dado que cada unidad informativa está representada por un dato específico, y todos los datos específicos tienen el mismo peso en el análisis.

2.4 Modelos predictivos para la fragmentación del paisaje basados en características geofísicas y socioeconómicas

Para analizar el grado de vinculación de los parámetros socioeconómicos y geofísicos a los valores de fragmentación, se seleccionó un conjunto de variables independientes por su posible relevancia como fuerzas motrices de la fragmentación del paisaje y por su disponibilidad a escala europea. Una conclusión a la que normalmente llegan los estudios publicados sobre la fragmentación del paisaje que incluyen datos socioeconómicos es que el alcance y el ritmo de estos cambios suelen ser inversamente proporcionales a la distancia a los centros urbanos (LaGro y DeGloria, 1992; Turner *et al*., 1996). Estos estudios reflejan una tendencia generalizada de una fragmentación del paisaje más elevada cerca de los centros urbanos y mucho menor en las zonas alejadas de las ciudades. No obstante, se ha constatado que otros factores también generan modelos de fragmentación en el paisaje que no tienen por qué estar relacionados únicamente con los centros urbanos, y que las características socioeconómicas difieren notablemente entre los centros urbanos que definen los modelos de fragmentación en torno a ellos.

Las variables utilizadas en este estudio pueden ayudar a identificar las principales fuerzas motrices (demográficas y económicas) de la fragmentación del paisaje en Europa, dado que sería de esperar que las fuerzas motrices y los niveles resultantes de fragmentación del paisaje variasen conjuntamente.

En consecuencia, las variables de predicción también pueden utilizarse como un sistema de alerta temprana en el que el aumento o el descenso del valor de algunas variables (por ejemplo, la densidad de población o el *PIB*) en una cantidad concreta puede sugerir un incremento de la fragmentación en un futuro próximo (Tabla 2.3).

Nuestra hipótesis general fue que una región tiene mayor probabilidad de estar fragmentada que otras regiones si su densidad de población es elevada (es decir, las regiones con mayor densidad de población tienden a estar más fragmentadas), su Producto Interior Bruto *per cápita* es elevado (es decir, las regiones con mayor *PIB per cápita* tienden a estar más fragmentadas), su tasa de desempleo es baja (es decir, la fragmentación es menor en las regiones con una tasa de desempleo más elevada), el volumen de bienes y pasajeros que se transportan es elevado (es decir, las regiones que cargan y descargan un mayor volumen de mercancía y transportan más pasajeros que otras regiones tienden a estar más fragmentadas), su población tiene una buena formación y educación (se dan niveles mayores de fragmentación en las regiones en las que el gasto en educación es mayor, puesto que la gente realiza más actividades y persigue más intereses, por ejemplo, viaja más) y es respetuosa con el medio ambiente (es decir, las regiones que gastan más en cuestiones ambientales tienden a estar más fragmentadas que otras regiones), poseen menos barreras naturales (menos montañas elevadas o grandes lagos) y tienen un índice del tamaño de isla reducido (se da una mayor fragmentación en las islas más pequeñas). La influencia de las colinas (zonas de poca elevación con pendientes suaves que no son llanuras) solo resultó relevante en los países mediterráneos: se esperaba que las regiones con una mayor proporción de colinas estuvieran más fragmentadas, porque estas zonas eran aptas para los asentamientos humanos (en otras regiones de Europa hay zonas más grandes de llanuras y la influencia de las colinas es reducida).

s_{eff} = PD + *GDPc* + UR + *QGLUc* + *VPD* + *EEc* + *EDc* + *MtSl* + *Hills* + IsI

O lo que es lo mismo, en palabras:

s_{eff} = Población + Economía + Transporte + Educación y medio ambiente + Variables geofísicas

Otras variables explicativas podrían haber resultado interesantes para predecir el grado de fragmentación del paisaje en Europa, por ejemplo, las distancias y volúmenes de transporte de cercanías, la superficie de cubierta forestal en cada región, el aislamiento y la cercanía a la costa, las políticas y el predominio de los conceptos de planificación, la calidad del terreno,

Tabla 2.3 Variables físicas y socioeconómicas utilizadas en el análisis de 2009

Variable	Fuente	Casos completos	Unidad
Densidad de población *(PD)*	NUTS	498	Número de habitantes por km^2.
PIB *per cápita (GDPc)*	NUTS	481	PP euros por persona en 2007.
Cantidad de bienes cargados y descargados *per cápita (QGLUc)*	NUTS	418	1.000 toneladas cargadas y descargadas por persona.
Volumen de la densidad del transporte de pasajeros *(VPD)*	País	487	1.000 pkm por km^2.
Gasto ambiental *(EEc)*	País	494	PP euros por persona.
Tasa de desempleo *(UR)*	NUTS	504	% de población activa en 2007
Educación, *per cápita (EDc)*	País	500	PP euros por persona en 2007
Índice del tamaño de isla *(IsI)*	NUTS	530	Sin unidad ($0 < IsI < 1$)
% de colinas *(Hills)*	NUTS	530	%
% de montañas y pendientes *(MtSl)*	NUTS	530	%

Nota: Las tres variables *IsI, Hills* y *MtSl* están disponibles para la totalidad de Europa. No obstante, algunos países no se incluyeron en el análisis socioeconómico por falta de datos (Suecia, Bulgaria y San Marino). Sin ellos, el máximo número de casos posible para los modelos socioeconómicos era 530.

La unidad PP euros (PP = patrón de poder adquisitivo) indica que la variable se ajustó para tener en cuenta las diferencias en los niveles de precios entre países.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

las características geológicas, el clima y la cantidad de transferencias para proyectos de infraestructura de primera clase. Sin embargo, estas variables no se incluyeron porque a escala europea es difícil encontrar datos relativos a muchas de estas variables con una resolución satisfactoria o solo están disponibles a escala nacional para algunos países. La fuente de todos los datos socioeconómicos fue Eurostat (http://nui.epp.eurostat.ec.europa.eu/).

Para analizar la relación de los parámetros socioeconómicos con los niveles de fragmentación, utilizamos modelos lineales generalizados (*generalised linear models*, GLM), como se ilustra en la figura A3.1 del anexo 3. Se desarrolló un modelo global de regresión lineal que incluía todas las variables físicas y socioeconómicas. La selección del modelo se realizó añadiendo sucesivamente variables y factores con respecto a los que habíamos elaborado una hipótesis de trabajo. Se analizaron todas las combinaciones posibles de las variables explicativas (véase el anexo 3 para más información sobre el análisis estadístico). Este análisis se llevó a cabo en primer lugar con respecto a la totalidad de las regiones NUTS-X en los 28 países investigados conjuntamente.

Posteriormente, repetimos el análisis con seis grupos de regiones NUTS-X (véase la sección 3.2.2). En cada uno de estos subgrupos, aplicamos nuestros modelos GLM para determinar las principales fuerzas motrices de la fragmentación del paisaje. Por último, utilizamos el modelo de mayor parsimonia de cada grupo de regiones para trazar un mapa de los niveles de fragmentación observados frente a los previstos.

3 Fragmentación del paisaje en Europa

3.1 Grado actual de fragmentación del paisaje en Europa

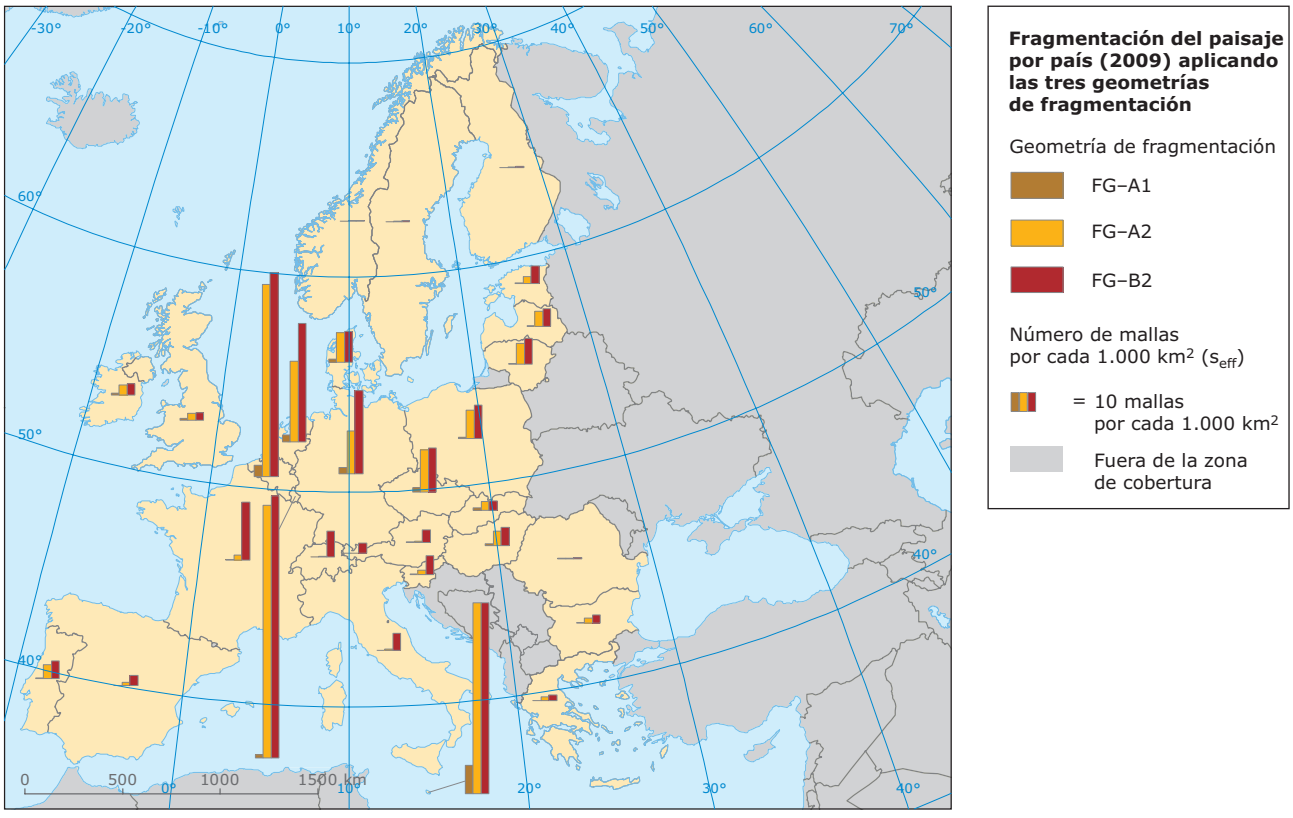
En este capítulo se presentan los resultados del análisis de fragmentación realizado con la geometría de fragmentación B2 «Fragmentación de las zonas no montañosas» correspondiente a 2009 a tres escalas: países (sección 3.1.1), cuadrícula de 1 km² (sección 3.1.2) y regiones NUTS-X (sección 3.1.3). Puede encontrarse una presentación más detallada de los resultados que incluyen la GF-A1 y la GF-A2 en el informe final de la Fragmentación del paisaje en Europa (Madriñán *et al.*, 2011).

3.1.1 Fragmentación del paisaje en los países

Los valores de densidad efectiva de malla oscilan ampliamente, desde los valores bajos registrados en la Península Ibérica y la Península Escandinava a los valores extremadamente elevados registrados en los países del Benelux y Alemania (Mapa 3.1). Los valores registrados en los países escandinavos son tan bajos que las barras correspondientes del mapa 3.1 apenas son visibles. Hay zonas extensas de Europa muy fragmentadas por las infraestructuras de transporte y el desarrollo urbano. Los valores de fragmentación elevados suelen registrarse en los alrededores de los grandes centros urbanos y a lo largo de importantes corredores de transporte. El valor de la densidad efectiva de malla para los 28 países investigados conjuntamente es s_{eff} = 1,749 mallas por cada 1.000 km².

Es evidente que los países del Benelux constituyen la zona más fragmentada de Europa (s_{eff} >60 mallas por cada 1.000 km²), con una de las densidades de población más grandes del mundo y una red de

Mapa 3.1 Fragmentación del paisaje por país aplicando las tres geometrías de fragmentación



Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

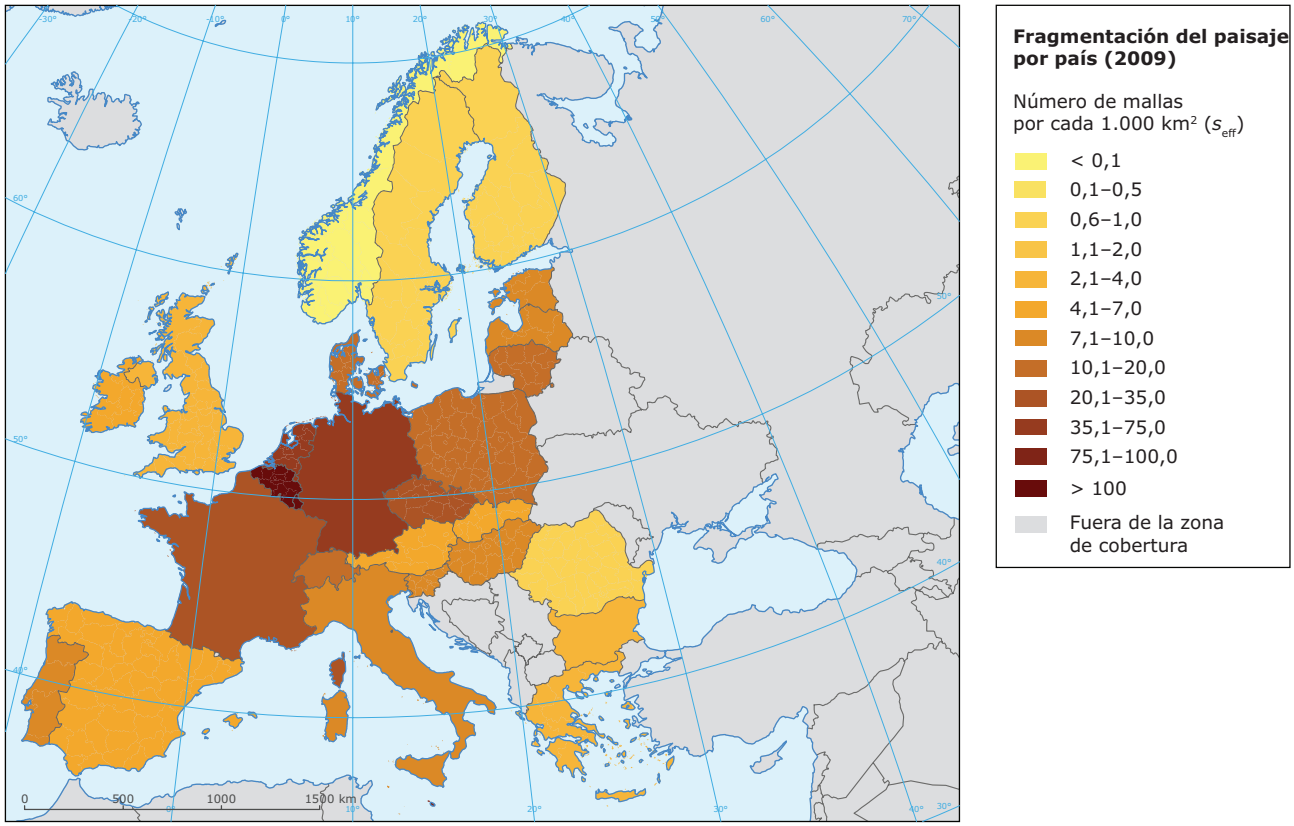
carreteras muy densa (Mapa 3.2 y Figura 3.1). Se espera que el desarrollo de las infraestructuras continúe, y probablemente constituya la causa más importante de destrucción de los hábitats naturales que quedan en estos países. En parte, este desarrollo se debe a que esta zona es un cruce de caminos en el contexto europeo (Froment y Wildman, 1987).

Bélgica y los Países Bajos han seguido dos tipos distintos de desarrollo urbano, a pesar de que ambos países poseen densidades de población elevadas. Bélgica posee un elevado nivel de urbanización (97,3%) y una densidad media de población de 330 habitantes por km^2 (Antrop, 2004). Los Países Bajos, que poseen un nivel de urbanización del 83% y una densidad de población de 399 habitantes por km^2 (CIA Factbook, 2010), tienen una estructura urbana policéntrica en la región de Randstad que refleja cierta concentración de la población en centros urbanos a nivel nacional. Esto contrasta claramente con Bélgica, que refleja un patrón de urbanización disperso debido al continuo aumento de centros urbanos más pequeños en el campo (Nijkamp y Goede, 2002).

A los países del Benelux les sigue Alemania, uno de los países europeos que registra un mayor grado de fragmentación en las tres geometrías de fragmentación (Figura 3.1). Este país tiene un largo historial de construcción de autopistas y carreteras. Actualmente, la red de autopistas de Alemania tiene una longitud total de 12.813 km (Deutscher Bundestag, 2011). Se trata de una de las redes de autopistas con una malla más densa del mundo, que registra uno de los mayores volúmenes de transporte de pasajeros y mercancías de Europa. Su ubicación en el centro de Europa, su elevado nivel de industrialización y la falta de obstáculos topográficos considerables para la construcción de las infraestructuras de transporte explica este elevado nivel de fragmentación del paisaje, entre otros factores.

El siguiente país con un elevado grado de fragmentación es Francia (Figura 3.1). Este país muestra una amplia gama de patrones de fragmentación, y alberga algunas de las regiones con mayor fragmentación de Europa. La parte septentrional del país (por ejemplo, en torno a la zona metropolitana de París) posee niveles de fragmentación similares a los

Mapa 3.2 Fragmentación del paisaje por país en 2009



Nota: La fragmentación del paisaje se calculó utilizando la geometría de fragmentación GF-B2.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

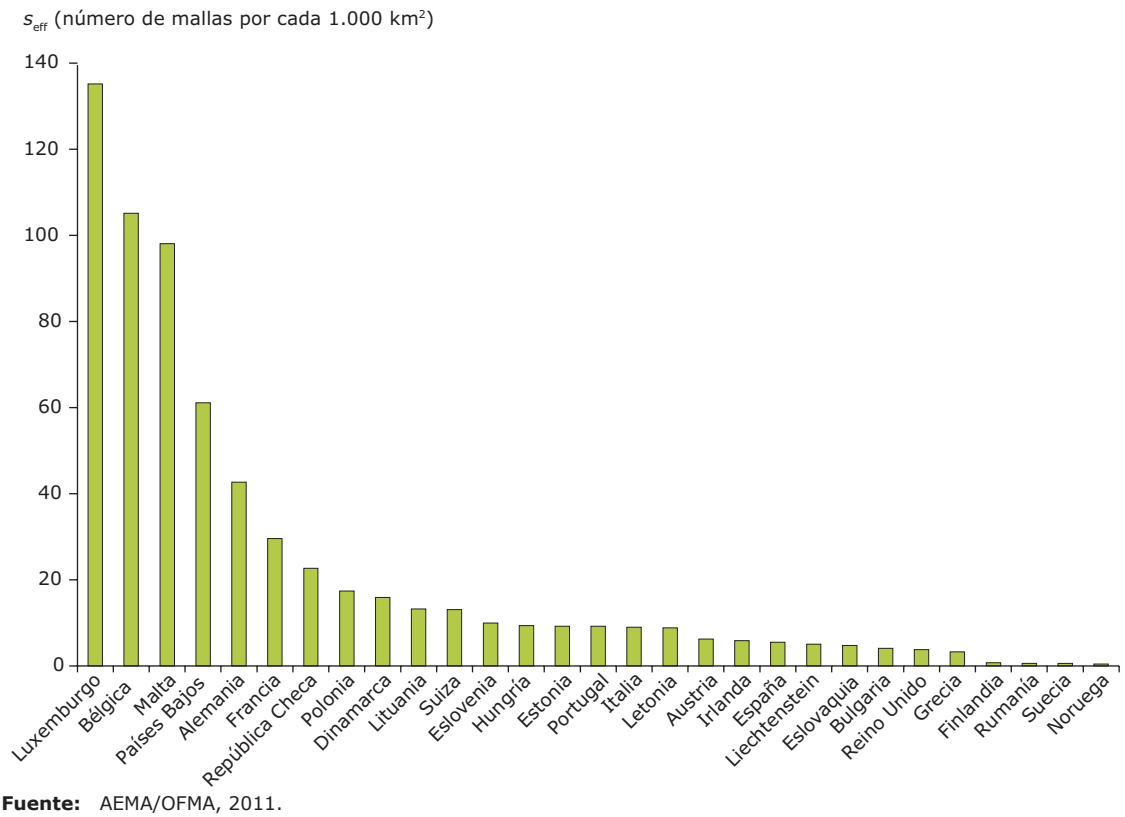
países vecinos de Bélgica, Países Bajos y Alemania y, al igual que ellos, tiene extensas zonas de agricultura intensiva sin montañas. Por el contrario, los niveles de fragmentación de la parte sur del país, más montañosa, son más parecidos a los de España e Italia.

Por detrás de Francia, la República Checa y Polonia ocupan el quinto y el sexto puesto entre los 28 países investigados. Las condiciones topográficas de estos países son similares a las de Alemania. No obstante, existen diferencias importantes en cuanto a su desarrollo económico desde mediados del siglo pasado. Además, la densidad de población de Polonia es inferior. Sin embargo, de forma muy parecida a lo que ocurre en Alemania, se observan valores de fragmentación elevados en ambos países.

Los países que tienen una gran influencia de los Alpes, como Suiza y Austria, registran algunos de los valores de densidad efectiva de malla más bajos de Europa para la GF-A1 y la GF-A2, incluso más bajos que en Noruega. No obstante, una vez que los Alpes se consideran barreras y se eliminan de las unidades informativas en la GF-B2, el valor de fragmentación de Austria sitúa al país en el puesto 18 (al mismo nivel que Letonia e Irlanda), mientras que Suiza ocupa el puesto 11 (al mismo nivel que Dinamarca o Lituania). No es sorprendente que la mayor parte de la fragmentación se produzca en las llanuras y en los valles fluviales. Aquí, el alcance de la fragmentación es mucho mayor que el que indican los promedios calculados (Jaeger *et al*., 2007, 2008).

En los países mediterráneos, la atractiva climatología y la topografía del paisaje han influido en los modelos de urbanización. En esta zona, que es el destino turístico más importante de todo el mundo, el proceso de urbanización se produce cerca de las zonas costeras y en torno a importantes centros urbanos. La mayor parte de la construcción y mejora de carreteras se ha realizado cerca de la costa, mientras que las zonas del interior tienen muchas menos carreteras (Nijkamp y Goede, 2002). En España e Italia, el patrón espacial de empleo ha seguido centrándose en las zonas metropolitanas. En España, las grandes ciudades siguen atrayendo a las personas y siguen creciendo, pero en Italia, la población de las ciudades centrales ha empezado a descender o a estancarse (Graeme *et al*., 2003). En el caso concreto de la Península Ibérica, los valores de fragmentación son más elevados a lo largo de la costa, más pronunciados en Portugal y en el nordeste español. El patrón de fragmentación de la Península está claramente separado del patrón de fragmentación de Francia por los Pirineos.

Figura 3.1 Diagrama de barras de los valores de densidad efectiva de malla por país para la GF-B2 en 2009



Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

El Reino Unido se encuentra entre Bulgaria y Grecia, registra una amplia gama de valores de fragmentación, e incluye dos de las regiones más fragmentadas del continente (el centro y la periferia de Londres), y también niveles de fragmentación muy bajos en las Highlands y en el nordeste de Escocia. El Reino Unido ofrece un ejemplo válido del desarrollo de los patrones de fragmentación que avanzan desde los centros urbanos. El país siguió el principio de «aglomeración física», puesto que a principios del siglo XX, el 78% de la población del país ya vivía en centros urbanos (Champion, 2008). En el año 2000, esta proporción ya había alcanzado el 89%. El Reino Unido está menos fragmentado que muchos otros países como Alemania y Francia. No obstante, se producen niveles de fragmentación muy elevados en torno a los principales centros urbanos con densidades de población elevadas y en algunas de las regiones situadas entre estos centros.

Rumanía es un caso interesante en sí mismo. Se trata del país más grande del sureste de Europa. Según el conjunto de datos de TeleAtlas, sus niveles de fragmentación son similares a los registrados en los países escandinavos o alpinos[1]. Los Cárpatos dominan el centro de Rumanía. Estas cordilleras (14 en total) alcanzan una altura media de 2.000 m, pero algunas de ellas (por ejemplo, Fagaras y Retezat) sobrepasan los 2.500 m. En la actualidad, Rumanía tiene 13 Parques Nacionales y más de 500 zonas protegidas. Los Cárpatos rumanos albergan el 60% de los osos de Europa, el 40% de los lobos de Europa y el 35% de sus linces. En consecuencia, Rumanía tiene un papel importante en materia de biodiversidad en Europa. Estas medidas de protección han mantenido un paisaje con niveles de fragmentación bajos. No obstante, esta situación supone un gran reto para el futuro: la pregunta es cómo pueden protegerse de manera eficaz las extensas zonas del país que no están fragmentadas y son importantes para la biodiversidad teniendo en cuenta la gran presión existente para mejorar y ampliar la red de carreteras actual.

Noruega es el país menos fragmentado de Europa. Tiene una población escasa, y la mayoría de los habitantes se concentran en torno a Oslo, Bergen, Trondheim y Stavanger, puesto que una gran parte del país es inhóspita para la agricultura y los asentamientos permanentes (zonas de mayor altitud con inviernos largos). En consecuencia, la mayoría de las zonas del país poseen valores de fragmentación bajos, a pesar de que su población posee un PIB *per cápita* muy elevado. Finlandia es mucho menos montañosa que Noruega, pero también posee niveles de fragmentación bajos (se encuentra entre los puestos cuarto y quinto últimos de los 28 países en todas las GF). El grado de fragmentación desciende al avanzar de sur a norte, en relación con las condiciones climáticas menos favorables y el descenso de la densidad de población.

Las pequeñas islas de Malta poseen un grado de fragmentación muy elevado. Malta tiene una densidad de población muy elevada. El máximo valor posible de tamaño efectivo de malla para Malta es el tamaño insular (313 km^2), y en consecuencia, el mínimo valor posible de densidad efectiva de malla es de 3,2 mallas por cada 1.000 km^2. Las carreteras y las zonas urbanizadas ocupan grandes extensiones de la isla principal y contribuyen al elevado valor de s_{eff}.

Muchos patrones de fragmentación y explicaciones como las correspondientes a los países mencionados anteriormente también se aplican a los ocho países restantes (Dinamarca, Eslovaquia, Eslovenia, Estonia, Hungría, Irlanda, Letonia y Lituania).

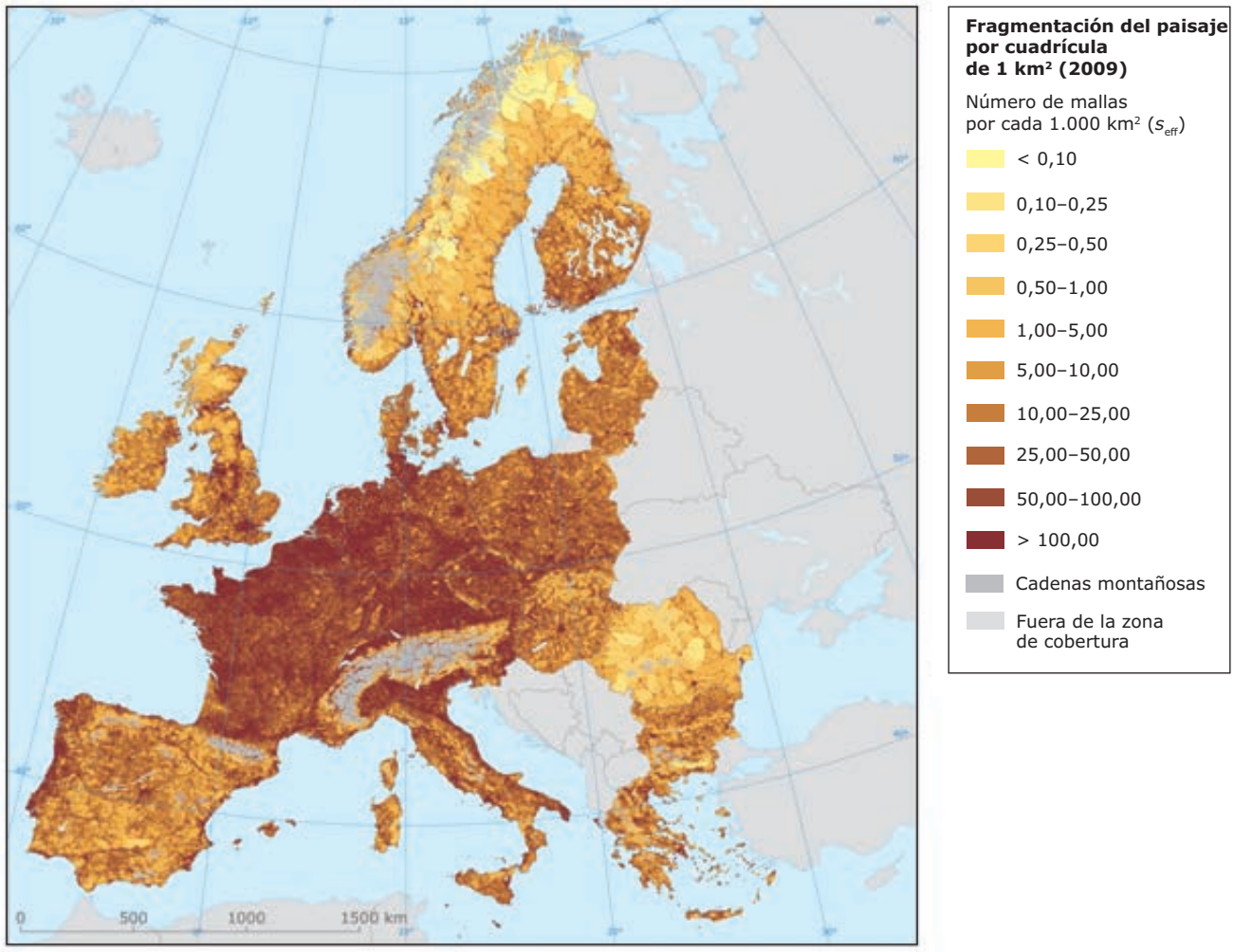
3.1.2 Fragmentación del paisaje a una resolución de 1 km^2

Esta sección presenta los patrones de fragmentación en los 28 países investigados sobre la base de una red de cuadrículas de 1 km^2 (Mapa 3.3). En las fronteras exteriores de Europa, los niveles de fragmentación son más bajos que en la parte central. Esto es cierto en cualquiera de las tres GF. Estas zonas incluyen Escandinavia, los países de Europa oriental, los países mediterráneos, Irlanda y Escocia. Una excepción a este patrón general es la parte occidental de Portugal, que presenta una mayor fragmentación. Europa del sur está más fragmentada que Europa del norte, pero no tanto como la zona de Europa central. En la parte central de Europa, los principales corredores de transporte y las zonas adyacentes poseen un grado de fragmentación elevado, incluidas las zonas de gran crecimiento urbano.

La mayor parte de Europa occidental y central está muy fragmentada, registrándose valores entre 35 a 100 mallas por cada 1.000 km^2. Las zonas costeras de la Península Ibérica y la Península Itálica y la mayor parte de Inglaterra también se engloban en esta categoría de fragmentación elevada. Las regiones con valores de fragmentación muy bajos se encuentran en las regiones septentrionales de los países escandinavos y

(1) Sin embargo, no todas las carreteras de clase 3 y 4 parecen estar representadas en el conjunto de datos de TeleAtlas, a pesar de que la documentación de TeleAtlas indica que Rumanía está analizada al 100%. En consecuencia, nuestro cálculo del nivel de fragmentación para Rumanía podría subestimar los verdaderos niveles de fragmentación de este país.

Mapa 3.3 Fragmentación del paisaje por cuadrícula de 1 km² en 2009



Nota: La fragmentación del paisaje se calculó utilizando la geometría de fragmentación GF-B2.

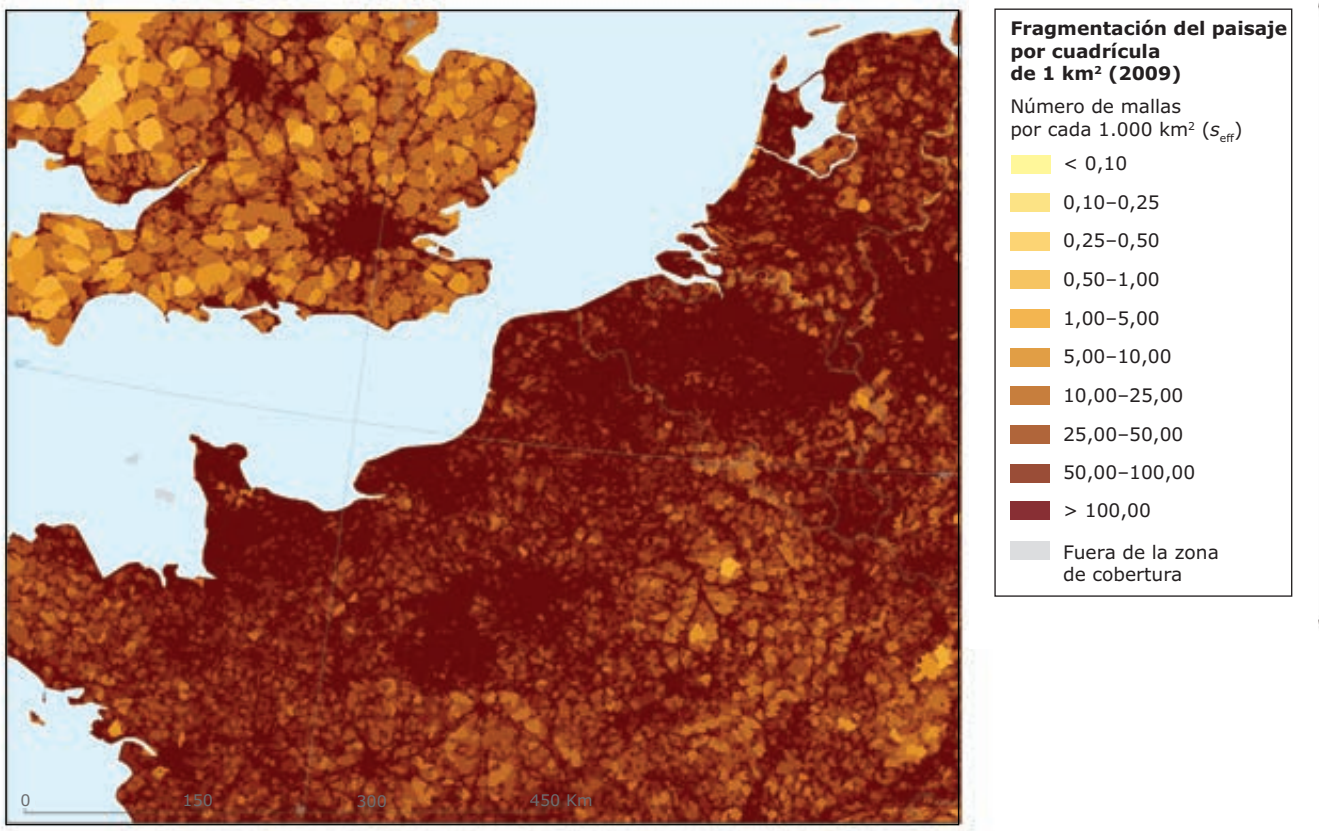
Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

en Rumanía (menos de 0,1 mallas por cada 1.000 km². Las cordilleras están rodeadas de zonas con niveles de fragmentación bastante bajos (0,5 a 2 mallas por cada 1.000 km²).

En consecuencia, los Alpes, los Pirineos y las cordilleras escandinavas aparecen claramente como las zonas menos fragmentadas de Europa. En cambio, los Apeninos son visibles en la GF-A1, puesto que registran niveles de fragmentación inferiores, pero difieren de forma menos pronunciada del resto del paisaje en la GF-A2 y la GF-B2. También se realiza una observación similar para las montañas de Grecia, los Cárpatos y la cordillera de los Balcanes.

Presentamos dos regiones con una mayor resolución para que el lector pueda apreciar las regiones y distinguir los detalles. La primera región muestra el Canal de La Mancha (Mapa 3.4), y la segunda región se centra en los Alpes (Mapa 3.5). Las montañas y los lagos de la región, incluidos los Alpes, se consideraron barreras y se eliminaron de las unidades informativas (es decir, de las cuadrículas de la red de 1 km²). Se aprecia claramente que apenas quedan zonas con escasa fragmentación en Bélgica, los Países Bajos y el norte de Francia, como islas en un océano de paisajes muy fragmentados. Esto tiene graves repercusiones para la biodiversidad y la calidad del paisaje. La ubicación del norte de Francia en Europa, con París como centro importante, el alto nivel de industrialización y la agricultura intensiva explican el elevado nivel de fragmentación del paisaje existente en esta parte de Francia. En cambio, sigue habiendo algunas extensiones sin fragmentar de tamaño considerable en la zona occidental del Reino Unido (Mapa 3.4). Las zonas de baja fragmentación rodean los

Mapa 3.4 Fragmentación del paisaje por cuadrícula de 1 km² en la región del Canal de la Mancha en 2009



Nota: La fragmentación del paisaje se calculó utilizando la geometría de fragmentación GF-B2.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

Alpes o están asociadas a otras regiones de elevación superior, por ejemplo, en la Selva Negra (Alemania) y en los Apeninos (Italia) (Mapa 3.5).

3.1.3 Fragmentación del paisaje en las regiones NUTS-X

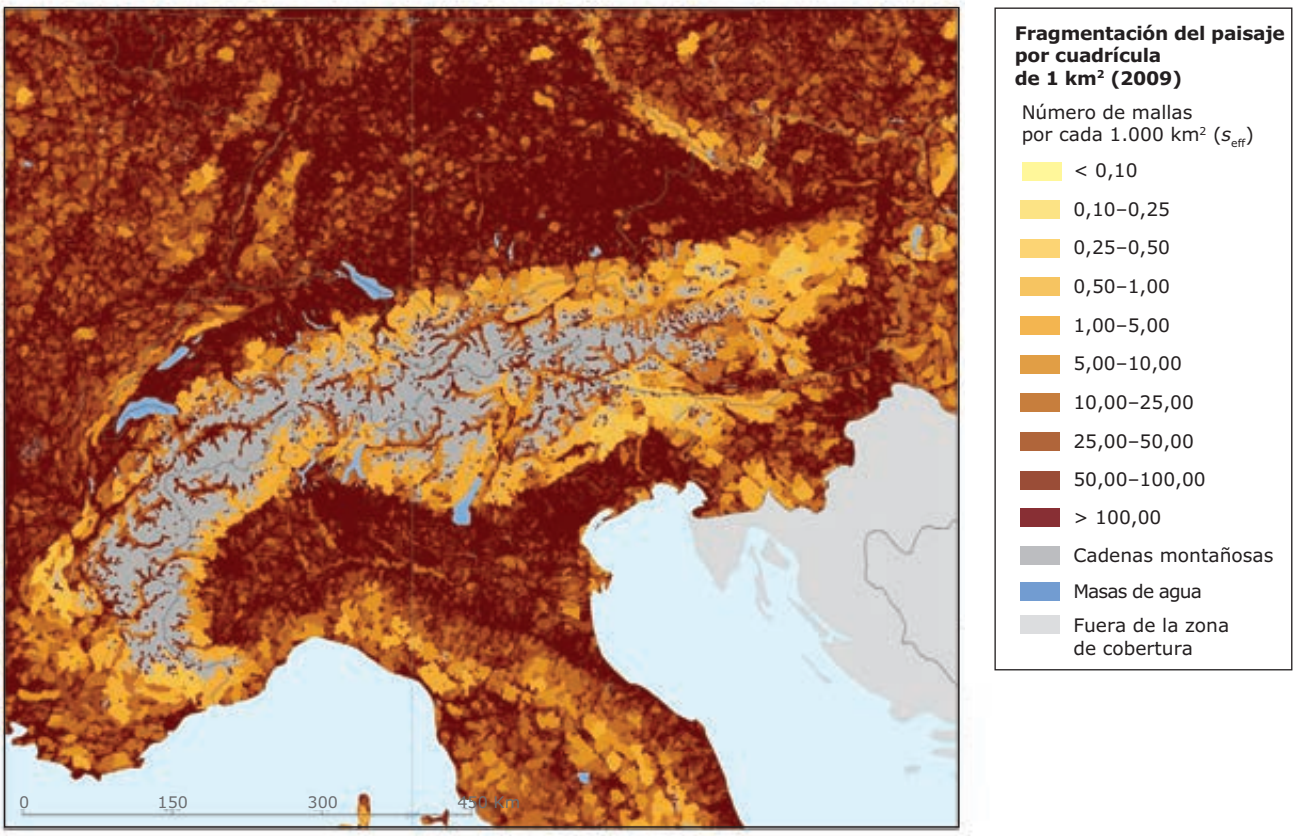
El análisis de las regiones NUTS-X confirmó que las regiones NUTS-X más fragmentadas (>50 mallas por cada 1.000 km²) se encuentran en Bélgica, los Países Bajos, Luxemburgo, Francia, Alemania, Dinamarca, la República Checa, Polonia, el Reino Unido y Eslovenia (Mapa 3.6). Algunas de ellas poseen densidades efectivas de malla que incluso superan las 100 mallas por cada 1.000 km². Las regiones NUTS-X de Noruega, Suecia, Finlandia y Rumanía se encuentran entre las menos fragmentadas.

El mapa 3.6 y la figura 3.2 muestran la distribución de los valores de fragmentación en los 28 países investigados. En algunos países, solo una pequeña parte de las regiones NUTS-X está muy fragmentada, por ejemplo, en Irlanda y Grecia, mientras que en otros países la proporción de regiones con una fragmentación elevada es muy superior, por ejemplo, en Alemania.

Las regiones NUTS-X más fragmentadas de Europa son la zona metropolitana de París (FR101, FR105, FR106), el centro de Londres (UKI1), Bruselas (BE10) y Ciudad del Vaticano (VC), con más de 1.000 mallas por cada 1.000 km²; Copenhague (DK001), Val-de-Marne (FR107), Berlín (DE30), West Midlands (UKG3) y Vlaams-Brabant (BE24), con más de 300 mallas por cada 1.000 km² y las regiones de la periferia de Londres (UKI2), Bucarest (RO081) y Budapest (HU101), con más de 275 mallas por cada 1.000 km². Las regiones menos fragmentadas son Finnmark (NO073), Lappi (FI1A3), Vrancea (RO026), Troms (NO072), Jämtlands län (SE072), Norrbottens län (SE082), Nord-Trøndelag (NO062), Covasna (RO073), Nordland (NO071) y Buzau (RO022), todas ellas con menos de 0,34 mallas por cada 1.000 km². Muchas de estas regiones se encuentran en Noruega y Rumanía.

Existe una clara diferencia en los niveles de fragmentación entre Alemania oriental y occidental. Ello deja entrever oportunidades para proteger la biodiversidad mediante la conservación de las zonas restantes sin fragmentar cuya extensión es relativamente grande. En cambio, esta diferencia no

Mapa 3.5 Fragmentación del paisaje por cuadrícula de 1 km² en la región alrededor de los Alpes en 2009



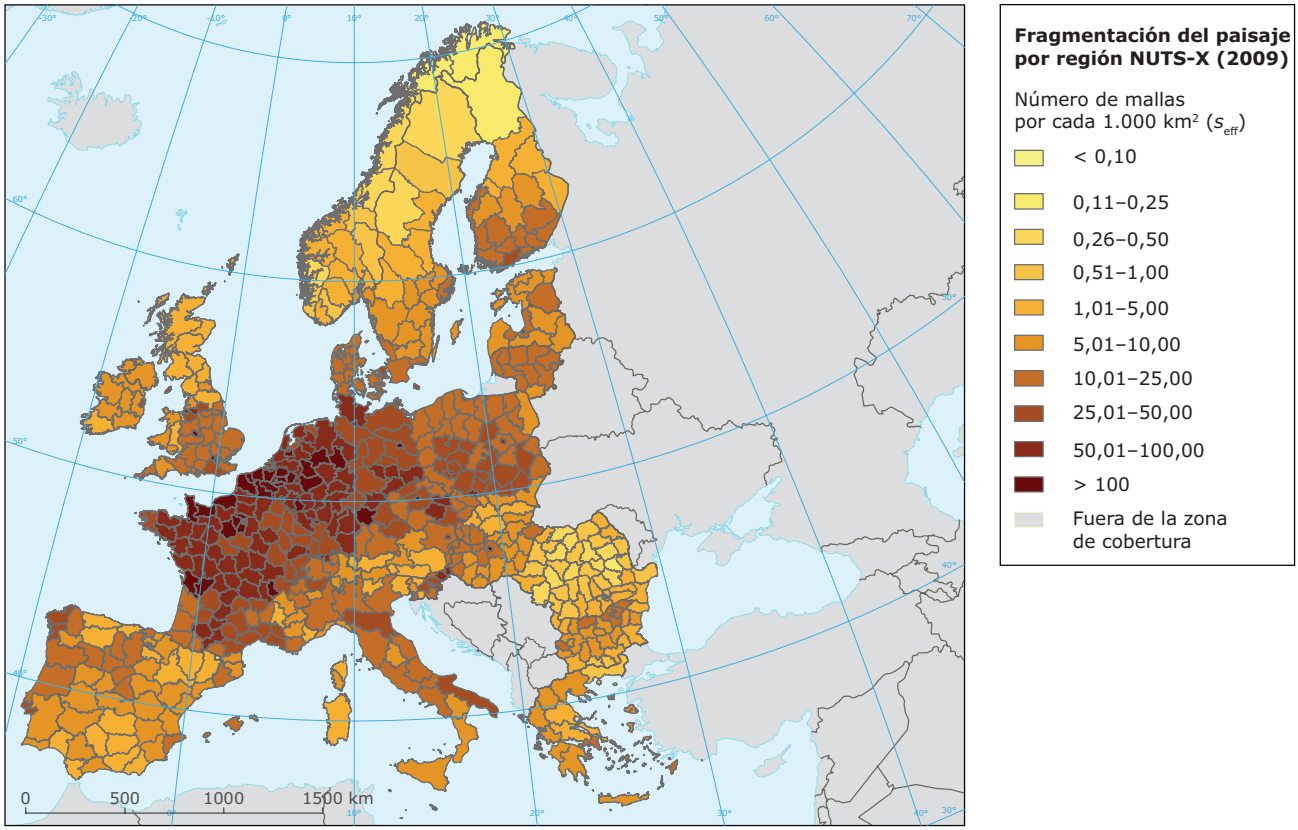
Nota: La fragmentación del paisaje se calculó utilizando la geometría de fragmentación GF-B2.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

resulta evidente con la GF-A1. Tras la reunificación de Alemania en 1990, se invirtieron grandes cantidades de dinero en la ampliación de su red nacional de carreteras, que es más relevante con respecto al nivel de fragmentación en la GF-A1. Esto eliminó las diferencias entre Alemania oriental y occidental en esta geometría de fragmentación.

Suiza se ha considerado uno de los países pioneros en el mundo a la hora de fomentar un uso más sostenible del paisaje, y posee una legislación estricta que limita la cantidad de carreteras que pueden construirse. En el año 2010, el 93% de las autopistas que están incluidas en el Plan nacional de transporte del país ya se habían construido (Galliker, 2009). En un referéndum celebrado en 1994, los votantes suizos rechazaron un plan para incrementar la capacidad de las carreteras en zonas sensibles de los Alpes (Bundesverfassung der Schweizerischen Eidgenossenschaft, 1999, Art. 84 Alpenquerender Transitverkehr). De conformidad con varios acuerdos internacionales con la Unión Europea, no se construirán más carreteras para cruzar los Alpes, y la mayor parte del transporte de mercancías que cruzan los Alpes solo puede utilizar las conexiones ferroviarias a través de los túneles del Gotardo y Lötschberg. En este contexto, también cabe destacar la estricta protección de la zona forestal que se aplica desde 1902. El nivel de protección de las zonas agrícolas es mucho menos efectivo. Más de dos tercios de la población suiza viven en ciudades y grandes aglomeraciones. No obstante, el crecimiento urbano avanza rápidamente en las llanuras suizas y en los valles fluviales alpinos (Schwick *et al*., 2011), ocasionando la destrucción de valiosos terrenos agrícolas. Muchas alteraciones del paisaje ocurridas durante los 50 últimos años han contribuido a reducir la diversidad de los elementos del paisaje, lo que ha afectado a las actividades recreativas al aire libre, a la belleza del paisaje y a la calidad de vida en general (Ewald y Klaus, 2009).

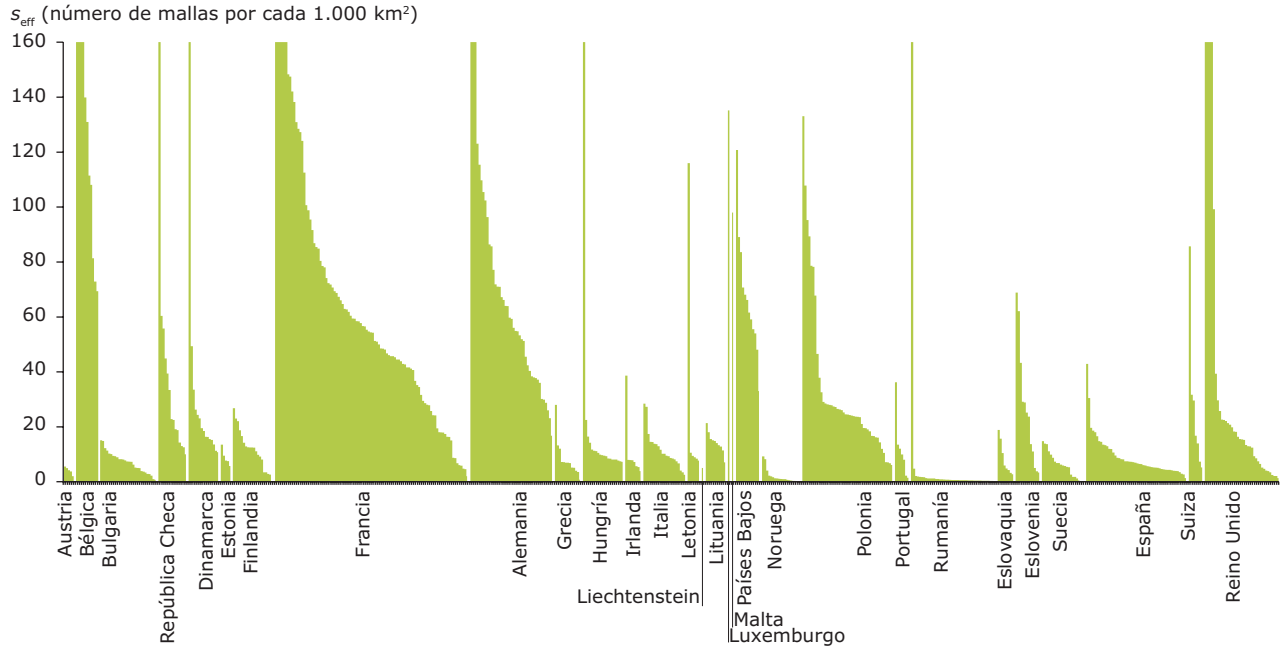
Mapa 3.6 Fragmentación del paisaje en las regiones NUTS-X en 2009



Nota: La fragmentación del paisaje se calculó utilizando la geometría de fragmentación GF-B2.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

Figura 3.2 Diagrama de barras de los valores de densidad efectiva de malla por región NUTS-X para la GF-B2 en 2009



Nota: Regiones NUTS-X agrupadas por país (incluido Liechtenstein).

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

3.2 Modelos socioeconómicos predictivos

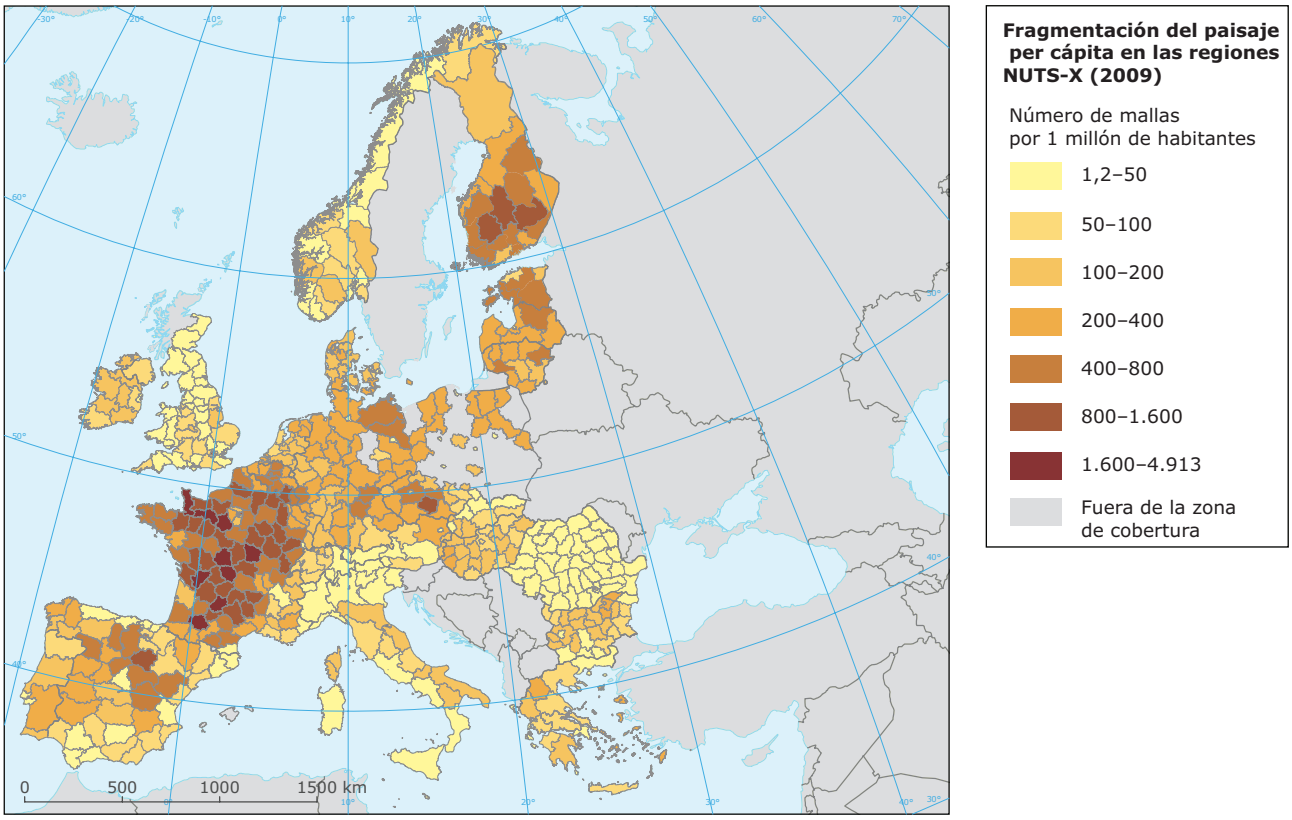
En esta sección se comparan dos planteamientos para predecir los niveles de fragmentación basados en variables socioeconómicas. Los resultados demuestran que el modelo paneuropeo presentado en primer lugar (Sección 3.2.1) es limitado en cuanto a su valor predictivo. Predecir la fragmentación del paisaje combinando seis modelos (uno para cada una de las seis grandes regiones de Europa) es mucho más apropiado y más pertinente (Sección 3.2.2).

3.2.1 Un modelo paneuropeo que explica la fragmentación del paisaje a escala continental

La geometría de fragmentación B2 es la geometría de fragmentación más importante, puesto que permite comparar regiones con distintas condiciones geofísicas, es decir, el porcentaje de superficie cubierta por montañas o lagos, ya que estas zonas se eliminaron de las unidades informativas. Asimismo, esta geometría de fragmentación incluye las barreras más relevantes (y no solo las tres clases de carretera más importantes). Por estos motivos utilizamos esta geometría de fragmentación para llevar a cabo nuestro análisis socioeconómico.

El planteamiento más sencillo, que puede utilizarse para vincular la fragmentación del paisaje a una variable socioeconómica, es analizar la relación existente entre el grado de fragmentación del paisaje y el valor de la variable socioeconómica. Un ejemplo es la relación de la densidad efectiva de malla con respecto a la densidad de población (unidad: número efectivo de mallas *per cápita*). Este planteamiento acepta que las regiones con mayor densidad de población estarán más fragmentadas. El mapa resultante refleja que en muchas regiones con escasa población, la fragmentación del paisaje *per cápita* es bastante elevada, es decir, mayor que en las regiones urbanizadas, aunque no siempre (Mapa 3.7). Si bien este planteamiento es solo aproximado, pueden identificarse algunos patrones generales y compararse con los resultados obtenidos aplicando íntegramente los modelos estadísticos (Mapas 3.8 y 3.10). En las regiones en las que la fragmentación es elevada y la densidad de población es

Mapa 3.7 Fragmentación del paisaje *per cápita* (entendida como la relación entre la densidad efectiva de malla y la densidad de población)



Nota: En algunos países no había datos socioeconómicos disponibles, por ejemplo, en Suecia y Polonia.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

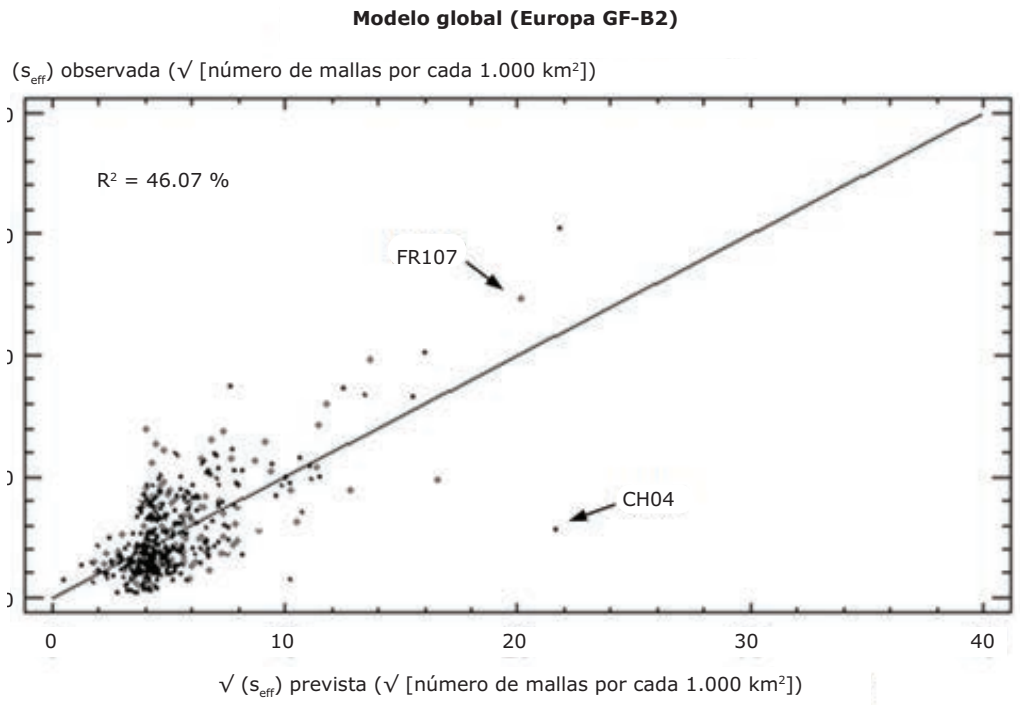
bastante baja, los valores que se obtienen son elevados. En las regiones en las que tanto la fragmentación como la densidad de población son elevadas (o ambas son reducidas), se obtienen valores similares de la proporción. En las regiones con bajos niveles de fragmentación y una densidad de población bastante elevada, los valores que se obtienen son bajos. La mayoría de los países refleja una mezcla de valores más altos y más bajos, en la que predominan los valores intermedios entre 100 y 400 mallas por cada millón de personas. Se registran valores elevados en amplias zonas de Francia, en algunas regiones del sur de Finlandia y en algunas regiones españolas. Se observan valores bajos en amplias zonas del Reino Unido, en Noruega, en los Alpes y en la llanura del Po (norte de Italia).

Una desventaja de este planteamiento aproximado es que no contempla la situación en la que probablemente las regiones con densidades de población muy bajas todavía necesiten algunas carreteras para unir las regiones adyacentes ubicadas en lados opuestos de la región que está en el centro, mientras que el método de regresión lineal aplica una intersección para captar esta situación. Lo que es más importante, este planteamiento puede aplicarse únicamente a una variable cada vez.

El modelo paneuropeo, que incorporaba todas las variables físicas y socioeconómicas, reflejó una relación bastante sólida (R^2 = 46,1%) con la densidad efectiva de malla (Figura 3.3).

Las variables más relevantes a escala continental, con 443 casos completos (regiones NUTS-X), fueron la densidad de población (*PD*) y el volumen de la densidad de pasajeros (*VDP*), seguidas del Producto Interior Bruto *per cápita* (*GDPc*), la educación *per cápita* (*EDc*), el porcentaje de colinas (*Hills*), el porcentaje de zonas con montañas elevadas (*MtSl*), el gasto ambiental *per cápita* (*EEc*) y la cantidad de bienes cargados y descargados *per cápita* (*QGLUc*), con una R^2 de 45,9% para estas ocho variables únicamente, lo que representa un valor bastante elevado. Puesto que el *PIB* se correlaciona en gran medida con la densidad de población (las regiones con mayor densidad de población tienen un PIB más elevado), utilizamos el PIB *per cápita* (*GDPc*), que varía independientemente de la densidad de población de una región (y del tamaño de

Figura 3.3 Valores previstos y constatados de densidad efectiva de malla según el modelo predictivo paneuropeo



Nota: El modelo incluye las 10 variables de predicción para todas las regiones NUTS-X de Europa, utilizando una transformación de raíz cuadrada para s_{eff} y *PD*. Las regiones NUTS-X representadas con puntos por encima de la diagonal están más fragmentadas de lo previsto (por ejemplo, FR107 Va de Marne), y las representadas con puntos por debajo de la diagonal están menos fragmentadas de lo previsto (por ejemplo, CH04 Zurich). (Las cinco regiones NUTS-X con s_{eff} > 1.000 mallas por cada 1.000 km² se excluyeron del análisis: FR101 Paris, FR105 Hauts-de-Seine, FR106 Seine-Saint-Denis, UKI1 Inner London, BE10 Région de Bruxelles-Capitale).

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

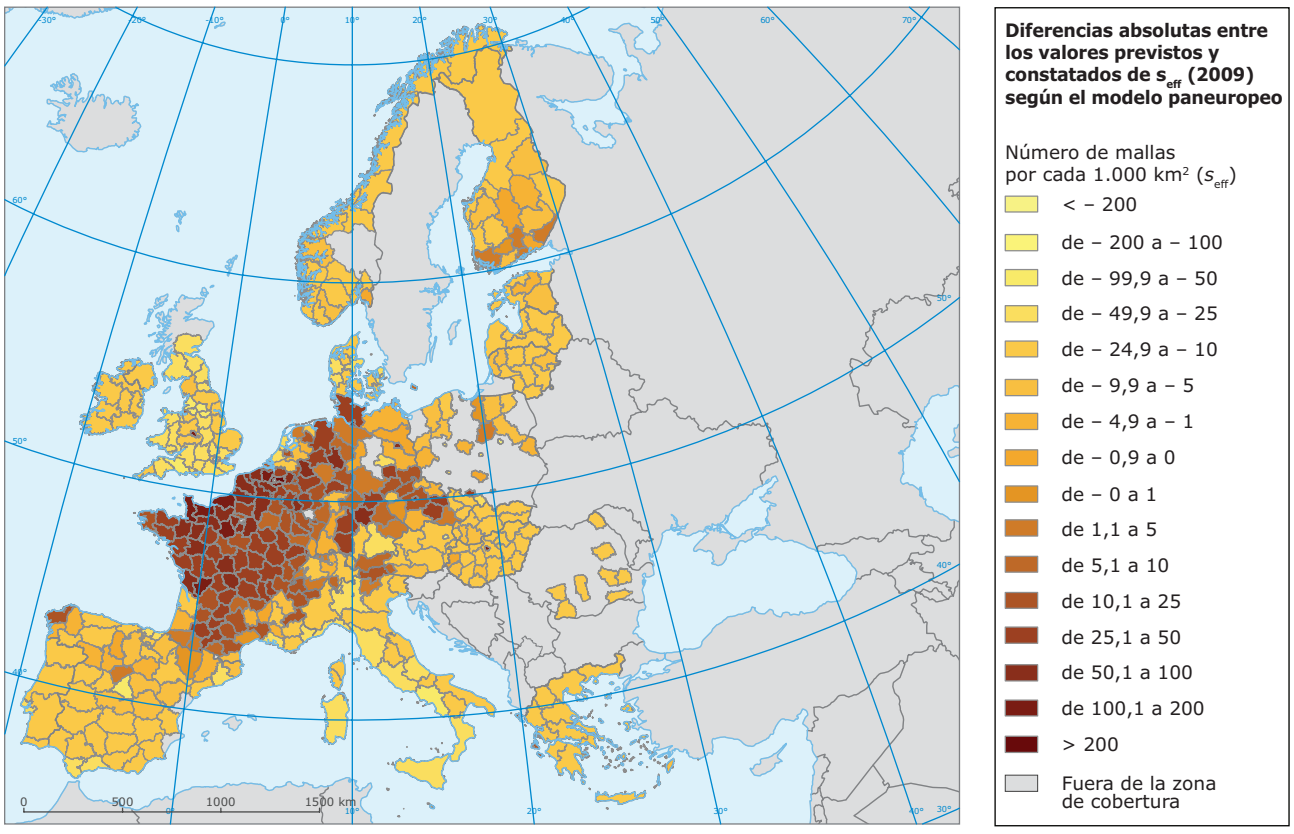
una región). Aplicamos la misma lógica a las variables de educación *per cápita* (*EDc*) y gasto ambiental *per cápita* (*EEc*), y a la cantidad de bienes cargados y descargados *per cápita* (*QGLUc*). Hay que tener en cuenta este factor para interpretar correctamente los resultados de los modelos predictivos.

Ningún otro modelo de entre los modelos en competencia tenia una mayor parsimonia que el que incluía las 10 variables (es decir, el modelo global). Esto implica que todas las variables son importantes en cierta medida. No obstante, se constató una tendencia clara: cualquier modelo que incluyese las variables *PD* y *GDPc* tenia una mayor parsimonia que el resto de los modelos que no incluían ninguna de estas dos variables. Siete variables guardaban una relación positiva con el nivel de fragmentación, y tres variables (*MtSl*, *UR* y *QGLUc*) reflejaron una relación negativa. Esto coincide con nuestra hipótesis original para ocho variables, pero es contraria a nuestra hipótesis para *QGLUc* y el índice del tamaño de isla. De este resultado podemos extraer las siguientes conclusiones: 1) que las islas más pequeñas están algo menos fragmentadas que las islas grandes o las regiones NUTS-X del continente y 2) que la carga y descarga de bienes *per cápita* puede que no sea indicativa de la cantidad de bienes transportados, ya que no incluye los bienes en tránsito, o que la cifra de *QGLUc* es elevada en lugares en los que la *PD* ya es elevada (por ejemplo, en las regiones NUTS-X con ciudades más grandes), pero la fragmentación no es tan elevada aquí como la que prevé la *PD* por sí sola, es decir, los valores más elevados de *QGLUc* que reducen el valor de fragmentación previsto en estas regiones NUTS-X ofrecen un mejor ajuste del modelo. El «segundo mejor modelo» al margen del modelo global incluía siete variables (*VPD*, *GDPc*, *QGLUc*, *EEc*, *EDc*, *MtSl*, *Hills*).

Los coeficientes de regresión de los modelos predictivos figuran en el informe final del proyecto «Fragmentación del paisaje en Europa» (Madriñán *et al.*, 2011).

Según este modelo paneuropeo predictivo, muchas regiones de Francia y Alemania están más fragmentadas de lo esperado, mientras la mayor parte del Reino Unido y el Mediterráneo, Escandinavia y

Mapa 3.8 Diferencias absolutas entre los valores previstos y los constatados de s_{eff} según el modelo paneuropeo



Nota: Las zonas que aparecen en marrón oscuro están más fragmentadas de lo esperado, mientras que las zonas más claras están menos fragmentadas de lo esperado. En algunos países no había datos socioeconómicos disponibles, por ejemplo, en Suecia y Polonia.

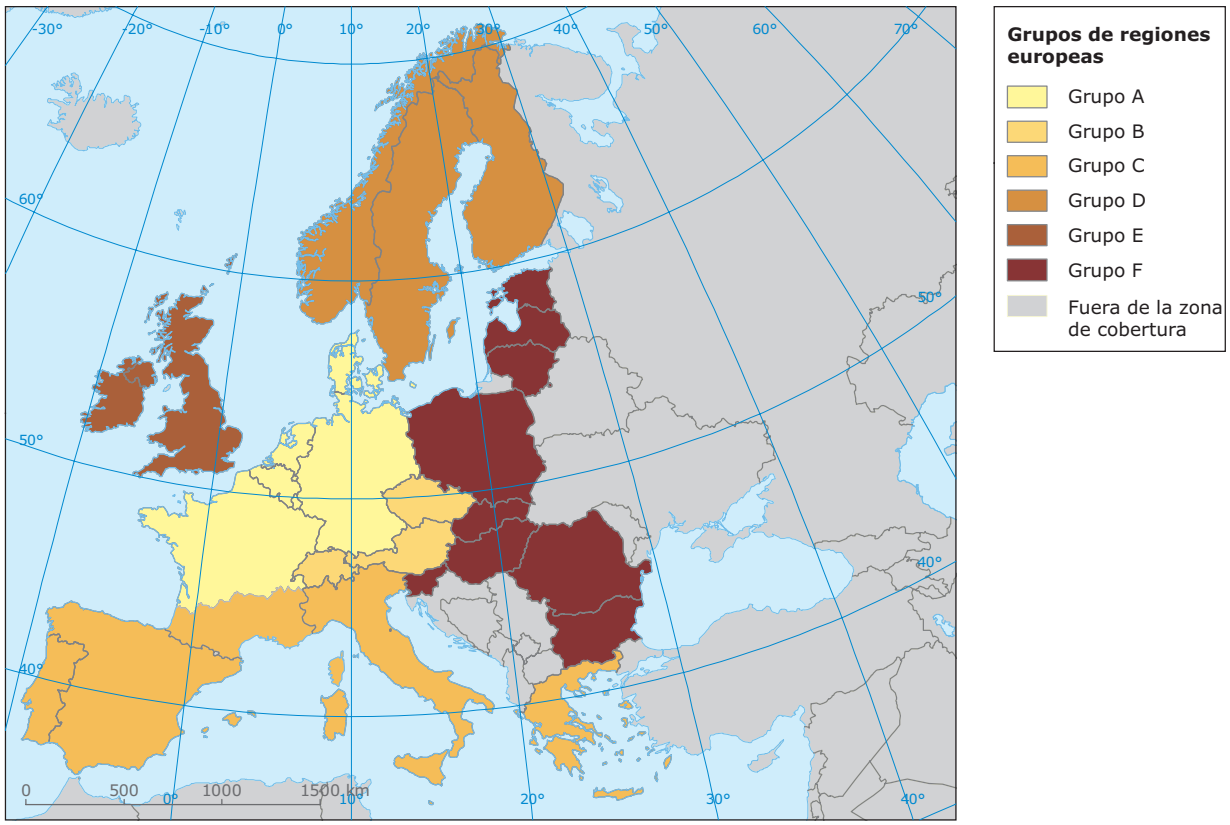
Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

zonas extensas de los países de Europa oriental están menos fragmentadas de lo esperado. Ello se debe principalmente al hecho de que distintas variables están relacionadas más estrechamente con los niveles de fragmentación constatados en distintos grupos de regiones, y un único modelo no puede captar todas estas diferencias. Si las variables que resultan importantes en Francia y Alemania tuvieran mayor peso en el modelo a la hora de predecir los niveles constatados de fragmentación del paisaje con mayor precisión, los niveles previstos para los países con una fragmentación menor serían todavía más elevados, y el ajuste del modelo disminuiría. El modelo global resultante es una solución de compromiso entre todas las regiones. La agrupación de las regiones que arrojan diferencias positivas (o negativas, respectivamente) entre los valores previstos y los constatados indica que la relación con las variables predictivas difiere en función del conjunto de países. Por tanto, sería más apropiado utilizar modelos predictivos distintos para identificar estas relaciones distintas y las variables relevantes.

3.2.2 *Un conjunto de seis modelos que explican la fragmentación del paisaje a escala regional*

Cuando analizamos el modelo paneuropeo global más detenidamente, encontramos varias agrupaciones de regiones que pueden distinguirse unas de otras. Sobre la base de la observación de que los valores de fragmentación más elevados pertenecían a Europa occidental, realizamos un análisis para cada uno de estos países. En el caso de Alemania y los países del Benelux, los nuevos modelos arrojaron una cifra de R^2 superior al 80%. Francia no siguió esta tendencia, y la cifra de R^2 fue tan solo del 50%. La parte septentrional del país se comportó de modo similar al resto de los países occidentales, pero los valores de s_{eff} en la parte meridional eran más parecidos a los valores registrados en las regiones mediterráneas. Teniendo en cuenta estos resultados, analizamos la nube de residuales del modelo paneuropeo e identificamos seis agrupaciones principales (Mapa 3.9):

Mapa 3.9 Seis grupos de regiones identificados y empleados en un análisis independiente



Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

1. Grupo A: Alemania, Bélgica, Dinamarca, norte de Francia, Luxemburgo y los Países Bajos (países con acceso al mar, excluyendo la parte meridional de Francia, que es más parecida a los países mediterráneos).

2. Grupo B: Austria, la República Checa y Suiza (países cercanos a los Alpes con características «continentales»).

3. Grupo C: España, sur de Francia, Grecia, Italia, Malta y Portugal (todos ellos países mediterráneos, incluida la parte meridional de Francia, puesto que refleja patrones más parecidos a este grupo de regiones que al Grupo A).

4. Grupo D: Finlandia, Noruega y Suecia (países escandinavos).

5. Grupo E: Irlanda y el Reino Unido.

6. Grupo F: Bulgaria, Eslovaquia, Eslovenia, Estonia, Hungría, Letonia, Lituania, Polonia y Rumanía.

Estas seis agrupaciones se ajustan adecuadamente a la clasificación de las cuatro regiones europeas reconocidas por las Naciones Unidas (Naciones Unidas, 2010): Europa occidental comprende los grupos A y B, Europa meridional, el grupo C, Europa septentrional incluye los grupos D y E y Europa oriental corresponde al grupo F.

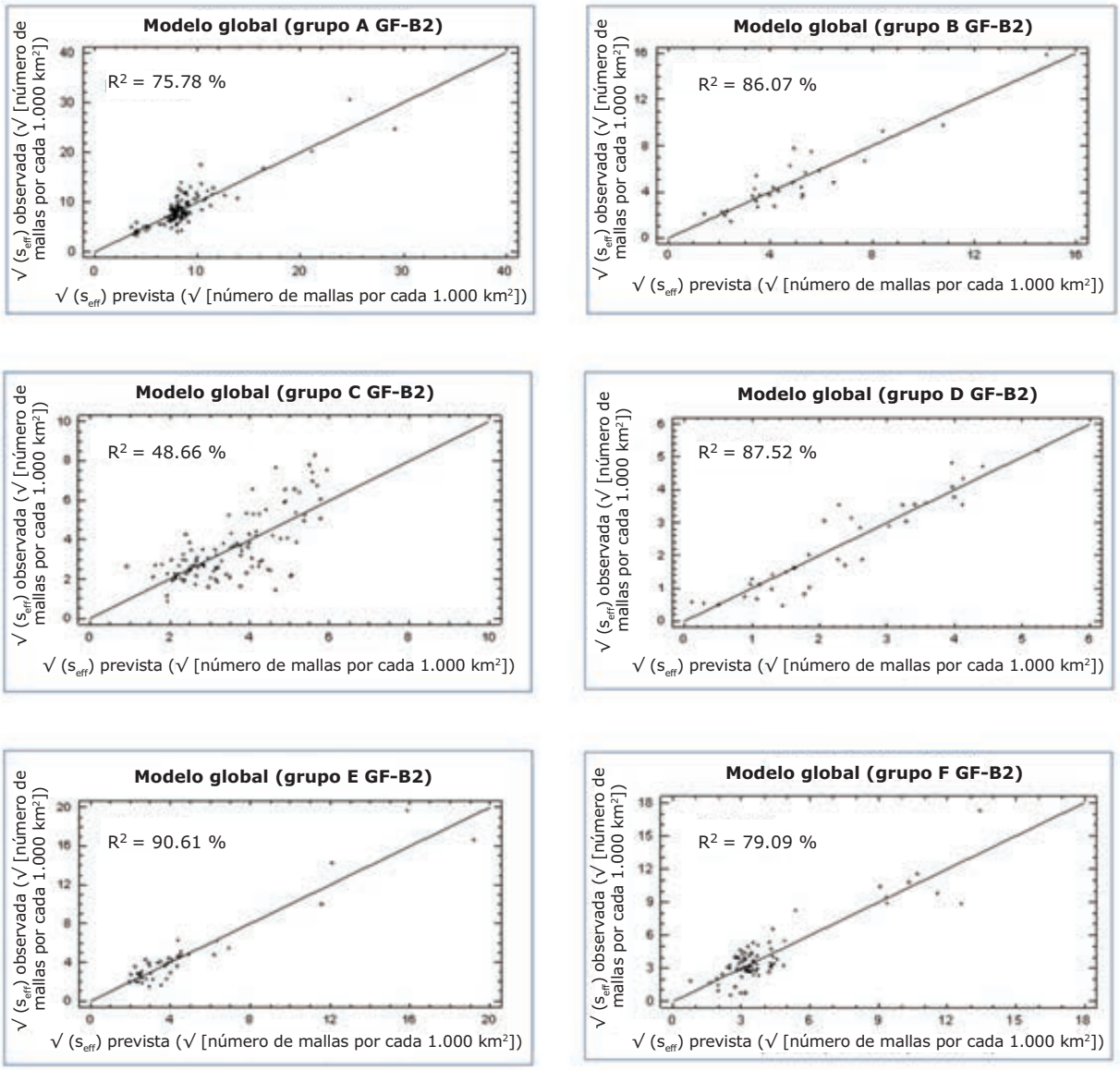
Los seis modelos se ajustan mucho mejor que el modelo paneuropeo de la sección 3.2.1 (Figura 3.4, tabla 3.1). Las regiones del **grupo A** abarcan la parte con mayor densidad de población de Europa y también la más fragmentada (R^2 = 75,8%). En consecuencia, la densidad de población cumple una función importante a la hora de explicar la fragmentación del paisaje en esta parte de Europa y parece ser la principal fuerza motriz de la fragmentación del paisaje en este grupo. La segunda variable con más peso es el PIB *per cápita*. En este grupo de regiones, ocho de las variables independientes se comportaron del modo esperado en nuestra hipótesis inicial. No obstante, la relación de *EEc* con s_{eff} resultó negativa, lo cual indica que las regiones en las que se realiza una mayor inversión en *EEc* están menos fragmentadas que las regiones con menor inversión en materia de medio ambiente, a igualdad en el resto de las condiciones. La relación negativa con el PIB *per cápita* indica que este es mayor en las regiones NUTS-X con densidades de población elevadas (por ejemplo, grandes ciudades) en las que el nivel de fragmentación es relativamente inferior, debido a que la población vive muy concentrada, y en las regiones rurales con densidad de población (*PD*) y *GDPc* bajos, el nivel de fragmentación es relativamente más alto, puesto que los patrones de asentamiento son más dispersos.

En **el grupo B** (R^2 = 86,1%), la mayor parte de la variación en los valores de s_{eff} se debió a la densidad de población y al volumen de la densidad de pasajeros. Este grupo incluye unos valores de fragmentación muy heterogéneos y, a menudo, se encuentran regiones con niveles de fragmentación relativamente bajos próximas a otras que presentan valores elevados. En este grupo de regiones, el comportamiento de siete variables independientes fue el esperado en nuestra hipótesis inicial. La variable *Hills* ha mostrado un comportamiento similar al de los países mediterráneos del grupo C (relación positiva), tal como se esperaba en el caso de Austria y Suiza, pero ha arrojado muy pocas respuestas para el modelo predictivo. En el modelo global que incluye las nueve variables, el PIB *per cápita* y el volumen de la densidad de pasajeros ha devuelto coeficientes negativos, lo cual indica que la densidad de población ya predecía niveles altos de fragmentación cuando *GDPc* o *VPD* eran elevados, es decir, en regiones NUTS-X con grandes densidades de población. En las regiones rurales donde la densidad de población es baja, los niveles de fragmentación suelen ser más altos de los previstos únicamente mediante la densidad de población, y los valores de *GDPc* o *VPD* también son bajos. En consecuencia, las relaciones negativas de *GDPc* y *VPD* han mejorado la precisión del modelo. (El índice del tamaño de isla no se ha incluido, dado que no existen islas en el grupo B).

En **el grupo C**, la R^2 más alta (48,66%) se observó en el modelo que incluía la totalidad de las diez variables. Se trata de la R^2 más baja de los seis grupos, lo cual indica que hay otras fuerzas motrices de fragmentación relevantes en este grupo que no están incluidas en las diez variables. El mejor modelo integraba las cinco variables siguientes: *EDc* + *Hills* + UR + *GDPc* + *VPD* (Tabla 3.1). En el caso de los países mediterráneos, las regiones con mayor proporción de colinas suelen estar más fragmentadas. En el grupo C, todas las variables independientes se comportaron tal y como se esperaba según la hipótesis inicial, excepto el PIB *per cápita*. En el modelo general, *GDPc* mostró un coeficiente de regresión negativo, al igual que en los grupos A y B (véase más arriba).

Los países escandinavos del **grupo D** difieren de manera interesante de otras partes de Europa (R^2 = 87,5%). Los valores de fragmentación en esta región son bajos, mientras que los valores de *GDPc* suelen ser altos en comparación con otras regiones de Europa. El hecho de que las densidades de población sean bajas en la mayoría de las regiones provocó que la densidad de población tuviera una influencia limitada en el modelo que mejores resultados arrojó, y que está dominado por las variables *EEc*, *GDPc* y UR. En el modelo global que incluía todas las variables, cuatro relaciones siguieron la dirección esperada, pero las cuatro variables restantes

Figura 3.4. Valores previstos y valores constatados en la densidad efectiva de malla de acuerdo con los seis modelos predictivos para los seis grupos de regiones europeas estudiadas



Nota: Todos los modelos mostrados incluyen todas las variables en cada grupo y utilizan una transformación de la raíz cuadrada para s_{eff}.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

fueron contrarias a nuestra hipótesis inicial. Por ejemplo, las dos variables de tránsito (*VPD* y *QGLUc*) reflejaron una relación negativa en el modelo general (pero positiva cuando se aplican independientemente). Esto puede deberse, en parte, al hecho de que gran parte del transporte de mercancías de estos países se realiza por vía marítima, lo que no contribuye directamente a la fragmentación del paisaje. Otra razón puede ser el número limitado de autopistas existente en estos países (Ministerio de Transporte de Noruega, 2010). Las otras dos variables son *EEc* y IsI, lo cual indica que las regiones con mayor gasto ambiental y menor tamaño de islas están menos fragmentadas, en igualdad del resto de las condiciones. La variable *PD*, que en los demás grupos es muy relevante, solo ha explicado el 0,1% de la variación en los valores de s_{eff}, y en diversos modelos su coeficiente resultó ser negativo (no así en el modelo general). Estos resultados sugieren que, en esta parte de Europa, la *PD* no influye en el nivel de fragmentación. Por orden de importancia, las variables que alcanzaron más variación en los niveles de fragmentación de este grupo fueron *EEc*, con una R^2 del 44,2%, *UR*, con una R^2 del 11%, y *GDPc* con una R^2 del 5,6%.

El grupo E (R^2 = 90,6%), que corresponde al Reino Unido e Irlanda, ofrece un ejemplo del desarrollo de patrones de fragmentación crecientes a partir de los

Tabla 3.1 Modelo de mayor parsimonia de cada grupo, comenzando por el paneuropeo y siguiendo por los mejores modelos de los seis grupos

Parte de Europa abarcada	Variables incluidas en el modelo de mayor parsimonia	R^2 del modelo de mayor parsimonia (%)	R^2 del modelo global (%)	Variación explicada (R^2) mediante las variables más importantes del mejor modelo de tres variables (%)
Modelo paneuropeo	*PD + VPD + GDPc + QGLUc + EDc + EEc + UR + MtSl + IsI + Hills*	46,07	46,07	*PD* ∩ *VPD*: 36,74 *GDPc*: 1,58 *PD* ∩ *VPD* ∩ *GDPc: 6,45*
Europa occidental: grupo A	*PD + GDPc + QGLUc + EEc + EDc + UR*	83,54	84,05	*PD*: 77,14 *GDPc*: 1,88 *QGLUc*: 0,23 *PD* ∩ *QGLUc: 1,72*
Europa occidental: grupo B	*PD + VPD + QGLUc + EEc + UR*	73,69	86,07	*PD*: 50,47 *VPD*: 41,87 *PD* ∩ *VPD*: – 29,17 *UR*: 4,9
Europa meridional: grupo C	*EDc +Hills + UR + GDPc + VPD*	37,79	48,66	*EDc*: 19,57 *Hills*: 12,41 *UR*: 7,04
Europa septentrional: grupo D	*EEc + GDPc + UR + PD + VPD*	76,17	87,52	*EEc*: 45,63 *GDPc*: 19,79 *UR: 16,31* *GDPc* ∩ *EEc*: – 11,67 *EEc* ∩ *UR: – 15,56*
Europa septentrional: grupo E	*PD + VPD + EDc*	85,17	90,61	*PD*: 2,12 *VPD*: 2,59 *PD* ∩ *VPD*: 77,88 *EDc*: 0,96
Europa oriental: — grupo F	*PD + VPD + GDPc*	71,11	79,09	*PD*: 3,77 *VPD*: 2,09 *PD* ∩ *VPD*: 47,35 *GDPc*: 0,53 *VPD* ∩ *GDPc: 14,47*

Nota: La columna 3 explica la variación a través del modelo más sencillo y, la columna 4 la explica para cada grupo a través de todas las variables (es decir, con el modelo global). La última columna ofrece la variación explicada mediante el mejor modelo de tres variables, basado en una división de la varianza. Se ofrecen contribuciones únicas y conjuntas, donde ∩ indica las contribuciones conjuntas (selección; para más información, véase el informe completo de Madriñán *et al*., 2011).

Abreviaturas: *PD* = densidad de población, *GDPc* = Producto Interior Bruto *per cápita*, *VPD* = volumen de la densidad de pasajeros, *QGLUc* = cantidad de bienes cargados y descargados *per cápita*, *EEc* = gasto público en medio ambiente *per cápita*, *EDc* = gasto en educación *per cápita*, *UR* = índice de desempleo, MtSI = porcentaje de montañas altas con gran inclinación en la región, *Hills* = porcentaje de terreno con colinas en la región, IsI = índice del tamaño de isla.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011

núcleos urbanos. En estas regiones, los valores de fragmentación elevados se registran principalmente en torno a los grandes núcleos urbanos con una alta densidad de población y, por consiguiente, muestran una fuerte relación: la densidad de población por sí sola explicaba el 82,5% de la variación de los valores de s_{eff}. Otras variables también resultaron importantes cuando se incluyeron en el modelo, pero menos importantes que la densidad de población.

En **el grupo F** (R^2 = 79,1%), la contribución conjunta de las dos variables independientes *PD* y *VPD* consiguió dar explicación a gran parte de la variación de los valores de s_{eff} (47,3%). Las contribuciones conjuntas de *GDPc* con *PD* (7,7%) y *VPD* (14,5%) también resultaron importantes. En el caso de las regiones con información completa (n = 82), nuestro modelo global arrojó buenos resultados al abarcar el 79% de la variación de los valores de s_{eff}. En este mismo grupo, seis variables del modelo global se comportaron del modo esperado

según la hipótesis inicial; sin embargo, no fue así con las cuatro restantes: *QGLUc*, *EEc*, *Hills* y IsI. Las razones fueron similares a las explicadas más arriba. Se encontró una única isla en este grupo (en el mar Báltico) con niveles de fragmentación comparativamente más bajos a los de las zonas continentales.

Para futuros estudios, sería interesante utilizar también otras agrupaciones de las regiones NUTS-X. Por ejemplo, un grupo de zonas montañosas (que abarque partes de Italia, Eslovenia, Francia, Suiza y Austria, entre otras), grupos establecidos en función de las zonas biogeográficas europeas o de la tipología urbana o rural de las regiones NUTS-3 (Comisión Europea, 2007).

3.3 ¿Qué regiones poseen un grado de fragmentación mayor o menor que el esperado?

La división de los 28 países investigados en seis grupos resultó satisfactoria. Cinco de los seis modelos predictivos utilizados registraron una R^2 mucho más elevada que el modelo global europeo (tabla 3.1) En consecuencia, el modelo conjunto que surge de la unión de los mejores modelos de cada uno de los seis grupos de regiones de Europa debería utilizarse para predecir los niveles de fragmentación del paisaje en Europa (Figura 3.4). En los cuatro grupos A, B, E y F, la densidad de población parece ser la principal fuerza motriz de la fragmentación del paisaje, lo que no ocurre en los grupos C y D. Esto indica que en los países mediterráneos y escandinavos existen otras variables más importantes.

En el caso del **grupo A**, nuestro modelo predijo con éxito los valores de fragmentación de la mayoría de las regiones (la mayoría de las diferencias oscilan entre -10% y +10%). La costa norte de Francia se encuentra más fragmentada de lo esperado, mientras que las zonas sudorientales y orientales de Alemania están menos fragmentadas de lo previsto. Las regiones con diferencias más extremas han resultado ser FR252 (Manche), FR242 (Eure-et-Loir) y BE24 (Prov. Vlaams-Brabant), que registran, como mínimo, la mitad de la fragmentación esperada, mientras que las regiones FR612 (Gironde), DE21 (Oberbayem) y NL23 (Flevoland) presentan una fragmentación de al menos el 50% menos de lo que predecía nuestro modelo. Casi todas las regiones NUTS-X de Bélgica se encuentran más fragmentadas (alrededor del 200%) de lo esperado. En general, los valores de fragmentación más elevados de lo previsto siguen un claro patrón a lo largo de la costa septentrional de Francia, por las autopistas que conectan los puertos de Calais y Dunquerque y en la parte norte del centro de Alemania. Por el contrario, los valores menores de lo esperado se presentan principalmente cerca de los límites con el grupo B. Un caso interesante son los Países Bajos. A pesar de presentar uno de los mayores valores de densidad de población de Europa, nueve de sus doce regiones NUTS-X están menos fragmentadas de lo esperado, al contrario que su vecina Bélgica, que tiene un historial de gobernanza y planificación regional diferente. Hemos llegado a la conclusión de que una región se encuentra más fragmentada que otras si posee una gran densidad de población, un volumen elevado de transporte de mercancías, una tasa de desempleo baja y un gasto educativo *per cápita* alto. Con el fin de percibir las diferencias en la planificación del uso del suelo (por ejemplo, entre Bélgica y los Países Bajos), sería preciso incluir en el análisis para futuros estudios un mayor número de variables, como la existencia de una planificación regional, el grado de obligatoriedad de su cumplimiento y el tiempo transcurrido desde su promulgación.

Nuestros modelos predictivos para **el grupo B** reflejan que Suiza es un país muy diverso donde se hallan valores más altos de lo esperado en algunas regiones y otros inferiores a los valores previstos en regiones vecinas. En general, nuestro modelo consiguió captar correctamente los valores de fragmentación constatados en Austria. Ejemplos de regiones con mayor fragmentación de la esperada: CH03 (Nordwestschweiz), AT12 (Niederösterreich) y CZ042 (Ústecký kraj). En este grupo de regiones, las variables geofísicas tenían un valor explicativo mayor que en el resto de las regiones (>12% de la variación total) y han destacado la influencia de los Alpes sobre la configuración de los patrones de fragmentación.

Teniendo en cuenta nuestra hipótesis inicial, hemos llegado a la conclusión de que, en este grupo, una región se encuentra más fragmentada que otras si su densidad de población es elevada, su gasto educativo *per cápita* y su volumen de transporte de mercancías son elevados y su tasa de desempleo es reducida.

En **el grupo C**, las zonas metropolitanas han conservado una tendencia fuertemente monocéntrica con respecto al empleo, pero no existe una sola ciudad que concentre la mayoría de la población de cada país. La falta de oportunidades laborales en las zonas rurales provoca la concentración de la población con mayor educación y formación en los centros urbanos.

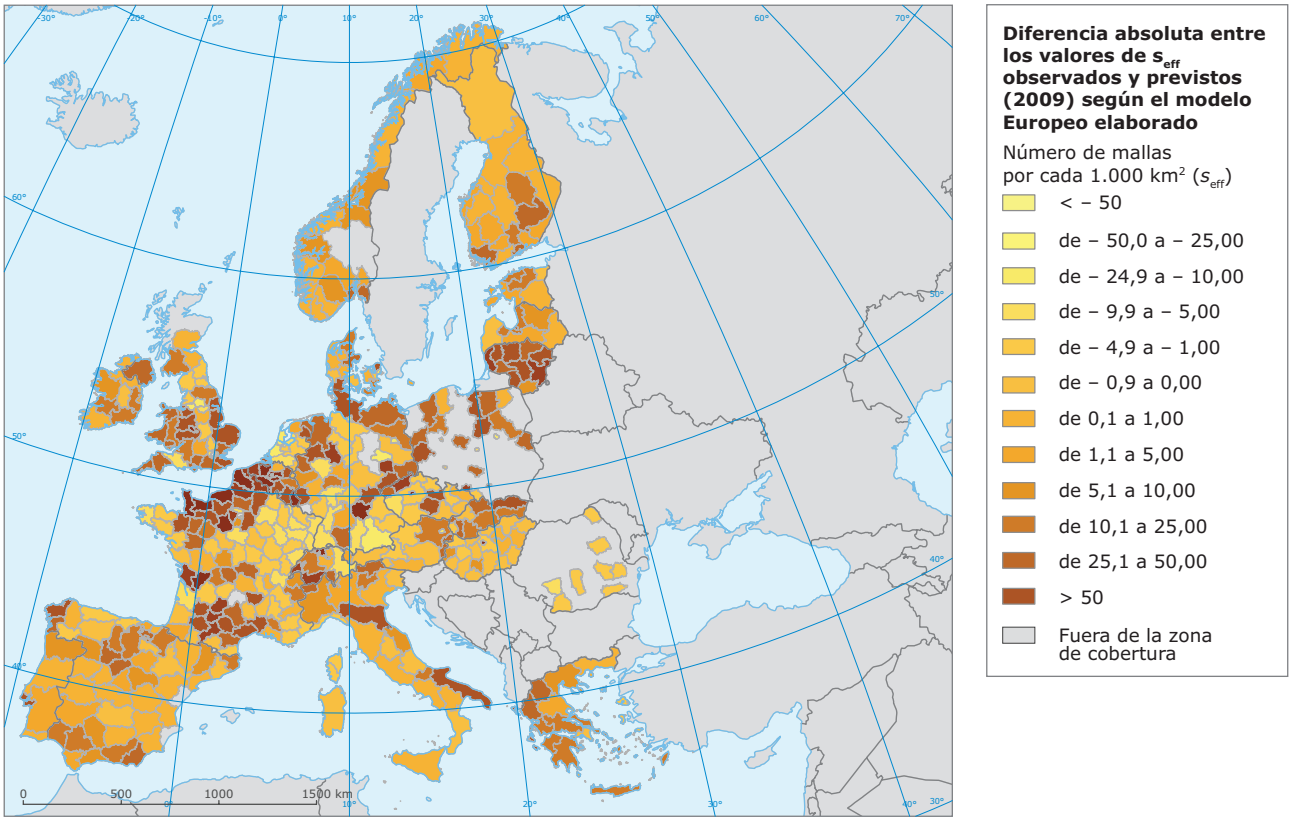
En general, las regiones del suroeste de Francia se encuentran más fragmentadas de lo esperado. En España, las regiones de La Coruña (ES111), Valladolid (ES418) y Palencia (ES414) se encuentran considerablemente más fragmentadas de lo esperado, mientras que Madrid (ES300) y Badajoz (ES431) tienen el nivel de fragmentación previsto. En Portugal, la región de Lisboa (PTI 7) está claramente más fragmentada de lo previsto, mientras que otras regiones

de Portugal han registrado una fragmentación igual o ligeramente inferior a la esperada. En el grupo C, los factores que influyen en la probabilidad de que unas regiones estén más fragmentadas que otras son un elevado porcentaje de colinas, un gasto elevado en materia de educación y una tasa de desempleo baja. No obstante, sería necesario explorar nuevas variables para poder explicar con más precisión los patrones de fragmentación observados en estas regiones.

En **el grupo D**, la mayoría de las regiones NUTS-X se encuentran escasamente pobladas, y la población se concentra en torno a los grandes centros urbanos como Oslo y Helsinki. Las regiones de este grupo se encuentran entre las menos fragmentadas de Europa en las tres geometrías de fragmentación. De hecho, incluso las regiones NUTS-X más fragmentadas de Noruega y Finlandia muestran niveles de fragmentación relativamente bajos. Estos niveles coincidieron con las previsiones de nuestros modelos. En este grupo, una región se muestra más fragmentada cuanto mayor es su densidad de población, más alta su renta *per cápita* y menor la tasa de desempleo.

Para **el grupo E**, nuestros resultados reflejaron que las zonas urbanas están claramente más fragmentadas de lo esperado, mientras que las previsiones de nuestro modelo fueron acertadas con respecto a la situación en la mayoría de las demás regiones. Un ejemplo de esta tendencia se observa en la región UKG3 (West Midlands), que es un condado metropolitano que abarca tres núcleos urbanos distintos (Birmingham, Coventry y Wolverhampton), con una diferencia de 118 mallas por cada 1.000 km^2. Cinco regiones están considerablemente menos fragmentadas de lo previsto; las diferencias oscilan entre 37 y 73 mallas por cada 1.000 km^2 (UKD3 Greater Manchester, UKE3 South Yorkshire, UKE4 West Yorkshire, UKI2 Outer London, UKK2 Dorset y Somerset). En el resto de las regiones, la diferencia absoluta es menor de 25 mallas por cada 1.000 km^2. Una tendencia común en este grupo de regiones es que los valores de fragmentación entre regiones limítrofes sean similares. Como regla general, constatamos que Inglaterra está más fragmentada de lo esperado, y Escocia menos, mientras que en Gales e Irlanda, las regiones registran la fragmentación esperada. Una región tiene más probabilidades de estar más fragmentada que otras si presenta una renta *per cápita* más alta, un mayor

Mapa 3.10 Diferencias absolutas entre los valores de s_{eff} observados y previstos según los seis modelos globales para los grupos A a F



Nota: Las zonas marrón oscuro están más fragmentadas de lo esperado, mientras que las de color amarillo claro muestran una fragmentación inferior a la esperada. En algunos países, como Suecia y Polonia, los datos socioeconómicos no estaban disponibles.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

gasto en educación y volúmenes superiores de transporte de mercancías y pasajeros.

En el caso del **grupo F,** gran parte de la información socioeconómica correspondiente a muchas regiones no estaba disponible. En el caso de las regiones para las que disponíamos de información completa (n = 82), nuestro modelo general arrojó buenos resultados al abarcar el 79% de la variación de los valores de s_{eff}. De acuerdo con nuestras predicciones, las regiones que están mucho más fragmentadas de lo previsto son PL227 (Rybnicko-jastrzebski) y HU101 (Budapest), con una diferencia de 38 y 51 mallas por cada 1.000 km^2 respectivamente. En general, la mayoría de las regiones de este grupo se encuentran ligeramente menos fragmentadas de lo esperado, a excepción de las regiones que incluyen amplias zonas urbanas, que registraron a menudo una fragmentación algo mayor de la esperada. En este grupo, hemos constatado que una región tiende a mostrar más fragmentación cuanto mayor es su densidad de población, más elevado es su volumen de pasajeros transportados, mayor su renta *per cápita* y menor la tasa de desempleo.

El modelo conjunto surgido de la fusión del mejor modelo de los seis grupos de regiones realizó una buena previsión de los niveles de fragmentación de la mayoría de las regiones de Europa (normalmente con un margen de entre +10 y -10 mallas por cada 1.000 km^2). Muchos de los valores previstos de las regiones de Europa occidental y central son casi idénticos a los constatados en cuanto a s_{eff}, mientras que las regiones de Europa oriental muestran con frecuencia una fragmentación ligeramente menor que la esperada. Las regiones de Escandinavia, el Reino Unido e Irlanda suelen estar algo más fragmentadas de lo esperado. En el caso de las regiones mediterráneas, los valores previstos suelen acercarse a los observados; no obstante, hemos encontrado varias regiones donde los valores de fragmentación eran mucho mayores o menores de lo esperado. En su conjunto, este modelo fusionado resulta un instrumento mucho mejor a la hora de predecir la fragmentación del paisaje a escala continental que el modelo paneuropeo (Figura 3.3). En cada parte de Europa aparecen unas fuerzas motrices distintas responsables de los valores actuales de fragmentación del paisaje, que se reflejan en las grandes diferencias encontradas entre los modelos predictivos que resultaron más precisos. Esta información puede ser útil para identificar las regiones que han conseguido evitar mejor que otras la fragmentación de su paisaje al tiempo que supieron responder a las necesidades del uso del suelo de su población y del desarrollo económico, tal como se refleja en las siete variables socioeconómicas incluidas en el análisis.

En los tres primeros grupos (Europa occidental y los países mediterráneos), encontramos que el *GDPc* suele ser mayor en las regiones donde la *PD* ya es alta, pero los valores de fragmentación no son tan altos como los previstos por la *PD* únicamente (ni siquiera cuando se utilizó en el modelo la raíz cuadrada de la *PD*). La población en estas zonas suele estar concentrada y los valores de *GDPc* y *VPD* no contribuyen necesariamente a incrementar los valores de fragmentación. En esta situación, los valores mayores de *GDPc* reducen el valor previsto de fragmentación en las regiones NUTS-X y la precisión de los modelos es así mayor; es decir, el valor de *GDPc* muestra una relación negativa con la fragmentación del paisaje en modelos que incluyen la *PD*. No fue así en el caso de Escandinavia, el Reino Unido, Irlanda y los países del este, donde el valor de *GDPc* sí contribuye al aumento de los niveles de fragmentación.

Para responder a la pregunta de por qué ciertas regiones están más (o menos) fragmentadas de lo previsto en el modelo estadístico, sería preciso investigar más detalladamente los aspectos históricos y las condiciones político-económicas de las distintas partes de Europa, que no fueron recogidos en las diez variables predictivas. Como ejemplo, en la zona noroccidental de Suiza, las leyes sobre planificación regional no se adoptan ni se aplican correctamente, lo que contribuye a aumentar el nivel de fragmentación con respecto a otras partes del país. Otro ejemplo tiene que ver con las grandes diferencias existentes entre los impuestos que se aplican en cada cantón suizo. Para apreciar estas diferencias entre cantones y responder a cuestiones como la aplicación de las políticas a este nivel, sería necesario efectuar un análisis a menor escala, ya que las regiones NUTS-X de Suiza agrupan varios cantones.

Algunas de las relaciones entre el nivel de fragmentación y las diez variables independientes indican que estas variables son fuerzas motrices sobre la fragmentación del paisaje, aunque esto no siempre sea cierto. Por ejemplo, los grandes volúmenes de transporte de pasajeros (*VPD*) y mercancías (*QGLUc*) no solo pueden **provocar** niveles de fragmentación superiores (debido a la alta demanda de infraestructuras de transporte), sino que también podrían **responder** a la disponibilidad de carreteras y vías férreas en cierta medida. En consecuencia, se han encontrado **relaciones de retroalimentación**, que pueden estudiarse mediante una teoría de sistemas. Asimismo, es común que la construcción de carreteras tenga como fin estimular el desarrollo económico e incrementar el *GDPc*, más que dar respuesta a un crecimiento económico (por ejemplo, en Schleswig-Holstein DEF0, el estado más septentrional de Alemania). Estas cuestiones podrían ser interesantes como objeto de futuros estudios.

4 Importancia y repercusiones de las políticas

4.1 Necesidad de supervisar el grado de fragmentación del paisaje

Los objetivos del seguimiento ambiental son descubrir y conocer mejor los cambios del medio ambiente. Los resultados que se presentan en este informe son importantes para la biodiversidad, incluidas las poblaciones de fauna silvestre, las comunidades biológicas, los ecosistemas y los servicios ecológicos. Además, reflejan el carácter y la apariencia del paisaje y su valor recreativo. Por consiguiente, los resultados se pueden aplicar a varios tipos de seguimiento: seguimiento de la biodiversidad, seguimiento ambiental, seguimiento de la sostenibilidad y seguimiento de la calidad del paisaje. En consecuencia, los hallazgos de este estudio deberían adoptarse en los sistemas de seguimiento europeos, así como en las iniciativas de contabilidad del suelo y de los ecosistemas de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA, 2006b; Romanowicz *et al*., 2007; Weber, 2007).

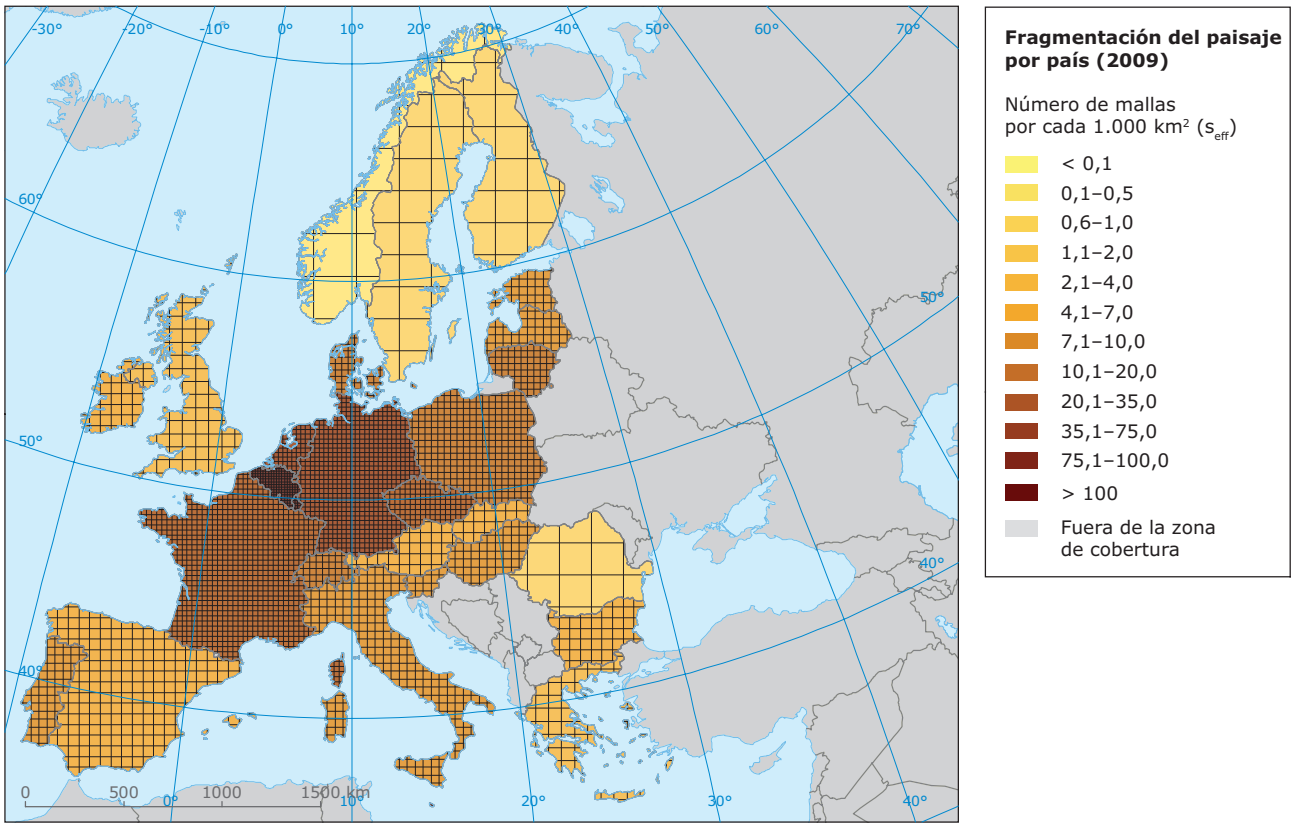
Los resultados ya se han incluido como indicador de presión en el *Análisis de políticas medioambientales 2009* de la Comisión Europea (Comisión Europea, 2010b) y en el informe *El medio ambiente europeo: estado y perspectivas 2010* (SOER 2010) (AEMA, 2010a). Lo ideal sería hacer una actualización en un período comprendido entre tres y cinco años, pero esto dependerá de la disponibilidad de los datos. Las posibles fuerzas motrices que todavía no se han supervisado deberían observarse e incluirse en futuros análisis estadísticos. Los modelos predictivos del grado de fragmentación no pueden sustituir al seguimiento directo de las tendencias de fragmentación. En lugar de ello, se deberían utilizar modelos predictivos para determinar si los niveles reales de fragmentación aumentan de forma más rápida o más lenta con respecto a la predicción de los modelos, y en qué punto el desarrollo económico se desvincula satisfactoriamente de una degradación adicional del medio ambiente.

Las cuestiones relacionadas con la incoherencia de los datos en el conjunto de datos TeleAtlas entre los años 2002 y 2009 ponen de relieve la necesidad de una definición rigurosa y coherente de las geometrías de fragmentación en el espacio y en el tiempo, para proporcionar un control de datos fiable a escala europea. Esto implica que el futuro seguimiento debe basarse exactamente en las mismas geometrías de fragmentación y elementos de fragmentación que se enumeran en el capítulo 2. El uso de las mismas geometrías de fragmentación es una condición indispensable para poder comparar los resultados entre países. También se pueden añadir geometrías de fragmentación complementarias.

Las geometrías de fragmentación que se presentan en este informe se consideran apropiadas para la mayoría de los países de Europa, sobre todo, la geometría de fragmentación B2 «Fragmentación de las zonas no montañosas». Por lo tanto, los resultados de este estudio también se deben incluir en los sistemas nacionales de seguimiento de los 28 países estudiados, a menos que ya estén disponibles mejores datos sobre el nivel de fragmentación que contengan momentos anteriores, como es el caso de Suiza (Figura 4.1a). Unas geometrías de fragmentación más detalladas pueden ser más apropiadas en algunos países cuando se adaptan mejor a las condiciones particulares de un país y se dispone de datos de mayor resolución (por ejemplo, para incluir zonas urbanizadas con mayor precisión). Por consiguiente, no se debe obligar a los países a utilizar las mismas geometrías de fragmentación. En cuanto a la planificación del transporte y la aplicación de políticas en el ámbito de un país, es necesario un análisis adicional a escalas más pequeñas.

En diversos sistemas de seguimiento ya se ha puesto en práctica el método del tamaño efectivo de malla y la densidad efectiva de malla. Por ejemplo, la Oficina Federal Estadística de Suiza (SFSO), la Oficina Federal de Medio Ambiente de Suiza (OFMA) y la Oficina Federal de Desarrollo Espacial de Suiza (ARE) lanzaron en el año 2000 el *Proyecto de seguimiento del desarrollo sostenible* (MONET) para establecer un sistema de indicadores de desarrollo sostenible en Suiza. MONET es representativo de otros muchos sistemas de vigilancia del desarrollo sostenible. Este sistema utiliza 163 indicadores que engloban cuestiones sociales, económicas y medioambientales (SFSO/SAEFL/ARE 2004). El tamaño efectivo de malla se ha incluido recientemente en MONET (Figura 4.1a; Jaeger *et al*., 2008; BFS, 2009). MONET aplica 17 criterios de selección de indicadores, relacionados con el marco de referencia (7 criterios), la facilidad de uso (4 criterios), la validez (2 criterios) y la disponibilidad de los datos (4 criterios). La valoración de m_{eff} según estos criterios revela una gran idoneidad, ya que cumple satisfactoriamente los 17 criterios (Jaeger *et al*., 2008). El tamaño efectivo de

Mapa 4.1 Ilustración del nivel de fragmentación del paisaje medido mediante el tamaño efectivo de la malla y representado como una cuadrícula uniforme



Nota: El valor del tamaño efectivo de la malla por país se representa como una cuadrícula uniforme (con un tamaño de celda aproximado de m_{eff} en km²).

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

malla también se aplica como indicador de presión en el *Sistema de seguimiento de la biodiversidad de Suiza* (http://www.biodiversitymonitoring.ch/) y en el novedoso sistema de *Vigilancia del paisaje de Suiza* (LABES; Roth *et al*., 2010; Schwick y Spichtig, en prep.). Un rasgo sorprendente del estudio sobre fragmentación del paisaje de Suiza es que la serie temporal se remonta hasta 1885, abarcando más de 120 años (Bertiller *et al*. 2007). El indicador se actualiza cada seis años. En estos programas de seguimiento de Suiza se utilizan dos geometrías de fragmentación (Figura 4.1a):

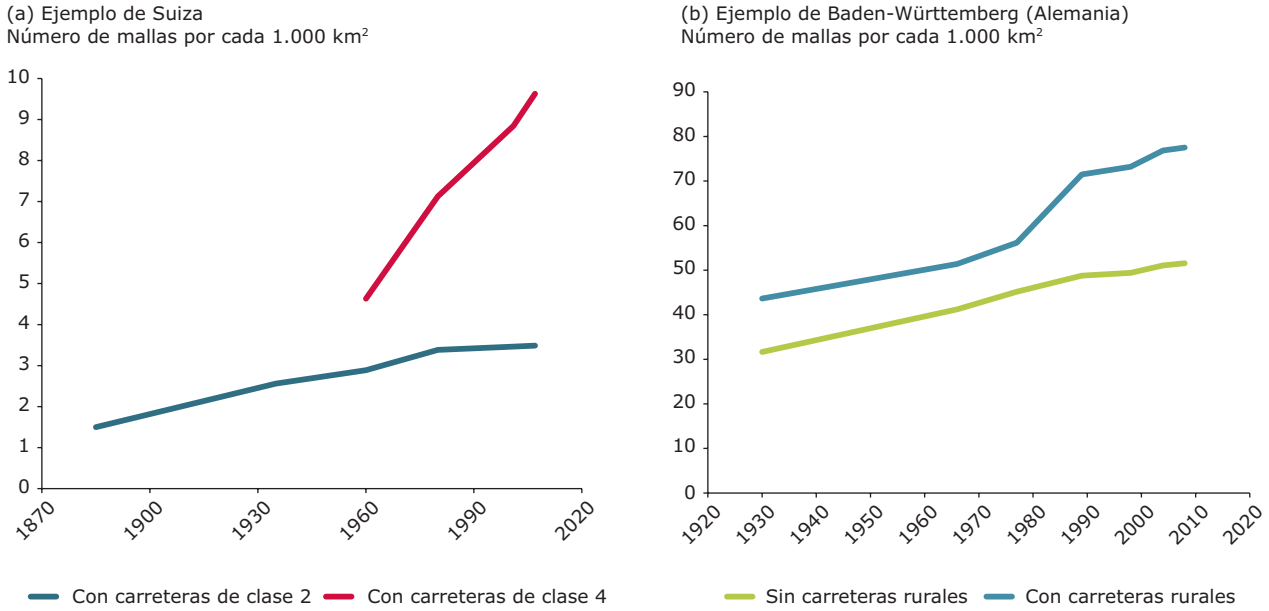
1. CH-1: las superficies inferiores a 2.100 metros que abarcan zonas urbanas, líneas ferroviarias y carreteras **hasta la clase 2** (según el conjunto de datos VECTOR25); y

2. CH-2: las superficies inferiores a 2.100 metros que abarcan zonas urbanas, líneas ferroviarias y carreteras **hasta la clase 4** (según el conjunto de datos VECTOR25).

La geometría de fragmentación CH-1 tiene por objeto realizar el seguimiento de la fragmentación de paisajes atendiendo a las carreteras principales como amenaza a la biodiversidad e indicar el declive de las zonas silenciosas (sin ruidos). Además, la geometría de fragmentación CH-2 observa la contribución adicional a la fragmentación que tienen las carreteras secundarias y documenta el alcance espacial de este fenómeno. Los resultados muestran que el aumento de la fragmentación en Suiza provocado por las carreteras principales (CH-1) es claramente menos pronunciado en la actualidad que hace 30 años. Esto se debe principalmente al hecho de que las grandes zonas no fragmentadas de los Alpes están actualmente protegidas por la constitución suiza frente a una mayor fragmentación. Sin embargo, la fragmentación del paisaje debida a las carreteras secundarias (CH-2) sigue aumentando a un ritmo alarmante (Figura 4.1a). Otro ejemplo ilustrativo lo proporciona el informe ambiental de Baden-Württemberg (Alemania), donde m_{eff} se puso en práctica en 2003 (Figura 4.1b; Instituto Estatal para el Medio Ambiente, Mediciones y Conservación de la Naturaleza de Baden-Württemberg 2006).

En Alemania el tamaño efectivo de malla se aplica como uno de los 24 indicadores básicos de la seguimiento

Figura 4.1 Ejemplos del uso de la densidad efectiva de malla en los sistemas de vigilancia del desarrollo sostenible, la biodiversidad y la calidad del paisaje



Nota: (a) Suiza: los datos se utilizan en el Sistema de Seguimiento del Paisaje de Suiza (LABES), en el Sistema de Seguimiento de la Biodiversidad de Suiza y en el Sistema de Seguimiento del Desarrollo Sostenible de Suiza (MONET). Se muestran dos geometrías de fragmentación: «CH-1: grado de fragmentación clase 2» (se muestra en azul) incluye superficies inferiores a 2.100 m con carreteras hasta de clase 2, y «CH-2: grado de fragmentación clase 4» (se muestra en rojo) con carreteras hasta de clase 4 para 1960–2008.

Debe tenerse en cuenta que el «grado de fragmentación clase 2» incluye también valores de 1885 y 1935, que se basan en un conjunto de datos diferente.

(b) Baden-Württemberg: series temporales desde 1930 para dos geometrías de fragmentación: con y sin carreteras municipales. Los valores de Suiza son para todo el país, incluidas las montañas Jura y partes de los Alpes hasta los 2.100 m. Por lo tanto, son mucho más bajos que los valores de Baden-Württemberg. No obstante, el nivel de fragmentación en las llanuras de Suiza es mucho mayor que el promedio y similar a los valores de Baden-Württemberg (véase Roth *et al*. 2010).

Fuente: Roth *et al*., 2010; Bertiller *et al*., 2007; Esswein y Schwarz-von Raumer, 2008.

ambiental (Schupp, 2005). También se utiliza en la *Estrategia nacional alemana sobre diversidad biológica* (Ministerio Federal para el Medio Ambiente, la Conservación de la Naturaleza y la Seguridad Nuclear, 2007; AEMA, 2010b). La Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente (UBA) ya ha adoptado m_{eff} para proponer límites con el fin de reducir la fragmentación del paisaje en Alemania (UBA, 2003; Penn-Bressel, 2005).

En el contexto de los sistemas de indicadores de biodiversidad, un indicador de la fragmentación del paisaje sirve como representación aproximada de la presión sobre la biodiversidad (de acuerdo con el modelo DPSIR = modelo *drivers-pressure-state-impact-response* [fuerzas motrices-presión-estado-impacto-respuesta], adoptado por la AEMA). En el marco del SOER 2010 ya se ha incluido un indicador relacionado con la fragmentación de los bosques (indicador SEBI 013, http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/fragmentation-of-natural-and-semi/fragmentation-of-natural-and-semi; Estreguil y Mouton, 2009).

Los indicadores de la fragmentación del paisaje también son importantes para el seguimiento de la integración del transporte y el medio ambiente. Para medir el avance hacia los objetivos y metas existentes en el ámbito europeo, la AEMA desarrolló el TERM (Mecanismo de Información sobre el Transporte y el Medio Ambiente) y ha publicado informes del TERM desde el año 2000 (AEMA, 2010c). La inclusión de indicadores de fragmentación del paisaje en el TERM contribuiría a conocer mejor los efectos espaciales de las infraestructuras de transporte.

La fragmentación del paisaje también supone una amenaza para la *calidad del paisaje* y para la sostenibilidad del uso del suelo por parte del ser humano, es decir, el suministro a largo plazo de servicios ecológicos para los seres humanos. La fragmentación del paisaje cambia la percepción visual de los paisajes: carreteras, líneas ferroviarias y zonas urbanizadas son los elementos que contribuyen de una forma más destacada a transformar los paisajes naturales en paisajes culturales dominados por la técnica y subdividen los paisajes en fragmentos. Como

consecuencia de esto, el paisaje ya no se percibe más como una entidad. A diferencia de las repercusiones de la fragmentación del paisaje sobre la biodiversidad, otros muchos elementos de fragmentación también influyen sobre la calidad recreativa de los paisajes, tales como líneas de alta tensión, remontes de esquí y tuberías de presión, y se pueden incluir en geometrías de fragmentación adicionales.

Los paisajes con una gran calidad recreativa son centros turísticos en Europa. Entre los principales ejemplos destacan los Alpes y las costas de los países del Mediterráneo. Mientras que en los Alpes la fragmentación se concentra en los valles y las elevaciones superiores muestran niveles de fragmentación relativamente bajos, el grado de fragmentación a lo largo de las costas de los países del Mediterráneo es elevado (véanse los mapas del capítulo 3). Está previsto que las actividades recreativas en Europa aumenten anualmente a una tasa del 5% aproximadamente en los próximos años (Comisión Europea de Viajes, 2010). Esto dará lugar a un mayor crecimiento de las zonas urbanizadas y a nuevas infraestructuras del transporte, y generará una mayor fragmentación del paisaje en muchas zonas recreativas. Estos paisajes corren serio peligro de estar cada vez más fragmentados y perder gran parte de su calidad y belleza recreativa restante. Así pues, es necesario adoptar medidas urgentes.

Un ejemplo de sistema de seguimiento de la calidad del paisaje es el proyecto en curso *Calidad del paisaje, del Sistema de seguimiento del paisaje de Suiza* (LABES), de la OFMA suiza. Mediante entrevistas con expertos se determinó un conjunto de factores que influyen en la calidad del paisaje. Además, se realizaron 3.000 encuestas a personas que respondieron en tres regiones diferentes de Suiza, para conocer sus percepciones subjetivas. Todos coincidieron en identificar el ruido, la contaminación y la fragmentación del paisaje como repercusiones negativas de las infraestructuras de transporte sobre la calidad del paisaje. Por consiguiente, los paisajes con un mayor grado de fragmentación tienen menor calidad de paisaje y pierden parte de su función como zonas recreativas.

Las experiencias y resultados tranquilizadores acerca del control de la calidad del paisaje en Suiza se deben aplicar para poner en práctica un sistema de seguimiento de la calidad del paisaje en el ámbito europeo, también en un futuro próximo. La fragmentación en particular es un indicador de gran importancia para observar la calidad del paisaje, y los resultados de este informe se pueden incluir directamente con este fin a escala europea. Además de su grado de fragmentación, en el futuro también se deben tener en cuenta otros indicadores de calidad del paisaje.

4.2. Implicaciones para la conservación de la naturaleza, el tráfico y la planificación urbanística

4.2.1 Aplicación como instrumento para la revisión de la actuación

Las medidas de seguimiento de la fragmentación del paisaje solo se pueden poner en práctica de forma eficaz si existe una concienciación sobre el problema y se proponen soluciones factibles. Por consiguiente, los responsables de la toma de decisiones y los ciudadanos en general deben tomar conciencia de los problemas de la fragmentación del paisaje y de la pérdida de hábitat, y han de estar informados sobre las medidas apropiadas a adoptar. El establecimiento de límites puede desempeñar un papel importante para este objetivo. Una vez se disponga de metas o límites cuantitativos para el grado futuro de fragmentación del paisaje, se puede volver a calcular el grado de fragmentación después de que se hayan construido nuevas carreteras o se hayan eliminado las existentes, y se puede comparar con la meta o límite (Cuadro 4.1). Esto ya es posible en las etapas de planificación de la construcción o desmantelamiento de infraestructuras de transporte. Los mapas de infraestructuras de transporte planificadas se pueden combinar con modelos para predecir los futuros cambios en el uso del suelo, y el grado resultante de fragmentación se puede comparar con la meta establecida. Así, el uso de datos cuantitativos sobre fragmentación como instrumento para el análisis de la actuación es un enfoque de gran influencia para aumentar las iniciativas de concienciación y orientación, con objeto de reducir al mínimo la fragmentación del paisaje. Un análisis de este tipo, con miras a una revisión de la actuación, es aplicable tanto a la biodiversidad como a la calidad del paisaje. Los resultados de este informe son muy importantes para el seguimiento ambiental, y proporcionan una base comparativa para posteriores investigaciones. Recomendamos que los valores de fragmentación se actualicen de forma regular, con objeto de detectar tendencias en la evolución de la fragmentación del paisaje en Europa.

La densidad efectiva de malla es un criterio importante a considerar en la planificación del transporte y en la planificación regional. Sin embargo, evidentemente no es el único indicador relevante y no puede sustituir a otros indicadores importantes. La misma importancia, como mínimo, tienen la cantidad de hábitat y la calidad del hábitat para todas las especies relevantes en la zona de estudio, tanto para hábitats actuales como potenciales. Si se hace caso omiso de esto, corremos el peligro de que los responsables de la toma de decisiones puedan considerar poco problemática la construcción de carreteras si las nuevas se combinan con la construcción de pasos para la fauna y vallas. Esto es engañoso cuando la cantidad y la calidad del hábitat en estos paisajes sigue

Cuadro 4.1 Cómo aplicar el método

El método de la densidad efectiva de malla y el tamaño efectivo de malla se puede utilizar en cualquier nivel (por ejemplo, distritos, regiones NUTS-X o a escala local) como un instrumento de análisis con estos fines:

1. Los datos sobre el desarrollo futuro planificado revelan el alcance según el cual las rutas de transporte planificado aumentarán la fragmentación y se pueden comparar con las metas y las tendencias anteriores. Este enfoque tendrá en cuenta los efectos acumulados de varios proyectos combinados (y la expansión prevista de las zonas urbanas) sobre la densidad efectiva de malla.

2. Diversas alternativas de planificación para infraestructuras de transporte y núcleos urbanos se pueden valorar y comparar con respecto a sus repercusiones sobre la densidad efectiva de malla. Se deben tener en cuenta los efectos acumulados de todas las infraestructuras futuras planificadas y sus interacciones. El método se puede ampliar hasta abarcar la cuestión de la calidad del paisaje. Entre las posibilidades se encuentran: la inclusión de ponderaciones para el carácter del paisaje, la calidad recreativa o la calidad ecológica de los hábitats afectados, la inclusión de bandas de ruido y la inclusión de pasos para la fauna silvestre y las probabilidades de éxito a la hora de cruzar las rutas de transporte.

3. Se puede determinar la medida en que contribuye cada categoría de vía de transporte en cuanto al grado total de fragmentación. Por ejemplo, dichos valores pueden indicar niveles de amenaza para el resto de las redes ecológicas, ya que las vías de transporte más pequeñas pueden servir para indicar los lugares en los que los planificadores podrían prever una ampliación en el futuro si los niveles de tráfico aumentan.

4. Utilizando este método se pueden presentar sugerencias para eliminar vías de transporte, lo que tendría un efecto especialmente positivo sobre la densidad efectiva de malla.

5. Sería ilustrativo estudiar hasta qué punto las regiones tienen éxito a la hora de desvincular su bienestar económico de su nivel de fragmentación del paisaje, es decir, cuándo el desarrollo económico va acompañado de un aumento de la fragmentación del paisaje y cuándo ocurre sin fragmentación adicional.

descendiendo (Fahrig, 2001, 2002). Por consiguiente, la conservación y restauración de los hábitats de la fauna silvestre deben constituir la prioridad principal. Los pasos de fauna serán inútiles si no queda bastante hábitat que conectar. Por ejemplo, la densidad de la red viaria en el cantón de Argovia, en Suiza, ya es demasiado alta para que pervivan las poblaciones de liebre común, y la construcción de pasos para la fauna no es suficiente para mejorar la situación de estas poblaciones.

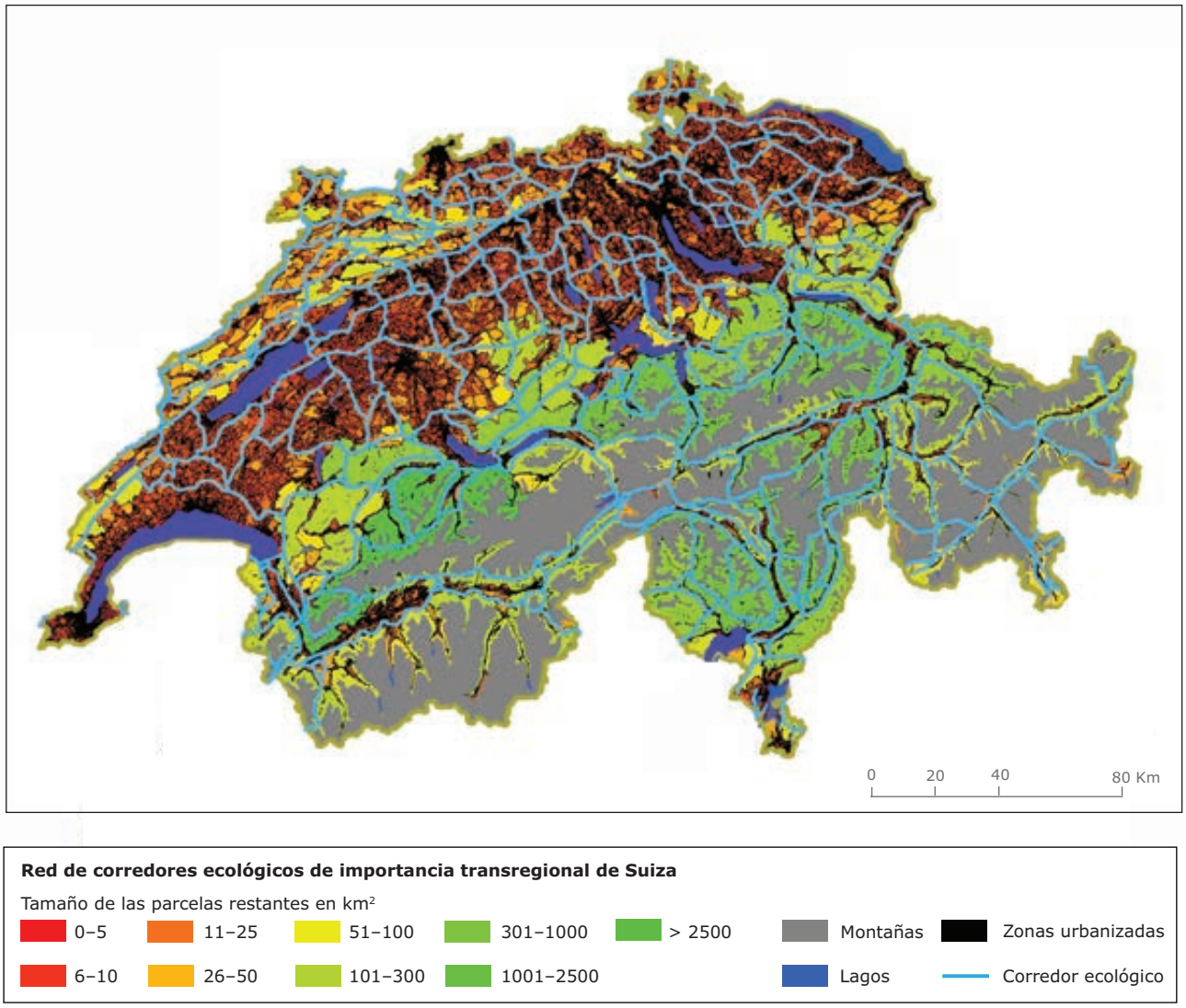
4.2.2 Importancia para la biodiversidad

En muchas partes de Europa, las poblaciones de grandes mamíferos terrestres están en peligro o los animales viven en pequeños grupos, y muchas de estas especies tienen grandes necesidades de hábitat y requieren migraciones y dispersión a largas distancias (Boitani, 2000; Mysterud *et al*., 2007). Las oportunidades de supervivencia de las poblaciones se ven afectadas cada vez más por el número de carreteras que cruzan sus hábitats. En las zonas donde el tamaño efectivo de malla es más pequeño que el tamaño típico del área de campeo de una especie, los animales encuentran a diario carreteras y otras barreras.

Los largos tiempos de respuesta de muchas especies ante los cambios de la estructura del paisaje presentan un desafío especial. Las densidades de población actuales quizás no sean la respuesta al modelo de paisaje actual, sino a los modelos de paisaje anteriores, de hace décadas, y las poblaciones de fauna silvestre pueden seguir deteriorándose durante muchos años incluso si la fragmentación del paisaje no aumenta en el futuro. Debido a que los efectos negativos de la fragmentación y el aislamiento de los hábitats no suelen hacerse evidentes hasta pasadas varias décadas, es probable que en las próximas décadas se produzcan pérdidas de poblaciones adicionales, a raíz de los cambios del paisaje que ya han tenido lugar (Findlay y Bourdages, 2000). Este desfase en la aparición de extinciones en respuesta a los cambios del paisaje se ha denominado «deuda de extinción» (Tilman *et al*., 1994). Si se documenta un declive en las poblaciones de fauna silvestre, quizás ya sea demasiado tarde para tomar medidas para estabilizar las poblaciones, como en el caso de la liebre común en el cantón de Argovia (Suiza) (Roedenbeck y Voser, 2008). Esto hace que resulte esencial adoptar un enfoque preventivo que oriente la fragmentación del paisaje en la dirección deseada en las próximas décadas, al tiempo que los futuros proyectos de investigación suplen las deficiencias en cuanto a conocimientos.

Recomendamos establecer conceptos orientativos para los paisajes de Europa (junto con los Estados miembros)

Mapa 4.2 Superposición de la red de corredores ecológicos de importancia transregional en Suiza con la geometría de fragmentación suiza GF4 «Superficies inferiores a 2.100 m»



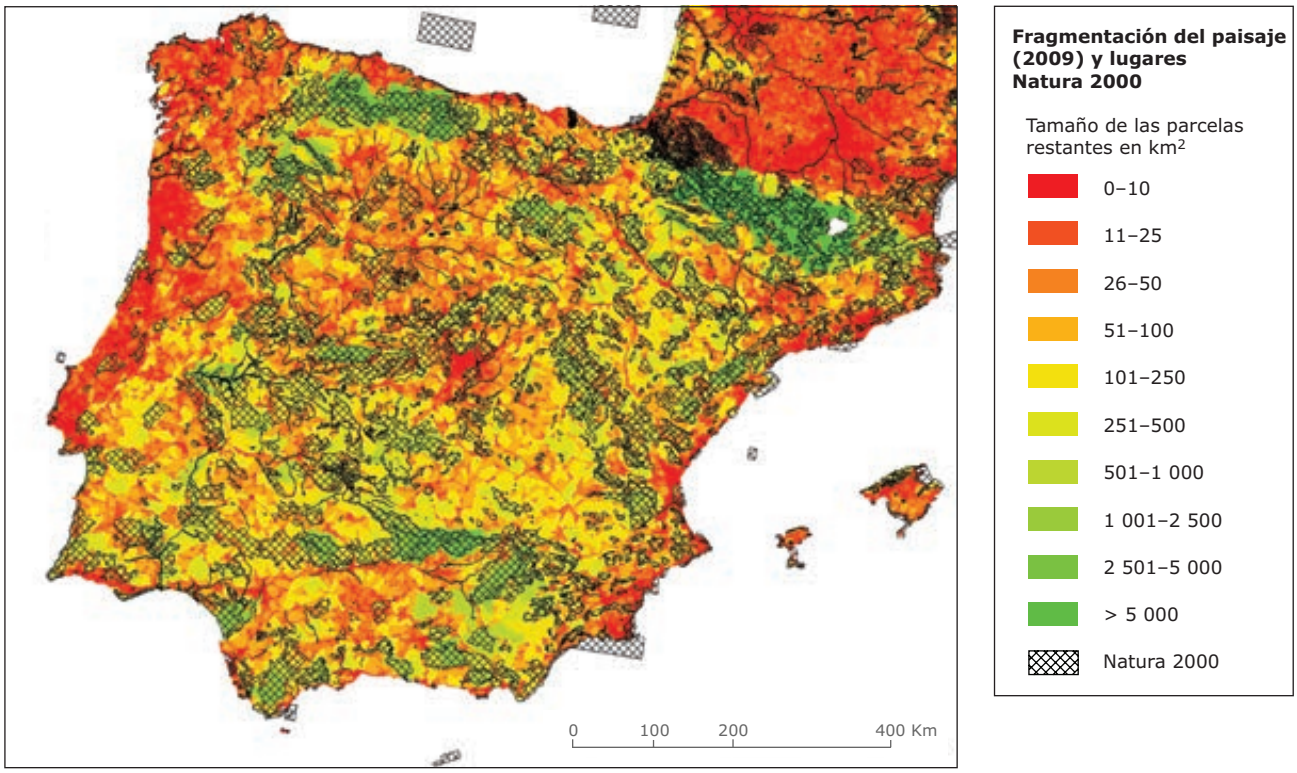
Nota: La red de corredores transregionales de Suiza para la fauna terrestre incluye los corredores ecológicos y los ejes de movimiento transregionales. Los colores rojo, amarillo y verde indican los tamaños de las parcelas restantes.

Fuente: Bertiller *et al*., 2007 (siguiendo a Holzgang *et al*., 2001).

que incluyan la identificación de zonas no fragmentadas importantes a escala regional y nacional, así como zonas prioritarias de desfragmentación. Para hacer que estos conceptos orientativos sean más tangibles, es conveniente adoptar puntos de referencia u objetivos apropiados para el grado de fragmentación del paisaje. Por ejemplo, el gobierno alemán y la Conferencia Alemana de Ministros de Medio Ambiente reivindicó como objetivo importante una «inversión de tendencias en cuanto a la fragmentación del paisaje y la expansión urbana» en Alemania (Bundesminister des Innern, 1985; LANA, 1995). Para conseguir este objetivo, el Consejo Asesor de Medio Ambiente del Gobierno Alemán (SRU) (1994: 128 Tz 253) recomendó desarrollar y aplicar límites y valores orientativos para los cambios en la estructura del paisaje a lo largo del tiempo. Waterstraat *et al*. (1996) recomendaban la protección de grandes zonas no fragmentadas y con poco tráfico de Alemania. Más recientemente, la Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente sugería que se deberían introducir límites específicos en cada región para controlar la fragmentación del paisaje (Penn-Bressel, 2005).

Los mapas de las tres geometrías de fragmentación pueden respaldar la delimitación de «corredores sin barreras» para mantener flujos ecológicos en el paisaje (Mapas 4.2 y 4.3). Se deben elaborar objetivos y medidas apropiadas que sean vinculantes para los organismos nacionales y europeos, que deben establecer las medidas a adoptar, así como dónde y cómo se deben poner en práctica, en relación con las iniciativas en curso de la UE para una infraestructura

Mapa 4.3 Superposición de la red Natura 2000 con la geometría de fragmentación GG-A2 «Fragmentación antropogénica importante e intermedia», en la que se muestra a España y Portugal como ejemplo



Nota: Muchas zonas protegidas están situadas en regiones que contienen grandes parcelas no fragmentadas. Los sistemas fluviales que están protegidos aparecen como líneas negras. Dependiendo de los objetivos concretos de un estudio, son más apropiadas unas u otras GF (geometrías de fragmentación).

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.

ecológica (Green Infrastructure, 2007). Se recomienda un proceso de documentación y coordinación en toda Europa, para elaborar una visión general de medidas en el ámbito europeo y para hacer posible que los puntos fuertes y las carencias se puedan reconocer más fácilmente. Esta tarea podría basarse en los logros de las anteriores iniciativas *EU COST 341 Action* (Iuell *et al*., 2003) e *Infra Eco Network Europe* (IENE) (http://www.iene.info).

El aumento continuo de la fragmentación del paisaje también incrementará en el futuro los costes para volver a conectar los hábitats separados, para restaurar los corredores ecológicos y para rescatar a poblaciones de fauna silvestre en peligro. Por ejemplo, el mapa de los corredores ecológicos de importancia nacional en Suiza que figura en el Mapa 4.2 nos da una idea de la magnitud de la tarea de restaurar corredores ecológicos, tarea que será inmensa cuando el paisaje se haya fragmentado ampliamente. Por tanto, es una política inteligente poner en práctica medidas eficaces desde una etapa lo más temprana posible, para evitar un aumento del nivel de fragmentación, en especial porque se desconoce cuándo se puede alcanzar el «punto de no retorno» en el declive de las poblaciones de fauna silvestre.

Los trabajos de investigación anteriores han demostrado que existen umbrales en los efectos de la fragmentación del paisaje sobre la viabilidad de las poblaciones de fauna silvestre (Hanski y Ovaskainen, 2002; Jaeger y Holderegger, 2005; Jaeger *et al*., 2006). Se han realizado a pequeña escala diversos estudios sobre los efectos de la fragmentación del paisaje sobre la biodiversidad, por ejemplo, para el tejón europeo (*Meles meles*), el zorro común (*Vulpes vulpes*), el corzo (*Capreolus capreolus*) y el jabalí (*Sus scrofa*) en Hesse (Alemania), por Roedenbeck y Köhler (2006), y para la liebre común (*Lepus europaeus*) en el cantón de Argovia (Suiza), por Roedenbeck y Voser (2008). En varios estudios se informaba sobre valores de densidad de la red viaria por encima de los cuales ciertas especies ya no aparecen más (por ejemplo, Mech *et al*., 1988 para lobos [*Canis lupus*] en Minnesota, Jensen *et al*. 1986 para lobos en Ontario, Thiel 1985 para lobos en Wisconsin, Mace *et al*. 1996 para osos grises [*Ursus arctos horribilis*] en Montana, revisado por Switalski, 2006; Fahrig y Rytwinski, 2009; Robinson *et al*., 2010). En un estudio reciente de Sharafi *et al*. (presentado) se indicaba que los valores más bajos del tamaño efectivo de malla guardan una estrecha correlación con la invasión de especies de plantas no autóctonas y la reducción del

resto de la vegetación nativa. Sin embargo, hasta donde sabemos, no hay estudios en el ámbito europeo hasta la fecha debido a la falta de datos sobre el grado de fragmentación del paisaje. Puesto que este informe suministra los datos sobre el grado de fragmentación del paisaje en Europa a tres escalas y para tres geometrías de fragmentación, ahora esta tarea se puede llevar a cabo en un proyecto de seguimiento.

¿Qué significan estos umbrales para la biodiversidad y para la planificación del tráfico y la conservación de la naturaleza en Europa? Si las poblaciones de fauna silvestre han sobrevivido hasta ahora a todas las nuevas construcciones de carreteras en un paisaje, esto **no** significa que dichas poblaciones también sean capaces de soportar una posterior densificación de la red de transporte. Cuando se ha alcanzado el umbral, es muy probable que la siguiente carretera nueva propicie la extinción de las poblaciones. Y aún peor, cuando se haya cruzado el «punto de no retorno» y la población ya esté en declive, será imposible invertir la tendencia aunque se adopten medidas relativamente drásticas. Los umbrales dependerán de los requisitos de hábitat de las especies en cuestión y del número e importancia de las barreras. Factores ecológicos tales como la distribución espacial de los hábitats o la tasa de natalidad y mortalidad de una población también influyen en los umbrales. Es muy difícil considerar los efectos de todos estos factores, ya que esto requiere grandes cantidades de datos empíricos para diferentes tipos de hábitats durante largos períodos de tiempo. Dichos datos solo se pueden recabar en estudios a gran escala y largo plazo, que no son habituales. Este es el motivo por el que los umbrales exactos de una población o una especie se desconocen en gran medida, y es poco probable que se conozcan en un breve período de tiempo. Por consiguiente, cualquier esperanza de contar con una cifra exacta general del nivel máximo admisible de fragmentación se verá truncada. En lugar de eso, en la valoración de la fragmentación del paisaje se debería aplicar el principio de precaución, y la aplicación de límites requiere un proceso de consulta, lo mismo que ha ocurrido con otros límites que se utilizan para la calidad del agua y del aire (Streffer *et al*., 2003).

El importante papel que desempeñan las grandes zonas sin carreteras en la conservación de la biodiversidad ha sido destacado en las publicaciones científicas (por ejemplo, DeVelice y Martin 2001; Turner 2006), y es igualmente importante para conservar la calidad del paisaje. La protección del resto de las zonas grandes no fragmentadas reviste una importancia capital, y se debe poner en práctica inmediatamente, basándose en los mapas existentes y en los conocimientos actuales sobre tipos de hábitat, cantidad de hábitat y calidad del hábitat. Sin embargo, las iniciativas de conservación no solo deben dirigirse hacia la protección del resto de las zonas grandes no fragmentadas, sino también a impedir una fragmentación posterior allí donde el paisaje ya esté muy fragmentado, para conservar la biodiversidad también en estos lugares (véase también el cuadro 4.2 de la sección 4.3.2).

Para tomar mejor en consideración la estructura interna de las grandes zonas no fragmentadas, es decir, la distribución espacial de hábitats y relaciones funcionales, Reck *et al*. (2008) recomendaron la conservación de **Áreas Funcionales No Divididas (UFA)** (*unzerschnittene Funktionsräume,* UFR) para Alemania. Esta importante sugerencia se debería tener en cuenta en todos los lugares en los que dichos datos estén disponibles. Sin embargo, no está claro si este planteamiento será viable a escala europea. Cuando esos datos estén disponibles, el método de densidad efectiva de malla se podrá aplicar directamente a estas redes de hábitats, porque es ahí donde se sabe que tienen lugar los movimientos de los individuos. Los valores resultantes indicarían el grado de fragmentación de estas redes de hábitats en lugar del grado de fragmentación del paisaje en general.

Los efectos sinérgicos de las carreteras y otros factores que actúan simultáneamente (por ejemplo, la intensificación agrícola, el aumento de la urbanización) apenas se han estudiado. Los estudios empíricos están limitados por la respuesta tardía de la fauna silvestre a muchos cambios ambientales y las poblaciones de fauna silvestre seguirán deteriorándose durante muchos años (cuestión de décadas) antes de alcanzar un nuevo equilibrio. Con frecuencia, esta falta de conocimientos se utiliza como justificación para no impedir la construcción de nuevas carreteras o para no incluir medidas de mitigación más sustanciales, aduciendo que no se tienen bastantes conocimientos y que se necesita más investigación antes de poder ralentizar la construcción de carreteras. Esta situación constituye una «espiral de fragmentación» (Jaeger, 2002), puesto que la investigación no ha sido capaz de ir al mismo ritmo que los efectos ecológicos del rápido aumento de la densidad de las carreteras. Esta situación hace caso omiso de los principios de sostenibilidad y va en contra del principio de precaución. Por lo tanto, existe el peligro de pensar que la adición de corredores ecológicos a las nuevas carreteras hará posible la construcción de nuevas carreteras sin consecuencias negativas para las poblaciones de fauna silvestre. Con esta actitud se haría caso omiso de los demás efectos negativos de las carreteras y de la importancia fundamental de la cantidad de hábitat (Fahrig, 2001, 2002).

Las **fuerzas motrices** de la fragmentación del paisaje y las incertidumbres sobre los efectos ecológicos de las redes de carreteras suelen descartarse en las evaluaciones de impacto ambiental, pero también habría que abordarlas. Por ejemplo, la fragmentación del paisaje y la expansión urbana se ven agravadas por falsos incentivos: el

principio de «quien contamina, paga» se aplica de forma inadecuada a las nuevas urbanizaciones y a los costes de suministrarles infraestructuras, los costes externos del transporte público y privado se internalizan de manera insuficiente y cuando el valor de las propiedades aumenta después de las actividades de planificación, desarrollo e infraestructura, no hay gravámenes. Todos estos factores envían falsas señales y hacen que la construcción en campo abierto sea algo desproporcionadamente atractivo (Frey y Zimmermann, 2005).

De acuerdo con nuestros resultados, la fuerza motriz más importante es la densidad de población humana. El PIB medio *per cápita* es importante en algunos casos, pero no siempre; por ejemplo, es importante cuando la estructura de los asentamientos es dispersa, como, por ejemplo, en Bélgica. Sin embargo, en contra de nuestra hipótesis inicial, si las poblaciones humanas con un alto PIB medio *per cápita* se concentran en las ciudades, su nivel de fragmentación tiende a ser inferior con el aumento del *GDPc*, como ocurre en muchos países de Europa occidental (es decir, grupos A, B, C).

A lo largo de las autopistas se suelen utilizar **vallas** para aumentar la seguridad del tráfico. Estas vallas protegen a los animales de colisiones con los vehículos, pero también aumentan el efecto barrera de las carreteras. El resultado de esta compensación para la población depende del volumen de tráfico y del comportamiento de los animales en la carretera, y a menudo no está claro en qué situaciones las vallas son una ventaja o una desventaja para las poblaciones de fauna silvestre. Jaeger y Fahrig (2004) demostraron que las vallas pueden ser una medida apropiada para ralentizar la disminución de las poblaciones de fauna silvestre, pero solo como respuesta provisional y no como una solución permanente, y que necesitan combinarse con corredores ecológicos (Figura 4.2). Es necesaria una mayor investigación antes de poder extraer conclusiones prácticas.

Con el fin de evaluar el impacto de cualquier elemento de fragmentación nuevo, cada vez es más necesario tener en cuenta los efectos de red que van más allá de la construcción individual; dicho de otro modo, se recomienda una evaluación ambiental estratégica (SEA) para determinar los impactos acumulados. En este ámbito, la aplicación del método de densidad efectiva de malla también resultará útil, y se debe tener en cuenta en el desarrollo de nuevos conceptos a largo plazo para un sistema de transporte reestructurado que no dependa de los combustibles fósiles.

El carácter de los riesgos ecológicos asociados a la fragmentación del paisaje y las incertidumbres —a menudo considerables— de sus efectos hacen que la cuestión de si tales proyectos de construcción de carreteras o ferrocarriles son convenientes resulte difícil de responder con sensatez. El gran nivel de incertidumbre inherente a estos riesgos ecológicos se refleja en el hecho de que no existe un seguro para casos de riesgos ecológicos (Helten, 1991). Sería deseable plantearse la introducción de un seguro obligatorio para dichos riesgos ecológicos, con el fin de aumentar el nivel de responsabilidad por los efectos ecológicos.

4.2.3 Necesidades futuras de investigación

Existe una necesidad urgente de investigar en mayor profundidad la fragmentación del paisaje en Europa. El análisis de la relación entre el nivel de fragmentación del paisaje y la biodiversidad es uno de los ámbitos más importantes de la investigación futura. Por ejemplo, el

Figura 4.2 Dos ejemplos de pasos elevados en combinación con vallas que cruzan una autopista de cuatro carriles (izquierda) y una autopista en construcción (derecha) en los Países Bajos

Nota: Las bandas brillantes sobre el paso elevado de la izquierda son lechos de huellas para registrar las huellas de los animales que cruzan el paso elevado.

Fuente: Foto izquierda: Rijkswaterstaat, Países Bajos; foto derecha: Goois Natuurreservaat/W. Metz, Países Bajos.

potencial paisajístico-ecológico (*Landscape-Ecological Potential*, LEP) ya incluye el método de tamaño efectivo de malla (Weber *et al*., 2008), y el LEP se puede relacionar con el índice de especialización comunitario y otros índices de biodiversidad[2] . Esta investigación debe tener en cuenta los tiempos de respuesta de las especies ante el deterioro de su entorno («deuda de extinción») y por lo tanto, debe incluir estados históricos de los paisajes de Europa. En el análisis deben incluirse otros factores importantes, como la calidad del hábitat, puesto que la relación entre la fragmentación del paisaje y la variable de respuesta se puede enmascarar cuando no se incluyen otras variables relevantes, lo que puede dar lugar a conclusiones erróneas (Pope *et al*., 2000).

Los campos agrícolas de uso intensivo también son elementos que provocan una elevada fragmentación para muchas especies. Por consiguiente, en el futuro se deben estudiar geometrías de fragmentación adicionales que incluyan más elementos de fragmentación en el paisaje, tales como campos agrícolas, cercas y carreteras secundarias (por ejemplo, clases 5 y 6 en TeleAtlas). La consideración de carreteras más pequeñas es importante para evaluar el acceso del ser humano y la propagación de especies invasoras. En consecuencia, las geometrías de fragmentación que excluyen las carreteras más pequeñas pueden subestimar considerablemente diversos efectos ecológicos de la red de carreteras sobre la biodiversidad. De forma similar, se podrían incluir las líneas del tendido eléctrico y otras infraestructuras de energía que son importantes para algunas especies y para la calidad estética del paisaje. Cada geometría de fragmentación se corresponde con una perspectiva diferente para estudiar el paisaje. Esto se puede combinar con la identificación y protección de redes de hábitats y enlaces de paisajes valiosos (por ejemplo, tierras agrícolas de gran valor natural e infraestructuras ecológicas). Además del estudio de especies concretas, también se deberían tener en cuenta las cadenas alimentarias, los ecosistemas y los servicios ecológicos.

¿Cuál será la densidad efectiva de malla cuando se construya toda la infraestructura de transportes que está actualmente en fase de planificación en Europa, al menos a escala europea y nacional? Sus efectos acumulados se deberían tener en cuenta en el proceso de toma de decisiones, puesto que todos estos proyectos interactuarán y su **impacto combinado** es importante para las poblaciones de fauna silvestre. Es conveniente comparar los distintos marcos hipotéticos de cuántas carreteras y líneas ferroviarias nuevas habrá y dónde estarán situadas. Los futuros estudios de investigación también deberían tener en cuenta otros tipos de unidades informativas, tales como cuencas hidrográficas, tipos de ecosistemas (por ejemplo, bosques, pastos, humedales) y redes de hábitats y corredores. Los estudios de especies concretas pueden aplicar la densidad efectiva de malla al hábitat de una especie en particular, más que al paisaje en general, es decir, todo lo que no sea hábitat se considerarían barreras de diversos grados de permeabilidad. Diferentes especies perciben el paisaje de forma diferente y sus respectivos grados de fragmentación del hábitat difieren al hilo de esta cuestión.

Se debe estudiar la situación en fechas anteriores, para determinar la tasa de aumento de la fragmentación del paisaje. Para incluir las diferentes magnitudes como barrera de las carreteras entre 0% y 100%, la probabilidad de cruzar satisfactoriamente las carreteras (en función del volumen del tráfico) y el efecto positivo de las estructuras de paso de la fauna silvestre sobre la conectividad del paisaje se puede tener en cuenta en una versión más detallada de la densidad efectiva de malla. Puesto que el efecto barrera de una carretera y la efectividad de los corredores ecológicos son específicos de cada especie, los valores de la densidad efectiva de malla serían diferentes entre una especie y otra. Lamentablemente, no existen muchos datos cuantitativos sobre la probabilidad de que las especies utilicen las estructuras de paso de la fauna silvestre y la probabilidad de cruzar satisfactoriamente autopistas, que depende del volumen del tráfico en la carretera. La versión refinada de la densidad efectiva de malla está disponible (Jaeger, 2002, 2007) y se puede aplicar cuando se puedan obtener dichos datos. La calidad del hábitat de las parcelas también se puede incluir en el cálculo. Estas mejoras harían que el cálculo del grado de fragmentación fuera más complejo, y los distintos valores de la densidad efectiva de malla para diferentes especies consideradas quizás constituyan demasiada información para los sistemas de seguimiento ambiental, que por lo general incluyen únicamente un indicador o un conjunto reducido de indicadores de la fragmentación del paisaje.

Una investigación más profunda sobre los factores impulsores y las mejoras del modelo predictivo de la fragmentación del paisaje también es deseable para conocer mejor aquellas regiones que claramente están mucho más fragmentadas de lo previsto o aquellas que están menos fragmentadas de lo previsto. También se deben tener en cuenta variables predictivas adicionales, como, por ejemplo, estados históricos del paisaje, la historia y la aplicación de normativas, las subvenciones, los patrones de asentamientos urbanos, las diferencias en la planificación del uso del suelo (por ejemplo, la existencia de planificación regional, el grado de obligatoriedad de su aplicación y el período transcurrido desde su aplicación), y una medida de la

(2) El LEP es un indicador para medir y evaluar la integridad de los ecosistemas terrestres a gran escala en Europa, sobre la base de los cambios en el uso del suelo, que se entiende como un factor determinante clave del potencial de los ecosistemas para ofrecer múltiples servicios necesarios para el desarrollo de la sociedad y el bienestar humano. También se está teniendo en cuenta como parte de un recuento físico del capital natural que entonces se puede utilizar como un ajuste del *PIB* (AEMA, 2006c).

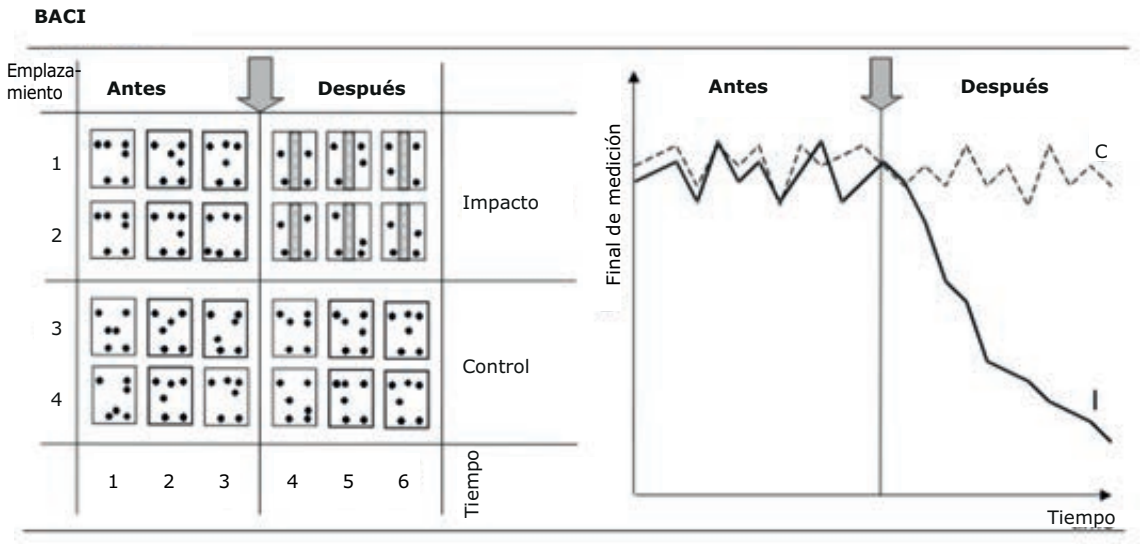
lejanía de la región. El análisis estadístico también se podría refinar incluyendo efectos no lineales y términos de interacción.

La identificación de umbrales de fragmentación del paisaje es una tarea especialmente importante. No obstante, es probable que los umbrales dependan de la cantidad y la calidad del hábitat restante en el paisaje y de muchos otros factores (otras repercusiones como los plaguicidas y la contaminación) que afectan a las poblaciones de vida silvestre **de forma combinada**, lo que hace que la identificación de umbrales resulte todo un reto. A pesar de su dificultad, esta tarea es importante para el análisis y la valoración en el futuro de los efectos acumulados en las evaluaciones de impacto medioambiental y la planificación del transporte, y se deben analizar mediante estudios a largo plazo y a gran escala.

El reciente campo de investigación de la ecología de las carreteras se enfrenta a muchas preguntas urgentes que no han tenido respuesta (Roedenbeck *et al*., 2007; van der Ree *et al*., 2011). Lo que es más importante, la investigación en ecología de las carreteras tiene que avanzar hacia magnitudes más grandes. Hay un escaso número de estudios que examinen explícitamente los efectos de las carreteras y de las medidas de mitigación a nivel de la población, la comunidad, el ecosistema o el paisaje. La mayor parte de estos efectos de orden superior sigue estando sin cuantificar, y deben convertirse en el centro de atención de futuros estudios, puesto que la complejidad y las interacciones entre los efectos de las carreteras y el tráfico son amplias y potencialmente inesperadas. Un análisis de estas complejas interrelaciones requiere una investigación sistemática utilizando el diseño de estudio antes-después-control-impacto (*before-after-control-impact*, BACI) (Figura 4.3), y es necesario establecer vínculos de colaboración entre ecólogos y organismos de transporte. Muchos organismos de gestión de las carreteras han establecido la «sostenibilidad medioambiental» como uno de sus objetivos, y la única forma de lograr dichos objetivos es que apoyen y fomenten una investigación científica fiable y a largo plazo. La situación actual, en la que se están realizando numerosos proyectos a pequeña escala de forma independiente unos de otros, no permite suministrar la información necesaria para cuantificar y mitigar los efectos negativos de las carreteras y el tráfico y los efectos positivos de las medidas de mitigación a niveles mayores. El futuro de la investigación de la ecología de las carreteras se mejorará aún más cuando los múltiples proyectos de carreteras en diferentes estados o países se combinen y se estudien en el marco de proyectos de investigación integrados y reproducidos correctamente (van der Ree *et al*., 2011).

Además, se requiere un enfoque de investigación que se ocupe de las demás incertidumbres que en buena medida son irreductibles, por ejemplo, basándose en el principio de precaución (por ejemplo, AEMA, 2001) y en el concepto de amenaza ecológica (Jaeger 2002, Scheringer 2002). De esta forma se abrirían nuevas y prometedoras líneas de acción en la gestión del paisaje. Por ejemplo, la Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente sugirió recientemente que se deberían introducir límites específicos para cada región a la hora de controlar la fragmentación del paisaje (véase el cuadro

Figura 4.3 Ilustración del diseño de estudio antes-después-control-impacto (BACI,) para investigar los efectos de la infraestructura del transporte en las poblaciones de fauna silvestre



Nota: Los rectángulos indican paisajes en diversos momentos antes y después de la construcción de una carretera. Los puntos negros de los paisajes indican la abundancia de especies de fauna silvestre. El criterio de valoración es la variable medida a lo largo del tiempo, por ejemplo, densidad de población en el paisaje. (I = Impacto, C = Control).

Fuente: Roedenbeck *et al*., 2007.

4.2). Una investigación posterior también debe ocuparse de la cuestión de cómo se pueden mejorar los sistemas de transporte para mantener los paisajes sin fragmentar.

La fragmentación de ríos y arroyos por la acción de las presas es una cuestión muy importante para la biodiversidad acuática. El proyecto actual no incluía este tema, puesto que se centraba en la fragmentación de superficies terrestres. Un análisis de la fragmentación de los cursos de agua requiere una iniciativa de investigación independiente.

4.3 Recomendaciones para el control de la fragmentación del paisaje

¿Qué medidas son adecuadas y factibles para lograr un cambio de tendencia en la fragmentación del paisaje? En general se pueden distinguir cuatro tipos de medidas para acometer el problema de la fragmentación del paisaje: 1) minimizar los impactos negativos en las etapas de planificación y construcción de nuevas infraestructuras de transporte, 2) restablecer la conectividad a través de las infraestructuras de transporte existentes, 3) evitar un mayor incremento de la densidad de la red de transporte y 4) eliminar infraestructuras de transporte existentes. Esta sección propone varias medidas relacionadas principalmente con la densidad efectiva de malla y el tamaño efectivo de malla. Los autores de este informe recomiendan que todas estas medidas se apliquen de manera amplia en la planificación del transporte y en la planificación regional, y que su viabilidad y eficacia se evalúen con mayor detalle. En este sentido, replantearse los sistemas de transporte para mejorar su eficacia puede ser un componente importante. Sin mejores métodos y sin una mayor conciencia y estudio de las incertidumbres que aún subsisten, será imposible resolver los crecientes conflictos sobre el uso del suelo y la fragmentación del paisaje de manera responsable.

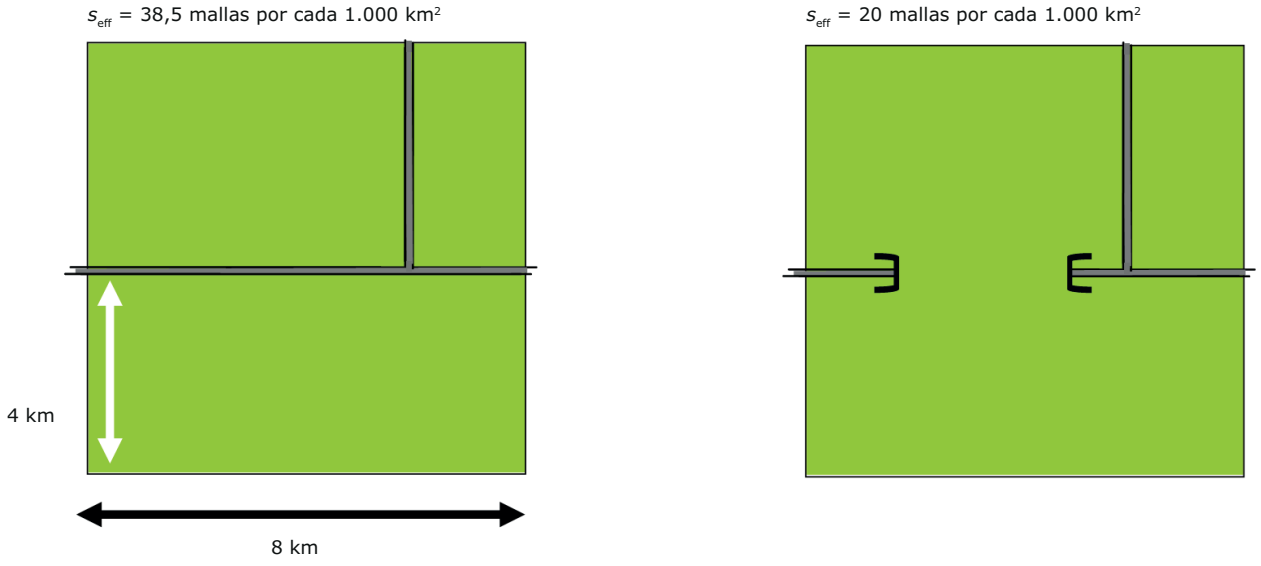
No obstante, esta lista de medidas no es exhaustiva. Por ejemplo, no abarca medidas en los ámbitos de la comunicación y la educación del público, los instrumentos económicos o de mercado, la reorganización del tráfico y la promoción de los cambios en el comportamiento. Además, las diferencias regionales deben tenerse en cuenta, como se subraya en los seis modelos estadísticos diferentes para la predicción del nivel de fragmentación del paisaje incluidos en el capítulo 3 de este informe. Esto implica que pueden ser necesarias diferentes medidas en regiones con diferentes niveles actuales de fragmentación, con diferentes desviaciones de los niveles de fragmentación observados frente a los previstos y con diferentes fuerzas motrices predominantes. Por ello, puede ser necesaria la aplicación de las medidas en combinaciones diversas para las distintas regiones. A la hora de decidir estas medidas, deberán contemplarse los efectos combinados de una serie de ellas.

4.3.1 Medidas de planificación del tráfico y planificación regional

- **Túneles y pasos de fauna**

Las carreteras y líneas ferroviarias actuales pueden hacerse más permeables para la fauna silvestre mediante túneles (Figura 4.4), estructuras de paso (pasos elevados y subterráneos para fauna) o

Figura 4.4 Ejemplo del efecto del uso de túneles sobre la densidad efectiva de malla



Nota: La densidad efectiva de malla es menor si la carretera discurre a través de un túnel (derecha) que sin túnel (izquierda).

Fuente: Jaeger *et al.*, 2007.

elevando las carreteras sobre pilares de modo que la fauna silvestre pueda cruzar por debajo. En general, cuanto mayores sean las áreas unidas entre sí, más efectivas serán las medidas. Por tanto, las zonas contiguas y las interacciones con otras medidas deben tenerse en cuenta en la elaboración de planes de desfragmentación. Estas medidas pueden aprovechar las condiciones topográficas del paisaje (por ejemplo, puentes que cruzan corrientes de agua y valles).

- **Priorización de la mejora de las carreteras existentes frente a la construcción de nuevas carreteras**

El ensanchamiento de las carreteras y líneas ferroviarias existentes aumentará su efecto barrera, y los mayores volúmenes de tráfico contribuirán a reforzar dicho efecto. Sin embargo, la mejora de las autopistas existentes es mucho menos perjudicial que la construcción de otras nuevas, que suele hacerse en otro lugar en la mayoría de los casos, incluso si las nuevas autopistas se agruparan con infraestructuras de transporte existentes. Este hecho se ha demostrado mediante un modelo de simulación por ordenador que determinó la probabilidad de persistencia de la población a fin de comparar estas alternativas (Jaeger *et al*., 2006). La mejora de las autopistas existentes es un ejemplo de un mejor uso de la red vial existente y de cómo abordar las crecientes demandas del transporte, minimizando el incremento de la fragmentación del paisaje.

- **Integración de las rutas de transporte**

Cuanto más estrechamente se agrupan las rutas de trasporte, mayores son las zonas del terreno que permanecen sin fragmentar. Si, por ejemplo, ya existe una línea ferroviaria, cualquier nueva carretera debería planificarse para que discurra lo más cerca y en paralelo a la línea existente que sea posible (Figura 4.5). El efecto barrera de un grupo de rutas de trasporte será mayor que el efecto barrera de una sola ruta de transporte, pero su integración suele ser una solución mejor que la fragmentación de una zona más amplia. Además, los pasos de fauna podrían disponerse de modo que todas las rutas de transporte puedan atravesarse por encima o por debajo de una sola vez. No obstante, por lo general, siempre debería ser preferible la mejora de las rutas existentes, como se describe anteriormente.

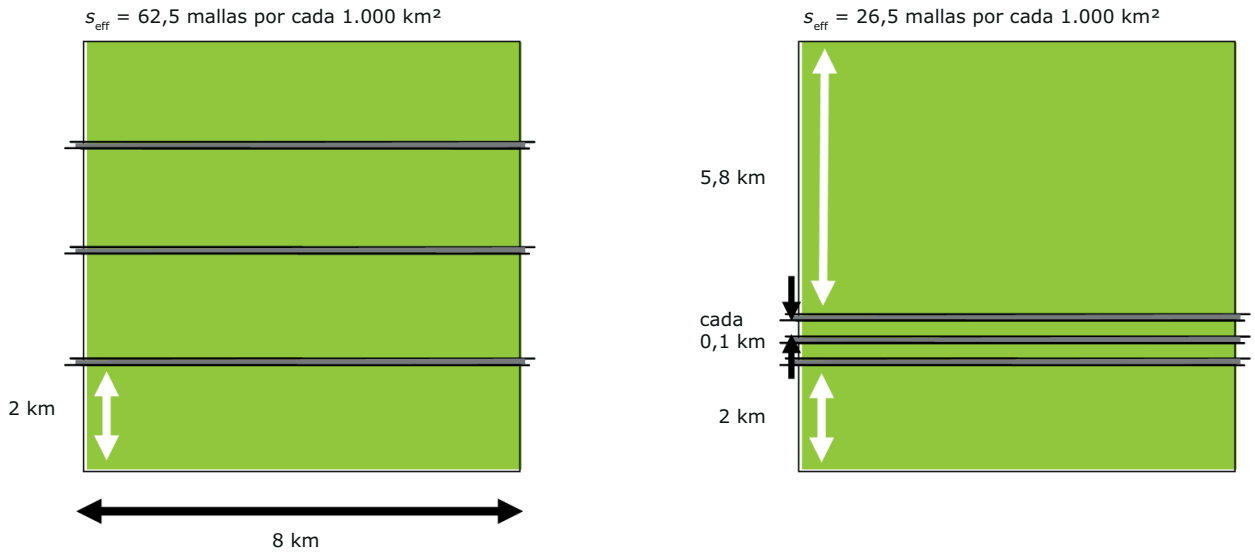
- **Mantener las vías de circunvalación cercanas a las zonas pobladas**

Si las circunvalaciones (y otras carreteras) se sitúan cerca de las zonas urbanizadas, su efecto de fragmentación es menor en comparación con la construcción de circunvalaciones alejadas de los asentamientos (Figura 4.6). El objeto de esta medida es la conservación de zonas no fragmentadas lo más amplias que sea posible y la atenuación del impacto de fragmentación de cualquier nueva ruta de transporte.

- **Desmantelamiento de rutas de transporte**

Las infraestructuras de transporte que ya no sean necesarias imperiosamente (por ejemplo, debido a la construcción de nuevas rutas o a cambios de las necesidades) se deben eliminar. Esto es particularmente importante si la infraestructura existente se encuentra en una zona de corredores de movimiento de animales, por ejemplo, corredores de migración de

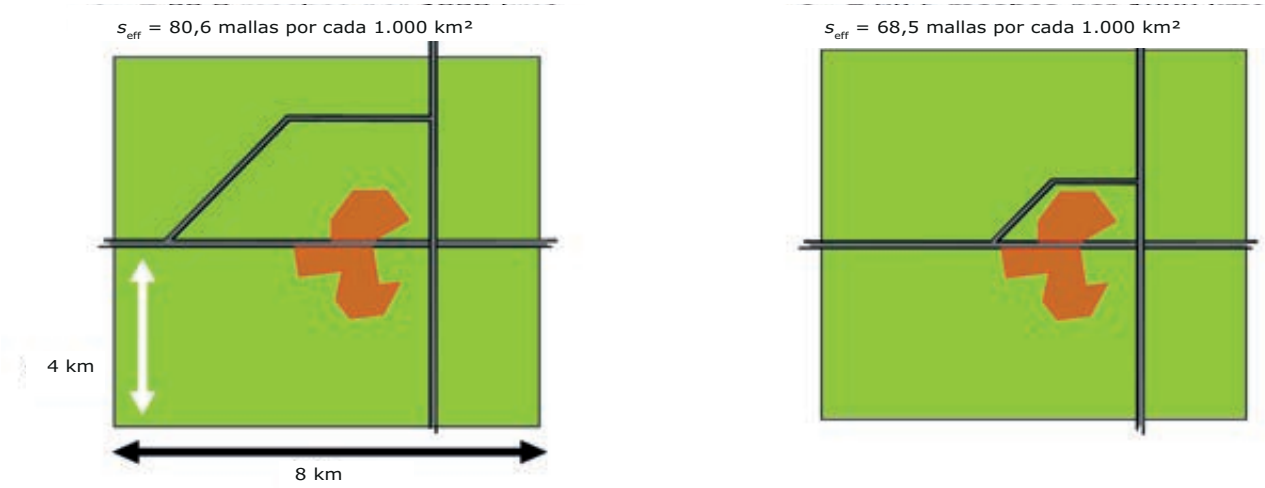
Figura 4.5 Ejemplo del efecto de la integración de rutas de transporte sobre la densidad efectiva de malla



Nota: La densidad efectiva de malla es menor si las rutas de transporte están agrupadas (derecha), que si se encuentran uniformemente distribuidas por todo el territorio (izquierda).

Fuente: *Jaeger et al.*, 2007.

Figura 4.6 Ejemplo del efecto del emplazamiento de las circunvalaciones sobre la densidad efectiva de malla



Nota: La densidad efectiva de malla es menor si la circunvalación se dispone más cercana al asentamiento (derecha), que si la carretera se construye más lejos (izquierda).

Fuente: *Jaeger et al.*, 2007.

anfibios. Actualmente, el desmantelamiento efectivo de carreteras que ya no son necesarias es muy poco frecuente, y habitualmente solo afecta a los tramos de carreteras antiguas que se han mejorado o se han desplazado hacia un lado. El potencial de desmantelamiento de carreteras es probablemente mayor de lo que sugiere la práctica actual. El desmantelamiento es, en esencia, más efectivo cuanto mayores son las zonas que se reunifican, pero también deben tenerse en cuenta otros criterios, como la calidad del hábitat.

- **Reducción de la anchura de las carreteras cuando disminuye el volumen de tráfico**

Las carreteras en las que ha disminuido el volumen de tráfico debido a la construcción de otras infraestructuras de transporte o a condiciones cambiantes, deben bajarse de categoría y estrecharse físicamente. Esto significa una reducción de su superficie y su huella sobre el terreno mediante la modificación física.

- **Limitación de las zonas urbanas y desarrollo urbano interno basado en la densificación**

Con el fin de preservar los espacios abiertos en el campo, es necesario limitar el tamaño de las zonas urbanas. Por ejemplo, en el informe *Urban sprawl: Europe's ignored environmental challenge* (Expansión urbana descontrolada en Europa. Un desafío ambiental olvidado) de la Agencia Europea de Medio Ambiente se hace un llamamiento a la adopción de medidas urgentes y se propone el desarrollo de políticas a escala europea para reducir la expansión urbana descontrolada (AEMA, 2006a). Esto también ayudaría a contrarrestar la continua fragmentación del paisaje, ya que las zonas edificadas en sí son barreras para el movimiento de los animales y contribuyen a la fragmentación del paisaje, y dado que la expansión urbana y la construcción de carreteras se intensifican recíprocamente: los patrones dispersos de zonas pobladas conllevan mayores volúmenes de tráfico y más construcción de carreteras, y a su vez las carreteras atraen el desarrollo urbano. La legislación en materia de planificación regional debe obligar de manera más eficaz a las autoridades locales a que hagan un uso moderado del suelo en sus planes de ordenación territorial. Las autoridades regionales y locales deben limitar el crecimiento de las zonas edificadas y fomentar el desarrollo dentro de las zonas urbanas, por ejemplo, a través de la reutilización de zonas industriales abandonadas, la promoción de diseños compactos en las zonas urbanizadas y mejoras cualitativas de los barrios. Las líneas delimitadoras y los cinturones verdes pueden garantizar que se dejen espacios abiertos entre zonas urbanizadas. Los espacios abiertos también son significativos a la hora de ofrecer vínculos para animales y plantas, así como para proporcionar zonas de recreo de ámbito local.

- **Concepto de oasis**

El concepto de oasis es una idea nueva e innovadora para el diseño de las infraestructuras de transporte. Consiste en que las comunidades pequeñas y las zonas adecuadas para la conservación de la biodiversidad o para uso recreativo (refugios u «oasis») se mantengan exentas de tráfico transregional (Arbeitskreis Strassen im-VCD Kreisverband Ludwigsburg, 1996; Jaeger, 2002). El tráfico rodado se concentra en un número limitado de carreteras situadas a una distancia suficiente de dichos oasis. Las comunidades pequeñas se conectan mediante

vías de acceso. Las carreteras actuales que dirigen el tráfico directamente de comunidad en comunidad serán entonces desmanteladas.

Las principales ventajas de este concepto son que las comunidades se vean liberadas del tráfico de paso, que las zonas para la conservación de la biodiversidad o para uso recreativo estén protegidas del tráfico de paso y que se detenga la tendencia a la continua construcción de nuevas circunvalaciones alrededor de las comunidades. Este concepto puede generar nuevas ideas para la planificación de nuevas carreteras. También se puede aplicar a las vías dedicadas a fines agrícolas, como parte de la continua reestructuración del sector de la agricultura, esto es, cuando las fincas se abandonan y la red de caminos agrícolas puede reorganizarse.

4.3.2 Medidas a nivel estratégico

- **Conservación y recuperación de corredores ecológicos de movimiento**

La recuperación de corredores ecológicos dañados o cortados es un paso importante en la recreación de las posibilidades de las especies para migrar y dispersarse. Los continuos esfuerzos para la aplicación de un sistema de infraestructura ecológica (Green Infrastructure, 2007) tienen por objeto abordar esta cuestión a nivel europeo. En muchos países, ya pueden utilizarse algunas normas e instrumentos, ya sea directa o indirectamente, para promover la desfragmentación, por ejemplo: zonas protegidas, corredores ecológicos/redes de hábitat, y planes de desfragmentación. Algunos ejemplos de Suiza son el **Inventario Federal de Paisajes, Parajes Naturales y Monumentos de Importancia Nacional** (zonas BLN), el **Concepto de Paisaje Suizo** (Bürgi, 1998), la **Red Ecológica Nacional** (REN; Berthoud *et al*., 2004) y un programa de recuperación de corredores ecológicos que la Autoridad Federal de Carreteras Suiza (FEDRO) y la Oficina Federal de Medio Ambiente de Suiza (OFMA) han elaborado conjuntamente (**Sistema de corredores para la fauna en Suiza;** Holzgang *et al*., 2001, 2005; UVEK, 2001a, 2001b). No obstante, las tres primeras normativas son instrumentos muy débiles que raramente impiden en la práctica nuevos proyectos de carreteras y que tendrían que ser aprobadas con una mayor voluntad política. Existen proyectos similares en muchos otros países de Europa. Para Alemania, Grau (2005) presentó una visión general de los programas existentes sobre desfragmentación a nivel federal y estatal, y sugirió un enfoque jerárquico para la planificación de la desfragmentación. Este estudio documentó nueve estudios y programas de ámbito nacional y trece de ámbito estatal, en proyecto o ya existentes, que elaboraban mapas de posibles corredores y barreras para la vida silvestre. Estos estudios variaban en gran medida en el método y en la escala, desde ideas y conceptos hasta planes de acción concretos. Quizás el plan de ámbito nacional más destacado es la **Red alemana de corredores de hábitats** (Reck *et al*, 2005; Böttcher *et al*, 2005; Hänel y Reck, 2011). Un ejemplo de los Países Bajos es el **Programa neerlandés de desfragmentación a largo plazo** (van der Grift, 2005). Un enfoque similar se ha aplicado recientemente en Bulgaria para evaluar los lugares prioritarios para las medidas de desfragmentación basadas en el modelo neerlandés LARCH (van der Grift *et al*., 2008).

Sin embargo, estos planes de corredores ecológicos no encajan bien a lo largo de las fronteras entre los distintos países. Por lo tanto, se precisa una mejor coordinación de estos esfuerzos a nivel europeo.

- **Una estrategia europea de desfragmentación**

La fragmentación del paisaje no debe seguir aumentando en los corredores ecológicos transregionales importantes. Por el contrario, las infraestructuras de transporte que no sean absolutamente necesarias deben eliminarse o evitarse mediante túneles o puentes. Del mismo modo, debe impedirse la expansión de las zonas urbanizadas en estas áreas.

Existen varias iniciativas de redes ecológicas a nivel europeo (por ejemplo, Tillmann, 2005). Cuatro ejemplos importantes son:

- **la Red Ecológica Paneuropea** (PEEN) bajo los auspicios del Consejo de Europa (CE), el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y el Centro Europeo de Conservación de la Naturaleza (ECNC) (Jongman *et al*., 2011);

- **la red Natura 2000,** establecida por las Directivas de Hábitats y Aves de la UE, que comprende las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE, 1992) y las Zonas de Especial Protección (ZEPAS) de la Directiva de Aves de la UE (79/409/CEE, 1979);

- **la Red Esmeralda**, también conocida como **Red de zonas de especial interés para la conservación**, lanzada en 1989 por el CE (Consejo de Europa, 2009); y

- **el Proyecto de redes transeuropeas de vida silvestre** (TEWN) (EuroNatur, 2010).

Las redes Natura 2000 y Emerald se basan en la misma idea, pero los Estados miembros de la UE designan zonas Natura 2000, mientras que los países no pertenecientes a la UE designan las zonas Emerald (por ejemplo, Noruega, Suiza y Turquía). Es probable que el establecimiento de redes de adaptación al cambio climático, en gran parte basadas en redes nacionales, adquiera importancia en el futuro.

En teoría, la PEEN debería integrar todas las iniciativas de la red. La PEEN se compondrá de zonas centrales, corredores y zonas de amortiguación e identificará las zonas de recuperación en las que se consideran necesarios estos elementos. Su objetivo es la conservación de todo tipo de ecosistemas, hábitats, especies y paisajes de importancia europea y contrarrestar las principales causas de deterioro mediante la creación de las condiciones adecuadas espaciales y ambientales (Consejo de Europa, 1996). Estas iniciativas destinadas a preservar la biodiversidad deben mejorarse mediante la indicación de los lugares donde las medidas de desfragmentación han de implementarse para la recuperación de los corredores ecológicos.

Sin embargo, el impacto de las iniciativas existentes ha sido relativamente bajo. La actual red Natura 2000 esta sumamente fragmentada y representa un conjunto inconexo de «islas» protegidas de manera desigual (Mapa 4.3). A pesar de que hay un instrumento legal sólido para el establecimiento de la red Natura 2000 en los Estados miembros, este mandato todavía no ha sido suficientemente aplicado por los países. La red Natura 2000 debe convertirse en un sistema de infraestructura ecológica (Green Infrastructure, 2007).

Es necesaria una mejor coordinación para abordar los desafíos de la designación de corredores ecológicos transfronterizos, ya que todavía no existe una institución responsable o mecanismo de coordinación en este sentido (Jongman *et al*., 2011). Por ello, Tillmann (2005) recomendó la creación de un foro internacional basado en una iniciativa a escala europea como una acción COST (COST = Cooperación Europea en Ciencia y Tecnología) para facilitar la cooperación para la designación de corredores ecológicos transfronterizos. La aplicación de una estrategia de desfragmentación Europea contribuiría en gran medida a este objetivo, pero también al de hacer un mejor uso de la red viaria existente en lugar de construir más carreteras.

- **Protección efectiva de las grandes zonas no fragmentadas restantes**

La protección de las grandes áreas que aún permanecen no fragmentadas es una medida altamente prioritaria y recomendamos ponerla en práctica de manera inmediata, sobre la base de los mapas y el conocimiento existentes sobre los tipos, la cantidad y la calidad de los hábitats. Estas zonas deben abarcar hábitats de una gran variedad de especies. Los mapas pueden ayudar a identificar zonas en las que exista una amenaza inminente de mayor fragmentación y en las que su rápida conservación sea vital.

Esta tarea es particularmente urgente en las regiones con un ritmo de desarrollo rápido, tales como grandes extensiones de los países de Europa oriental. En estas regiones, donde todavía hay una gran cantidad de extensas zonas no fragmentadas e importantes bolsas de biodiversidad, no deberían repetirse los errores que han cometido muchas regiones de los países de Europa occidental. Todo lo contrario, estas regiones deben evitar estos errores. El hecho de que muchas regiones de Europa central y oriental y de los países bálticos todavía tengan niveles relativamente bajos de fragmentación del paisaje no quiere decir que el desarrollo de más infraestructuras de tráfico para ponerse al día con las regiones de Europa occidental no sea problemático. Los valores de fragmentación de estas últimas regiones se encuentran entre los más elevados del mundo, y otras regiones no deberían copiar este modelo, que ha demostrado ser altamente perjudicial para las poblaciones silvestres. Los países de Europa oriental, central y septentrional poseen la mayor parte de la megafauna que queda en el continente, junto con los más altos niveles de endemismo (EuroNatur, 2010). La importancia de esta medida en los países de Europa oriental es patente cuando las numerosas carreteras y vías férreas nuevas que se han planificado en estos países se incluyen en el análisis de fragmentación. En consecuencia, los mapas de los valores futuros de s_{eff} y del aumento previsto en s_{eff} deberían elaborarse con un proyecto de seguimiento.

- **Objetivos y límites**

Existen escasos conocimientos disponibles acerca de dónde se sitúa el umbral exacto para una población en particular y en qué medida este umbral se desplaza debido a la disminución de los recursos, al reducido intercambio genético o a los cambios en el clima. Factores ecológicos, como la distribución espacial de los hábitats o los cambios en las tasas de natalidad o mortalidad de una población, también pueden influir en estos umbrales. Un reto particular viene dado por los largos tiempos de respuesta de los animales longevos a los cambios en la estructura del paisaje. Esta situación hace que sea aún más importante adoptar un enfoque preventivo que dirija la fragmentación del paisaje en la dirección deseada. La falta de conocimientos sobre la ubicación exacta de los umbrales no debe utilizarse como excusa para posponer las medidas de protección. Por el contrario, las metas y límites para el futuro grado de fragmentación del paisaje deben ser ampliamente debatidos y aplicados. Los organismos gubernamentales y las administraciones necesitan conocer con urgencia dichas metas y límites para poder actuar y justificar sus decisiones y acciones, con vistas a una mejor protección del medio ambiente. Se muestra un ejemplo en el cuadro 4.2. Esta medida contribuirá a una mejor utilización de la red de carreteras existente en lugar de la construcción de nuevas carreteras. Estos límites no pueden ser inamovibles, sino que deberían ser específicos para cada región y deberían considerar las características ecológicas, geográficas, sociales, económicas e históricas de cada una de esas regiones. Los modelos socioeconómicos expuestos en este informe pueden ayudar a definir dichos límites.

Por ejemplo, las metas específicas, los indicadores y los límites podrían diferenciarse según el tipo respectivo de paisaje:

1. Regiones prioritarias para grandes zonas sin desfragmentar, es decir, en ellas no se permiten nuevos elementos de fragmentación y es prioritaria la eliminación de los elementos de fragmentación ya existentes.

2. Establecimiento de metas para paisajes rurales.

3. Se podrían permitir nuevos elementos de fragmentación en paisajes densamente poblados o a lo largo de ejes de desarrollo hasta cierto límite.

Teniendo en cuenta los datos sobre fragmentación del paisaje de 28 países europeos presentados en este informe y el método disponible para cuantificar el grado de fragmentación, la aplicación de las metas y límites parece ser factible en un horizonte a medio plazo. Los valores que se decidan pueden ser revisados a posteriori cuando los conocimientos sobre los efectos de la fragmentación del paisaje sean mayores. Mientras los conocimientos sobre los umbrales de la fragmentación del paisaje sean insuficientes, debe aplicarse el principio de precaución (Kriebel *et al*., 2001). En Jaeger (2001, 2002) y Bertiller *et al*. (2007) se ofrece un estudio más detallado de los límites de la fragmentación del paisaje.

4.4 Prioridades inmediatas

La tendencia actual de incremento continuo de la fragmentación del paisaje contradice claramente los principios de sostenibilidad, y existe una necesidad urgente de adoptar medidas a nivel europeo, así como a escala nacional. ¿Cuáles son las prioridades más urgentes para la formulación de políticas que la Agencia Europea de Medio Ambiente y sus países miembros deben promover? Los autores de este informe recomiendan poner en práctica con la mayor prioridad las siguientes tres medidas:

Cuadro 4.2 Ejemplo de recomendación para limitar la fragmentación del paisaje

La Agencia Federal Alemana de Medioambiente ha emitido recomendaciones para limitar la fragmentación del paisaje en función del tamaño efectivo de malla (Umweltbundesamt, 2003; Penn-Bressel, 2005). Teniendo en cuenta el aumento previsto de la fragmentación del paisaje, la agencia recomienda reducir su tasa de incremento en Alemania. Las grandes zonas no fragmentadas restantes deben conservarse y ampliarse en la medida de lo posible, y en las zonas que ya están muy fragmentadas, la tendencia debe ralentizarse (Tabla 4.1). En 2015, la reducción del tamaño efectivo de malla en zonas altamente fragmentadas debería ser al menos la mitad del ritmo que existiría si la situación no se hubiera controlado. Se fijaron los siguientes objetivos específicos:

1. «El número y área total de cada zona no fragmentada con poco tráfico, hasta ahora, con más de 140, 120, 100, 80 y 60 km^2 no deberá reducirse más, y en su lugar se incrementará mediante medidas de desfragmentación, de manera que su proporción actual del 20,6% del territorio alemán se eleve hasta el 23% en 2015.

2. El grado de fragmentación de las regiones altamente fragmentadas estará limitado por criterios adicionales [como se indica en la Tabla 4.1]» (Penn-Bressel, 2005).

Los autores del presente informe apoyan esta recomendación.

Tabla 4.1 Valores para limitar la tasa de aumento de la fragmentación del paisaje en regiones altamente fragmentadas de Alemania, según lo propuesto por la Agencia Federal Alemana de Medio Ambiente

Punto de partida a finales de 2002: valor del tamaño efectivo de malla (m_{eff})	Objetivo a alcanzar en 2015: la disminución adicional del tamaño efectivo de malla (m_{eff}) será inferior a:
< 10 km^2	1,9 %
10–20 km^2	2,4 %
20–35 km^2	2,8 %
> 35 km^2	3,8 %

Nota: El tamaño máximo de las unidades informativas no debe ser mayor de 7.000 km^2 (para más detalles, consulte Umweltbundesamt, 2003 y Penn-Bressel, 2005).

- **Protección inmediata de grandes zonas sin fragmentar, zonas de importancia ecológica y corredores ecológicos**: las grandes zonas no fragmentadas, las zonas de importancia ecológica y los corredores ecológicos funcionales restantes deben protegerse de inmediato de una mayor fragmentación, añadiendo criterios y normas adecuados a las redes existentes de zonas protegidas, tales como las redes Natura 2000 y Emerald, los Parques Nacionales y los corredores de infraestructura ecológica. Las áreas críticas deben identificarse cuando exista una amenaza inminente de una mayor fragmentación, y su rápida conservación es crucial antes de que sucumban a la fragmentación a causa de las carreteras y vías férreas. Esta tarea es particularmente urgente en las regiones con un rápido ritmo de desarrollo, como grandes áreas de los países de Europa central y oriental. Los errores que muchas regiones de los países de Europa occidental han cometido no deberían repetirse en otros lugares. Esto es especialmente importante en regiones que aún cuentan con grandes bolsas de biodiversidad. El continuo aumento de la fragmentación del paisaje también aumentará los costes futuros de la recuperación de corredores ecológicos y hábitats, así como de la recuperación de poblaciones silvestres en peligro de extinción. Por lo tanto, es una política inteligente aplicar medidas de protección desde el comienzo a fin de evitar, tanto como sea posible, un aumento del nivel de fragmentación. La formulación de políticas a nivel europeo tiene una gran responsabilidad a la hora de avanzar en esta urgente necesidad de adoptar medidas cuando se financian las infraestructuras de transporte. La provisión de fondos para infraestructuras de transporte debería estar estrictamente vinculada a las exigencias de protección de las zonas no fragmentadas que queden en estas regiones. Además, las posibles vías de aplicación de los objetivos, indicadores y límites para el grado futuro de fragmentación del paisaje deben ser consideradas como una nueva política (véase anteriormente).

- **Control de la fragmentación del paisaje:** la fragmentación del paisaje es un indicador esencial de las amenazas a la biodiversidad, la sostenibilidad del uso humano del territorio y la calidad del paisaje. Debe aplicarse en los sistemas de seguimiento de la biodiversidad, el desarrollo sostenible y la calidad del paisaje. El seguimiento de los cambios en la fragmentación del paisaje de manera regular es una condición indispensable para poder diagnosticar la tasa de crecimiento y los cambios en las tendencias.

- **Aplicación del análisis de fragmentación como instrumento para la planificación del transporte y la planificación regional:** los efectos acumulados de las nuevas infraestructuras de transporte sobre el grado de fragmentación del paisaje deben analizarse cuantitativamente y con mayor detalle en el proceso de planificación. El método de densidad efectiva de malla debe incluirse en el proceso de planificación como instrumento para realizar esta tarea, en combinación con otros criterios pertinentes (como la cantidad y la calidad del hábitat), por ejemplo, para comparar corredores de transporte alternativos para nuevas carreteras y líneas ferroviarias. Esto debería ser un requisito para todas las infraestructuras de transporte a las que la UE proporcione algún apoyo financiero. Esta tarea es especialmente importante debido a que estas carreteras y vías férreas causan graves perturbaciones. Además, es necesario considerar más seriamente y estudiar de manera más sistemática los inciertos efectos de la fragmentación del paisaje, por ejemplo, mediante el uso del método antes-después-control-impacto (BACI; véase más arriba).

Las grandes zonas no fragmentadas son un recurso limitado y no renovable. Este hecho ha de tenerse en cuenta de manera especialmente importante en Europa, donde las altas densidades de población humana compiten con la biodiversidad por el territorio. El territorio y los suelos son finitos, y su destrucción es irreversible a escala temporal humana. El suministro de energías renovables requiere grandes extensiones de tierra, la producción de alimentos precisa tierras de cultivo y pastos con suelos adecuados, y el suelo también es necesario para fines urbano-industriales, transporte, extracción de recursos, vertido de desechos y recreativos, es decir, todos ellos compiten por el territorio. A raíz de ello, la creciente demanda humana de energías renovables, alimentos y suelo no puede eludirse mediante ninguna forma de adaptación. Haber (2007) ha denominado a estas demandas crecientes las tres principales «trampas ecológicas» que amenazan a la humanidad, probablemente de manera más grave que cualquier otro problema medioambiental. Si los esfuerzos para promover el desarrollo sostenible hacen caso omiso de estas tres trampas ecológicas, será inevitable que fracasen en sus objetivos. A raíz de estas demandas crecientes, las zonas no fragmentadas restantes se encuentran bajo una enorme presión. Por eso, ahora se necesitan esfuerzos mucho mayores para conservar los paisajes sin fragmentar.

Acrónimos

AEMA	Agencia Europea de Medio Ambiente
AIC	criterio de información de Akaike
ARE	Oficina Federal de Desarrollo Espacial de Suiza
ATKIS	*Amtliches Topographisch-Kartographisches* Informationssystem (Sistema de información catastral), utilizado en Alemania
BAFU	Oficina Federal de Medio Ambiente (OFMA) de Suiza
BFS	Oficina Federal de Estadística de Suiza (FSO), Suiza
BLN	Inventario Federal de Paisajes, Parajes Naturales y Monumentos de Importancia Nacional de Suiza
CORINE	Coordinación de la Información sobre la Situación del Medio Ambiente: datos europeos sobre cobertura del suelo
EDc	educación *per cápita*
EEc	gasto ambiental del sector público *per cápita*
GDPc	Producto Interior Bruto *per cápita*
GF	geometría de fragmentación
GLM	modelos lineales generalizados
Hills	porcentaje de colinas en una región
IsI	índice del tamaño de isla
LABES	Sistema de Vigilancia del Paisaje de Suiza
LEAC	contabilidad del uso de la tierra y los ecosistemas
m_{eff}	tamaño efectivo de malla (medido en km^2; medida del grado de conectividad del paisaje)
MONET	Sistema de Vigilancia del Desarrollo Sostenible de Suiza
MtSl	porcentaje de montañas y pendientes
NUTS-X	Nomenclatura de unidades territoriales estadísticas
OFMA	Oficina Federal de Medio Ambiente (OFMA) de Suiza
ORATE	Observatorio en Red de Ordenación del Territorio Europeo
PD	densidad de población
PPS	patrón de poder adquisitivo
QGLUc	cantidad de bienes cargados y descargados en una región *per cápita*
s_{eff}	densidad efectiva de malla (medida como la cifra efectiva de mallas por km^2; medida del grado de fragmentación del paisaje)
TEN-T	Red Transeuropea de Transporte
UR	tasa de desempleo
VPD	volumen de la densidad de pasajeros

Referencias

Acción COST 341, 2000, «Habitat fragmentation due to transportation infrastructure» (http://www.cordis. lu/cost-transport/src/cost-341.htm).

Agencia Europea de Medio Ambiente, 2001, *Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896-2000,* Environmental Issue Report No 22, Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhague.

Agencia Europea de Medio Ambiente, 2002, «Indicator fact sheet: Fragmentation of ecosystems and habitats by transport infrastructure — TERM 2002 06 EU+AC», 7 pp. (http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/fragmentation-of-land-and-forests/eu-ac-fragmentation).

Agencia Europea de Medio Ambiente, 2006a, *Urban sprawl in Europe — The ignored challenge*, EEA Report No 10/2006, Luxemburgo, Oficina de Publicaciones de las Comunidades Europeas, 56 pp. (http://www.eea.europa.eu/publications/eea_ report_2006_10/eea_report_10_2006.pdf).

Agencia Europea de Medio Ambiente, 2006b, *Land accounts for Europe 1990-2000: Towards integrated land and ecosystem accounting,* EEA Report No 11/2006, Luxemburgo, Oficina de Publicaciones de las Comunidades Europeas, ISSN 1725-9177, 107 pp.

Agencia Europea de Medio Ambiente, 2010a, *El Medio Ambiente en Europa: Estado y Perspectivas 2010: uso del suelo*, Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, Luxemburgo, ISBN 978-92-9213-160-9, doi:10.2800/59306, 48 pp.

Agencia Europea de Medio Ambiente, 2010b, *The European environment — state and outlook 2010 — Country assessments — Land use (Germany)* (http://www.eea.europa.eu/soer/countries/de/soertopic_view?topic=land).

Agencia Europea de Medio Ambiente, 2010c, *Towards a resource-efficient transport system — TERM 2009: Indicators tracking transport and environment in the European Union,* EEA Report No 2/2010, Luxemburgo, Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, ISSN 1725-9177, 47 pp.

Antrop, M., 2004, «Landscape change and urbanization process in Europe», *Landscape and Urban Planning* 67, 9-26.

Arbeitskreis Strassen im VCD-Kreisverband Ludwigsburg (ed.), 1996, *Positionspapier Oasen-Konzept: Vision 2020.* Publicado por Verkehrsclub Deutschland (VCD). Autor: T. Wolf, VCD, Ludwigsburg, 20 pp.

Bayne, E. M. y Hobson, K. A., 2002, «Apparent survival of male ovenbirds in fragmented and forested boreal landscapes», *Ecology* 83, 1 307-1316.

Beckmann, J. P., Clevenger, A. P., Huijser, M. P. y Hilty, J. A. (eds), 2010, *Safe passages — Highways, wildlife, and habitat connectivity*, Island Press, Washington, 396 pp.

Bekker, H. G. J. y Canters, K. J., 1997, «The continuing story of badgers and their tunnels», Canters, K., Piepers, A. y Hendriks-Heersma, D. (eds.), *Habitat fragmentation and infrastructure — Proceedings of the international conference «Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering», 17-21 September 1995,* Maastricht y La Haya, 344–353, Ministerio de Transporte, Obras Públicas y Gestión del Agua (DWW publication P-DWW-97-046), NIVO Drukkerij & DTP service, Delft.

Berthoud, G., Lebeau, R. P. y Righetti, A., 2004, *Nationales ökologisches Netzwerk REN. Schlussbericht. Schriftenreihe Umwelt Nr. 373*, Agencia Federal para el Medio Ambiente, Bosques y Paisaje de Suiza (SAEFL), Berna, Suiza, 131 pp.

Bertiller, R., Schwick, C. y Jaeger, J., 2007, *Degree of landscape fragmentation in Switzerland: Quantitative analysis 1885–2002 and implications for traffic planning and regional planning.* Informe de proyecto (en alemán). FEDRO report No 1175 (Swiss Federal Roads Authority), Berna, 229 pp.

BFS, 2009, MONET: *Nachhaltige Entwicklung messen — Indikatorensystem zur Nachhaltigen Entwicklung (Revidiertes System, Stand Juni 2009),* Bundesamt für Statistik BFS, 4 pp. (http://www.monet.admin.ch).

Böttcher, M., Reck, H., Hänel, K. y Winter, A, 2005, «Habitat corridors for humans and nature in Germany» (en alemán, «Lebensraumkorridore für Mensch und Natur in Deutschland»), *GAIA* 14(2), 163-166 + 1 map.

Boitani, L., 2000, «Action plan for the conservation of the wolves (*Canis lupus*) in Europe», *Nature and Environment* 113, 1-86, Consejo de Europa.

Bundesminister des Innern, 1985, *Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung*, Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 7. März 1985, Kohlhammer, Stuttgart.

Bundesverfassung der Schweizerischen Eidgenossenschaft vom 18. April 1999, Art. 84 Alpenquerender Transitverkehr (http:/www.basisinformationen.diagnose-funk.org/downloads/bundesverfassung.pdf).

Bürgi, E, 1998, *Landschaftskonzept Schweiz — Konzept*, Bericht, Bundsamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Berna, 173 pp.

Burnham, K. P. y Anderson, D. R., 2002, *Model selection and multimodel inference — A practical information-theoretic approach,* segunda edición, Springer-Verlag, Nueva York, 488 pp.

Caid, N., Crist, P., Gilbert, R. y Wiederkehr, P., 2002, «Environmentally sustainable transport: concept, goal and strategy — the OECD's EST project», *Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Transport* 153(4), 219-226.

Champion, A., 2008, «The changing nature of urban and rural areas in the UK and other European countries», *United Nations expert group meeting on population distribution, urbanisation, internal migration and development,* División de población, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, Secretaría de Naciones Unidas, Nueva York.

Chevan, A. y Sutherland, M., 1991, «Hierarchical partitioning», *The American Statistician* 45, 90-96.

CIA, 2010, *The world factbook — Netherlands* (https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/nl.html).

Clark, C., 1951, «Urban population densities», *Journal of the Royal Statistical Society*, A 114(4), 490-496.

Consejo de Europa, 1996, «Pan-European biological and landscape diversity strategy», *Nature and Environment* 74, Council of Europe Press, Estrasburgo.

Consejo de Europa, 2009, «The Emerald Network — Network of areas of special conservation interest», Consejo de Europa, Estrasburgo (http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/econetworks/default_en.asp).

Deutscher Bundestag, 2011, *Verkehrsinvestitionsbericht 2010,* Drucksache 17/4980, 17. Wahlperiode, Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Köln, 296 pp.

DeVelice, R. L. y Martin, J. R., 2001, «Assessing the extent to which roadless areas complement the conservation of biological diversity», *Ecol. Appl*. 11(4), 1008–1018.

Di Giulio, M., Holdereregger, R. y Tobias, S., 2009, «Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes», *Journal of Environmental Management* 90(10), 2959-2968.

Esswein, H. y Schwarz-von Raumer, H.-G., 2008, *Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg: Neuberechnung des Landschaftszerschneidungsgrades 2008, Verbindungsräume geringer Zerschneidung*. Universität Stuttgart, im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe, 52 pp.

Estreguil, C. y Mouton, C., 2009, «Measuring and reporting on forest landscape pattern, fragmentation and connectivity in Europe: methods and indicators», Centro Común de Investigación, Comunidades Europeas, Scientific and Technical Research Series EUR 23841EN, 69 pp.

EuroNatur, 2010, *Trans-European Wildlife Networks project — TEWN, TEWN manual — Recommendations for the reduction of habitat fragmentation caused by transport infrastructure development*, EuroNatur Foundation, Radolfzell, Alemania, ISBN 978-3-00-032533-3, 135 pp.

Comisión Europea, 1998, *Estrategia de la Comunidad Europea en materia de biodiversidad* (COM(98) 42), Comisión de las Comunidades Europeas, Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, Luxemburgo, (http://biodiversity-chm.eea.eu.int/convention/cbd_ec).

Comisión Europea, 2007, *Crecimiento de las regiones, desarrollo de Europa – Cuarto informe sobre la cohesión económica y socia*l, Luxemburgo, Oficina de Publicaciones de las Comunidades Europeas, ISBN 92-79-05704-5, 222 pp.

Comisión Europea, 2010a, Deployment on the trans-European transport network (TEN-T) (http://ec.europa.eu/transport/its/road/deployment_en.htm).

Comisión Europea, 2010b, *Análisis de Políticas Medioambientales 2009*, Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, Luxemburgo, ISBN 978-92-79-15124-8, 299 pp.

Comunidad Económica Europea (CEE) 1992, Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva de Hábitats).

European Travel Commission (ETC), 2010, *European tourism in 2010: trends and prospects* (Q3/2010). Bruselas, 28 pp.

Eurostat, 2010, *EU economic data pocketbook — Issue number 1/2010*, Product code KS-CZ-10-001, ISSN 1026-0846.

Ewald, K. C. y Klaus, G., 2009, *Die ausgewechselte Landschaft: vom Umgang der Schweiz mit ihrer wichtigsten Ressource*, Haupt Verlag, Berna.

Fahrig, L., 2001, 'How much habitat is enough?', *Biol. Conserv*. 100, 65-74.

Fahrig, L., 2002, «Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis», *Ecol. Appl.* 12, 346-353.

Fahrig, L. y Rytwinski T., 2009, «Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis», *Ecology and Society* 14(1), 21 (http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/).

Findlay, C. S. y Bourdages, J., 2000, «Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands», *Conserv. Biol*. 14, 86-94.

Fischer, J. y Lindenmayer, D.B., 2007, «Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis», *Global Ecology and Biogeography* 16, 265-280.

Forman, R. T. T., 1995, *Land mosaics — The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, Cambridge/Nueva York, 632 pp.

Forman, R. T. T. y Alexander, L. E., 1998, «Roads and their major ecological effects», *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 207-231.

Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T. y Winter, T. C., 2003, *Road ecology — Science and solutions*, Island Press, Washington DC, EE. UU., 481 pp.

Frey, R. L. y Zimmermann, H., 2005, «Neue Rahmenbedingungen für die Raumordnung als Chance für marktwirtschaftliche Instrumente», *DISP* 161, 5-18.

Froment, A. y Wildmann, B., 1987, «*Landscape ecology* and rural restructuring in Belgium», *Landscape and Urban Planning* 14, 415-426.

Galliker, R., 2009, «Stand und Ausbau des schweizerischen Nationalstrassennetzes», *Die Volkswirtschaft* 5-2009, 1215.

Gauthier, D.A. y Wiken, E.B. 2003, «Monitoring the conservation of grassland habitats, Prairie Ecozone, Canada», *Environmental Monitoring and Assessment* 88, 343-364.

Geist, H. J. y Lambin, E. F., 2001, *What drives tropical deforestation? — A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence*, International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP), V. International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP), VI. Title VII, Collection: LUCC Report Series; 4, Bruselas, Bélgica, ISSN 1138-7424.

Girvetz, E. H., Jaeger, J. A. G. y Thorne, J. H., 2007, Comment on «Roadless space of the conterminous United States», *Science* 318, No 5854 (23 Nov. 2007), 1240b, doi:10.1126/science.1145349.

Girvetz, E.H., Thorne, J.H., Berry, A.M. y Jaeger, J.A.G., 2008, «Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA», *Landscape and Urban Planning* 86, 205-218.

Glitzner, I., Beyerlein, P., Brugger, C., Egermann, F., Paill, W., Schlögel, B. y Tataruch, F., 1999, *Literaturstudie zu anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen von Strassen auf die Tierwelt — Endbericht*, Erstellt im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, Abteilung 22-Umweltschutz, 'G5'-Game-Management, Graz, 178 pp.

Graeme, H., Champion, T. y Lattes, A., 2003, «Towards a new conceptualization of settlements of demography», *Population and Development Review* 29, 277-297.

Grau, S., 2005, Großflächige Planungen zur Landschaftsentschneidung in Deutschland, *GAIA* 14(2), 153-162.

Green Infrastructure, 2007, «Towards a green infrastructure for Europe — Developing new concepts for integration of Natura 2000 network into a broader countryside», EC study ENV.B.2/ SER/2007/0076, 211 pp. (http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/docs/green_infrastructure_integration.pdf, véase también www.green-infrastructure-europe.org).

Gustafson, E. J., 1998, «Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art?», *Ecosystems* 1, 143-156.

Haber, W., 1993, *Ökologische Grundlagen des Umweltschutzes*, Economica, Bonn.

Haber, W., 2007, «Energy, food and land — the ecological traps of humankind», *Env. Sci. Pollut. Res.* 14(6), 359-365.

Haines-Young, R. y Potschin, M., 2010, «Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for integrated environmental and economic accounting», Informe para la AEMA, Contrato nº EEA/BSS/07/007, 21 marzo 2010.

Hänel, K. y Reck, H., 2011, *Bundesweite Prioritäten zur Wiedervernetzung von Ökosystemen: Die Überwindung straßenbedingter Barrieren*. Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt 108, 354 pp. + CD.

Hanski, I., 1999, *Metapopulation ecology*, Oxford University Press, 313 pp.

Hanski, I. y Ovaskainen, O., 2002, «Extinction debt at extinction threshold», *Conserv. Biol.* 16(3), 666-673.

Hell, P., Plavy, R., Slamecka, J. y Gasparík, J., 2004, «Losses of mammals (*Mammalia*) and birds (*Aves*) on roads in the Slovak part of the Danube Basin», *Europ. J. Wild. Res.* 51(1), 35-40.

Helten, E., 1991, «Ökologische Risiken und Versicherungsmöglichkeiten», *Zeitschrift für angewandete Umweltforschung (ZAU)* 4, 122-125.

Holzgang, O., Pfister, H. P., Heynen, D., Blant, M., Righetti, A., Berthoud, G., Marchesi, P., Maddalena, T., Müri, H., Wendelspiess, M., Dändliker, G., Mollet, P. y Bornhauser-Sieber, U., 2001. *Korridore für Wildtiere in der Schweiz — Grundlagen zur Überregionalen Vernetzung von Lebensräumen*, BUWAL, SGW und Vogelwarte Sempach, Schriftenreihe Umwelt Nr. 326, Berna, 116 pp.

Holzgang, O., Righetti, A. y Pfister, H.-P., 2005, «Schweizer Wildtierkorridore auf dem Papier, in den Köpfen und in der Landschaft», *GAIA* 14(2), 148-151.

IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales), 2001, *IUCN red list categories*, Gland, Suiza.

Iuell, B., Bekker, G. J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavac, V., Keller, V. , Rosell, C., Sangwine, T., Torslov, N. y Wandall, B. M. (eds), 2003, *COST 341, Habitat fragmentation due to transportation infrastructure — Wildlife and traffic — A European handbook for identifying conflicts and designing solutions*, KNNV Publishers, ISBN 90-5011-186-6.

Jaeger, J. A. G., 2000, 'Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation', *Landscape Ecology* 15(2), 115-130.

Jaeger, J., 2001, «Restricting landscape fragmentation by applying threshold limit values or reference values», (en alemán «Beschränkung der Landschaftszerschneidung durch die Einführung von Grenz- oder Richtwerten»), *Natur und Landschaft* 76(1), 26-34.

Jaeger, J. A. G., 2002, *Landscape fragmentation — A transdisciplinary study according to the concept of environmental threat* (en alemán: *Landschaftszerschneidung — Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung*), Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, Alemania, 447 pp.

Jaeger, J., 2003, «II-5.3 Landschaftszerschneidung», Konold, W., Böcker, R., Hampicke U. (Hrsg.) (1999 ff.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, 11. Erg.-Lieferung. Ecomed-Verlag, Landsberg.

Jaeger, J. A. G., 2007, «Effects of the configuration of road networks on landscape connectivity», Irwin, C. L., Nelson, D. y McDermott, K. P. (eds), *Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET)*, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, pp. 267–280.

Jaeger, J. A. G. y Fahrig, L., 2004, «Effects of road fencing on population persistence», *Conservation Biology* 18(6), 1651-1657.

Jaeger, J. y Holderegger, R., 2005, «Thresholds of landscape fragmentation» (en alemán: «Schwellenwerte der Landschaftszerschneidung»), *GAIA* 14(2), 113-118.

Jaeger, J., Grau, S. y Haber, W., 2005a, «Einführung: Landschaftszerschneidung und die Folgen», *GAIA* 14(2), 98-100.

Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., Tluk von Toschanowitz, K., 2005b, «Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior», *Ecological Modelling* 185, 329-348.

Jaeger, J. A. G., Fahrig, L. y Ewald, K., 2006, «Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations», Irwin, C. L., Garrett, P. y McDermott, K. P. (eds), *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET)*, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC, pp. 151-163.

Jaeger, J., Bertiller, R. y Schwick, C., 2007, *Degree of landscape fragmentation in Switzerland — Quantitative analysis 1885–2002 and implications for traffic planning and regional planning — Condensed version*, Order No 868-0200, Oficina Federal de Estadística Office, Neuchâtel, 36 pp. También disponible en francés (Pedido nº 867-0200) o alemán (Pedido nº 866-0200) (http://www.bfs. admin.ch/bfs/portal/en/index/themen/02/22/publ.html?publicationID=2992).

Jaeger, J. A. G., Bertiller, R., Schwick, C., Müller, K., Steinmeier, C., Ewald, K. C. y Ghazoul, J., 2008, «Implementing landscape fragmentation as an indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (MONET)», *Journal of Environmental Management* 88(4), 737-751.

Jensen, W. F., Fuller, T. K. y Robinson, W. O., 1986, «Wolf (*Canis lupus*) distribution on the Ontario–Michigan border near Sault Ste. Marie», *Can. Field-Nat.* 100, 363-366.

Jongman, R. H. G., Bouwma, I. M., Griffioen, A., Jones-Walters, L. y Van Doorn, A. M., 2011, «The Pan European Ecological Network: PEEN», *Landscape Ecology* 26, 311-326.

Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., de Groot, R.S., Verburg, P. H., Heller, I., Wascher, D. y Haines-Young, R., 2009, «Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: insights gained from a prototype development for Europe», *Environmental Management* 44, 1099-1120.

Kriebel, D., Tickner, J., Epstein, P. , Lemon, J., Levins, R., Loechler, E. L., Quinn, M., Rudel, R., Schettler, T. y Stoto, M., 2001, «The precautionary principle in environmental science», *Environmental Health Perspectives* 109(9), 871-876.

Kupfer, J.A., 2006, «National assessments of forest fragmentation in the US», *Global environmental change* 16, 73-82.

LaGro, J. A. J. y DeGloria, S. D., 1992, «Land use dynamics within an urbanizing non-Metropolitan county in New York State», *Landscape Ecology* 7(4), 275-289.

LANA, 1995, *Beschlüsse 'Naturschutz und Verkehr' auf der Grundlage der Lübecker Grundsätze des Naturschutzes der LANA und der Beschlüsse von Krickenbeck/Nettetal*, Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA), Editado por Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart.

Laurance, W. F., 1999, «Reflections on the tropical deforestation crisis», *Biological Conservation* 91, 109-117.

Leitão, A. B., Miller, J., Ahern, J. y McGarigal, K., 2006, *Measuring landscapes — A planner's handbook*, Island Press, Washington DC, 245 pp.

Li, H. y Wu, J., 2004, «Use and misuse of landscape indices», *Landscape Ecology* 19, 389-399.

Mace, R. D., Waller, J. S., Manley, T. L., Lyon, L. J. y Zuuring H., 1996, «Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana», *Journal of Applied Ecology* 33, 1395-1404.

Madriñán, L. F., Schwick, C., Soukup, T., Schwarz-von Raumer, H.-G., Kienast, F. y Jaeger, J. A. G., 2011, *Landscape fragmentation in Europe — Scientific final report*, Oficina Federal de Medio Ambiente (FOEN) y la Agencia Eduropea de Medio Ambiente Europeo (AEMA), Montreal, Zurich y Praga, http://gpe.concordia.ca/about/facultystaff/jjaeger.php

Marzluff, J. M., Bowman, R. y Donnelly, R. (eds), 2001, *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*, Kluwer Academic, Norwell, MA.

Mech, L. D., Fritts, S. H., Radde, G. y Paul, W. J., 1988, «Wolf distribution and road density in Minnesota», *Wildlife Society Bulletin* 16(1), 85-87.

Ministerio de Transporte y Comunicación de Noruega, 2009, *National Transport Plan 2010–2019*, Publicación nº N-0544 E, 27 pp. (http://www.regjeringen.no/Upload/SD/Vedlegg/NTP/ Binder1ntp_engNY.pdf).

Ministerio Federal para el Medio Ambiente, la Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear (BMU), 2007, National strategy on biological diversity, *BMU, Berlín y Bonn, Alemania, 178 pp.*

Moser, B., Jaeger, J. A. G., Tappeiner, U., Tasser, E. y Eiselt, B., 2007, «Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem», *Landscape Ecology* 22(3), 447-459.

Munroe, D. K., Croissant, C. y York, A. M., 2005, «Land use policy and landscape fragmentation in an urbanizing region: Assessing the impact of zoning», *Applied Geography* 25, 121-141.

Mysterud, A., Bartoñ, K. A., Jêdrzejewska, B., Krasiñski, Z. A., Niedzia³kowska, M., Kamler, J. F., Yoccoz, N. G. y Stenseth, N. C., 2007, «Population ecology and conservation of endangered megafauna: the case of European bison in Białowieża Primeval Forest, Poland», *Animal Conservation* 10, 77-87.

Naciones Unidas, 2010, UNdata, «Composition of macro geographical (continental) regions, geographical sub-regions, and selected economic and other

groupings», diciembre 2010 (http://unstats.un.org/unsd/methods/m49/m49regin.htm).

Nijkamp, P. y Goede, E., 2002, «Urban development in the Netherlands: New perspectives», Geyer, H. S. (ed.), *International handbook of urban systems: studies of urbanization and migration in advanced and developing countries*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 185-213.

Oficina Federal de Estadística de Suiza (SFSO), Agencia Federal para el Medio Ambiente, Bosques y Paisaje de Suiza (SAEFL) y Oficina Federal de Desarrollo Espacial de Suiza (ARE), 2004, *Monitoring sustainable development — MONET. Final report — Methods and results*, Neuchâtel (http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/en/index/themen/21/22/publ.html?publicationID=1598).

Pecher, C., Tasser, E. y Tappeiner, U., 2011, «Definition of the potential treeline in the European Alps and its benefit for sustainability monitoring», *Ecological Indicators*, 11, 438-447.

Penn-Bressel, G., 2005, «Limiting landscape fragmentation and the planning of transportation routes» (en alemán «Begrenzung der Landschaftszerschneidung bei der Planung von Verkehrswegen»), *GAIA* 14(2), 130-134.

PMR Publications, 2010, *Road construction market in Central Europe 2010 — Development forecasts and planned investments* (serie de seis informes para Bulgaria, República Checa, Hungría, Polonia, Rumanía, Eslovaquiia), 271 pp. (http://www. pmrpublications. com/).

Pope, S. E., Fahrig, L. y Merriam, H. G., 2000, «Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations», *Ecology* 81(9), 2498-2508.

Quammen, D., 1996, *The song of the Dodo — Island biogeography in an age of extinction*, Touchstone, Simon & Schuster, Nueva York, 702 pp.

Reck, H., Hänel, K., Böttcher, M. y Winter, A., 2005, *Lebensraumkorridore für Mensch und Natur — Teil I — Initiativskizze*, Naturschutz und Biologische Vielfalt 17, Münster, Landwirtschaftsverlag, pp. 11-53.

Reck, H., Hänel, K., Jeßberger, J. y Lorenzen D., 2008, *UZVR, UFR + Biologische Vielfalt*, Naturschutz und Biologische Vielfalt 62, German Bundesamt für Naturschutz, Münster, Landwirtschaftsverlag, 181 pp.

Reichwein Zientek, L. y Thompson, B., 2006, «Commonality analysis: Partitioning variance to facilitate better understanding of data», *Journal of Early Intervention* 28(4): 299-307, doi:10.1177/105381510602800405.

Robinson, C., Duinker, P. N. y Beazley, K. F., 2010, «A conceptual framework for understanding, assessing, and mitigating ecological effects of forest roads», *Environ. Rev.* 18, 61-86.

Roedenbeck, I. A. y Köhler, W., 2006, «Effects of landscape fragmentation on road mortality rates and abundance of wildlife populations: On the indication quality of effective mesh size» (en alemán «Effekte der Landschaftszerschneidung auf die Unfallhäfigkeit und Bestandsdichte von Wildtierpopulationen: Zur Indikationsqualität der effektiven Maschenweite»), *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38(10-11), 314-322.

Roedenbeck, I. A. y Voser, P., 2008, «Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland», *Eur. J. Wildl. Res.* 54, 425–437, doi:10.1007/s10344-007-0166-3.

Roedenbeck, I. A., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J., Jaeger, J.A.G., Klar, N., Kramer-Schadt, S. y van der Grift, E. A., 2007, 'The Rauischholzhausen-Agenda for road ecology', *Ecology and Society* 12(1), 11 (http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art11/).

Romanowicz, A., Daffner, F., Uhel, R. y Weber, J.-L., 2007, «European Environment Agency developments of land and ecosystem accounts: General overview», *Conference Information: 11th World Multi-Conference on Systemics, Cybernetics and Informatics (WMSCI)/13th International Conference on Information Systems Analysis and Synthesis, July 8-11, 2007 Orlando, FL, Vol. IV, Proceedings*, 327-332.

Roth, U., Schwick, C. y Spichtig, F., 2010, «L'état du paysage en Suisse — Rapport intermédiaire du programme Observation du paysage suisse (OPS)», *État de l'environnement 1010*, Office fédéral de l'environnement, Berna, 64 pp.

Saunders D. A., Hobbs, R. J. y Margules, C. R., 1991, «Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review», *Conservation biology* 5(1), 18-32.

Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. y Rodríguez, M., 2011, «Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000)», *Ecological indicators* 11(2), 407-416.

Scheringer, M., 2002, *Persistence and Spatial Range of Environmental Chemicals*, Wiley-VCH, Weinheim, 294 pp.

Schupp, D., 2005, «Umweltindikator Landschaftszerschneidung — Ein zentrales Element

zur Verknüpfung von Wissenschaft und Politik», *GAIA* 14(2), 101-106.

Schwick, C. y Spichtig, F., *Landscape-Quality-Index: Status and development in Switzerland and urban areas*, FOEN, Berna (en fase de elaboración).

Schwick, C., Jaeger, J. A. G., Bertiller, R. y Kienast, F., 2011 (en imprenta), *Urban sprawl in Switzerland — unstoppable? Quantitative analysis 1935–2002 and implications for regional planning*, Bristol Series, Vol. 30, Bristol-Stiftung; Berna, Stuttgart, Viena, Haupt-Verlag, 114 pp. y 4 mapas.

Sharafi, S. M., Girvetz, E. y Burgman, M., «Higher fragmentation equals less native vegetation: Relating landscape pattern and process in Victoria, Australia», (presentado).

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen = Consejo Asesor en materia de Medio Ambiente del Gobierno Alemán), 1994, *Umweltgutachten 1994*, Metzler-Poeschel, Stuttgart.

State Institute for Environment, Measurements and Nature Conservation Baden-Württemberg (2006), *Umweltdaten 2006 Baden-Württemberg*, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe, JVA Mannheim, ISBN 3-88251-306-3.

Streffer, C., Bücker, J., Cansier, A., Cansier, D., Gethmann, C. F., Guderian, R., Hanekamp, G., Henschler, D., Pöch, G., Rehbinder, E., Renn, O., Slesina, M. y Wuttke, K., 2003, *Environmental standards: combined exposures and their effects on human beings and their environment*. Springer, Berlín, Alemania, 445 pp.

Switalski, T. A., 2006, «How many is too many: A review of road density thresholds for wildlife», *Road-RIPorter* 11(4) (http://www.wildlandscpr.org/ biblio-notes/how-many-too-many-review-road-density-thresholds-wildlife).

Tanner, K. M., 1999, *Augen-Blicke — Bilder zum Landschaftswandel im Baselbiet*, Quellen und Forschungen zur Geschichte und Landeskunde des Kantons Basel-Landschaft, Band 68, Verlag des Kantons Basel-Landschaft, Liestal, 264 pp.

Tang, Z., Wang, Z., Zheng, C. y Fang, J., 2006, «Biodiversity in China's mountains», *Front. Ecol. Environ*. 4, 347-352.

Tasser, E., Sternbach, E. y Tappeiner, U., 2008, «Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level: An example of implementation in an alpine region», *Ecological Indicators* 8, 204-223.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. y Merriam, G., 1993, «Connectivity is a vital element of landscape structure», *Oikos* 68(3), 571-573.

Thiel, R. P., 1985, «The relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin», *Am. Midl. Nat.* 113, 404-407.

Tillmann, J. E., 2005, «Habitat fragmentation and ecological networks in Europe», *GAIA* 14(2), 119-123.

Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L. y Nowak, M. A., 1994, «Habitat destruction and the extinction debt», *Nature* 371, 65-66 (1 September 1994), doi:10.1038/371065a0.

Tischendorf, L. y Fahrig, L., 2000, «On the usage and measurement of landscape connectivity», *Oikos* 90, 7-19.

Turner, J. M., 2006, «Conservation science and forest service policy for roadless areas», *Conservation Biology* 20(3), 713-722.

Turner, M. G., 1990, «Landscape changes in nine rural counties in Georgia, USA», *Photogr. Eng. Remote Sensing* 56(3), 379-386.

Turner, M. G., Wear, D. N. y Flamm, R. O., 1996, «Land ownership and land-cover change in the Southern Appalachian Highlands and the Olympic Peninsula», *Ecol. Appl.* 6(4), 1150-1172.

Turner, B. L, Lambin, E. F., Reenberg, A., 2007, «The emergence of land change science for global environmental change and sustainability», *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104, 20 666-20671.

Umweltbundesamt (UBA) (ed.), 2003, *Reduzierung der Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr — Materialienband*, UBA-Texte 90/03, Berlín.

UVEK (Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation), 2001a, *Grundlagenbericht für die Richtlinie „Planung und Bau von Wildtierpassagen an Verkehrswegen"*, 11 noviembre 2001, Ecotec Environnement SA (G. Dändliker & P. Durand), Ginebra. 30 pp. (http://www.news.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/3809.pdf) (acceso el 14.6.2011).

UVEK (Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation), 2001b, *Planung und Bau von Wildtierpassagen an Verkehrswegen*, Richtlinie vom 10. noviembre 2001, Berna, 1 p. (http://www.bafu.admin.ch/biodiversitaet/10372/10396/10397/index.html#sprungmarke0_12) (acceso el 14.6.2011).

van der Grift, E. A., 2005, «Defragmentation in the Netherlands: A success story?», *GAIA* 14(2), 144-147.

van der Grift, E., Biserkov, V. y Simeonova, V., 2008, *Restoring ecological networks across transport corridors in Bulgaria — Identification of bottleneck locations and practical solutions*, Alterra, Wageningen UR, 150 pp.

van der Ree, R., Jaeger, J. A. G., van der Grift, E., Clevenger, A. P. , guest editors, 2009–2011, «Special feature 'Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function'», *Ecology and Society* 14(1)–16(1) (http://www.ecologyandsociety.org/viewissue.php?sf=41).

van der Ree, R., Jaeger, J. A. G., van der Grift, E., Clevenger, A. P. , 2011, Guest editorial: «Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: Road ecology is moving towards larger scales», *Ecology and Society* 16(1), 48 (http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/).

Vogt, J. V. , Soille, P., Jaeger, A. de, Rimaviciute, E., Mehl, W., Foisneau, S., Bodis, K., Dusart, J., Paracchini, M. L., Haastrup, P. y Bamps, C., 2007, *A pan-European river and catchment database*, CE_CCI (Informe EUR 22920 EN) Luxemburgo, 120 pp., ISBN 978-92-79-06941-3.

Waterstraat, A., Baier, H., Holz, R., Spieß, H. J. y Ulbricht, J., 1996, «Unzerschnittene, störungsarme Landschaftsräume — Versuch der Beschreibung eines Schutzgutes», *Die Bedeutung unzerschnittener, störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen — ein Forschungsprojekt*, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Heft 1, 5-24.

Weber, J.-L., 2007, «Implementation of land and ecosystem accounts at the European Environment Agency», *Ecological Economics* 61(4), 695-707.

Weber, J.-L., Spyropoulou, R., Soukup, T. y Páramo, F., 2008, *Net landscape ecological potential of Europe and change 1990–2000*, Agencia Europea de Medio Ambiente, 21 abril 2008, 12 pp.

Anexo 1 Valores del tamaño efectivo de malla y la densidad efectiva de malla

Valores del tamaño efectivo de malla y la densidad efectiva de malla para los países con la geometría de fragmentación B2 «Fragmentación de las zonas no montañosas»

País		m_{eff} en 2009 (km²)	s_{eff} en 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
AT	Austria	161,31	6,20
BE	Bélgica	9,51	105,11
BG	Bulgaria	246,83	4,05
CH	Suiza	76,59	13,06
CZ	República Checa	44,16	22,64
DE	Alemania	23,46	42,63
DK	Dinamarca	62,95	15,89
EE	Estonia	108,36	9,23
ES	España	181,22	5,52
FI	Finlandia	1.443,39	0,69
FR	Francia	33,84	29,55
GR	Grecia	308,22	3,24
HU	Hungría	106,84	9,36
IE	Irlanda	170,41	5,87
IT	Italia	11,73	8,95
LI	Liechtenstein	197,73	5,06
LT	Lituania	75,62	13,22
LU	Luxemburgo	7,40	135,17
LV	Letonia	112,93	8,86
MT	Malta	10,20	98,04
NL	Países Bajos	16,36	61,12
NO	Noruega	2.525,04	0,40
PL	Polonia	57,63	17,35
PT	Portugal	108,57	9,21
RO	Rumanía	1.655,72	0,60
SE	Suecia	1.673,51	0,60
SI	Eslovenia	100,85	9,92
SK	Eslovaquia	209,92	4,76
UK	Reino Unido	265,16	3,77
Los 29 países anteriores combinados		**573,10**	**1,75**

Valores del tamaño efectivo de malla y la densidad efectiva de malla para las regiones NUTS-X con la geometría de fragmentación B2 «Fragmentación de las zonas no montañosas»

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
(AT) Austria		
Burgenland (AT11)	72,65	13,76
Kärnten (AT21)	200,64	4,98
Niederösterreich (AT12)	56,40	17,73
Oberösterreich (AT31)	135,01	7,41
Salzburg (AT32)	180,15	5,55
Steiermark (AT22)	267,28	3,74
Tirol (AT33)	236,35	4,23
Vorarlberg (AT34)	483,39	2,07
Wien (AT13)	10,47	95,51
(BE) Bélgica		
Prov. Antwerpen (BE21)	9,25	108,06
Prov. Brabant Wallon v	5,91	169,07
Prov. Hainaut (BE32)	7,64	130,96
Prov. Liège (BE33)	14,41	69,40
Prov. Limburg (BE22)	8,97	111,48
Prov. Luxembourg (BE34)	13,72	72,89
Prov. Namur (BE35)	12,29	81,37
Prov. Oost-Vlaanderen (BE23)	5,35	187,04
Prov. Vlaams-Brabant (BE24)	3,29	303,93
Prov. West-Vlaanderen (BE25)	7,15	139,94
Région de Bruxelles-Capitale (BE10)	0,73	1.371,47
(BG) Bulgaria		
Blagoevgrad (BG213)	454,66	2,20
Burgas (BG231)	294,21	3,40
Dobrich (BG132)	201,65	4,96
Gabrovo (BG124)	123,55	8,09
Haskovo (BG223)	352,71	2,84
Kardzhali (BG226)	1.054,97	0,95
Kyustendil (BG215)	135,79	7,36
Lovech (BG122)	194,71	5,14
Montana (BG112)	255,34	3,92
Pazardzhik (BG224)	121,60	8,22
Pernik (BG214)	88,16	11,34
Pleven (BG121)	97,65	10,24
Plovdiv (BG221)	199,0	5,03
Razgrad (BG135)	67,39	14,84
Ruse (BG125)	66,32	15,08
Shumen (BG133)	111,90	8,94
Silistra (BG136)	99,29	10,07
Sliven (BG232)	136,93	7,30
Smolyan (BG225)	1.455,61	0,69
Sofia (BG212)	159,94	6,25
Sofia (stolitsa) (BG211)	137,96	7,25
Stara Zagora (BG222)	128,22	7,80
Targovishte (BG134)	81,50	12,27
Varna (BG131)	105,88	9,44
Veliko Tarnovo (BG133)	107,07	9,34
Vidin (BG111)	270,45	3,70
Vratsa (BG113)	121,70	8,22
Yambol (BG233)	355,40	2,81
(CH) Suiza		
Espace Mittelland (CH02)	59,70	16,75
Nordwestschweiz (CH03)	11,67	85,69
Ostschweiz (CH05)	136,95	7,30
Région lémanique (CH01)	33,79	29,59
Ticino (CH07)	191,87	5,21
Zentralschweiz (CH06)	71,58	13,97
Zürich (CH04)	31,53	31,72
(CZ) República Checa		
Hlavni mesto Praha (CZ010)	3,98	251,48
Jihocesky kraj (CZ031)	53,18	18,80
Jihomoravsky kraj (CZ062)	29,91	33,43
Karlovarsky kraj (CZ041)	76,86	13,01
Kralovehradecky kraj (CZ052)	44,40	22,52
Liberecky kraj (CZ051)	52,29	19,12
Moravskoslezsky kraj (CZ080)	79,70	12,55
Olomoucky kraj (CZ071)	69,93	14,30
Pardubicky kraj (CZ053)	17,93	55,77
Plzensky kraj (CZ032)	43,76	22,85
Stredocesky kraj (CZ020)	22,29	44,86
Ustecky draj (CZ042)	25,39	39,39
Vysočina (CZ061)	16,56	60,39
Zlinsky kraj (CZ072)	99,82	10,02

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
(DE) Alemania		
Arnsberg (DEA5)	15,64	63,94
Berlin (DE30)	2,46	405,88
Brandenburg-Nordost (DE41)	33,15	30,17
Brandenburg-Sûdwest (DE42)	34,80	28,74
Braunschweig (DE91)	24,79	40,34
Bremen (DE50)	8,66	115,42
Chemnitz (DED1)	14,88	67,20
Darmstadt (DE71)	16,86	59,31
Dessau (DEE1)	27,76	36,02
Detmold (DEA4)	9,48	105,46
Dresden (DED2)	18,22	54,88
Düsseldorf (DEA1)	6,16	162,43
Freiburg (DE13)	26,33	37,98
Gießen (DE72)	15,10	66,21
Halle (DEE2)	19,26	51,92
Hamburg (DE60)	3,57	280,19
Hannover (DE92)	19,51	51,26
Karlsruhe (DE12)	17,83	56,07
Kassel (DE73)	18,76	53,30
Koblenz (DEB1)	16,74	59,74
Köln (DEA2)	9,11	109,72
Leipzig (DED3)	11,67	85,69
Lüneburg (DE93)	26,51	37,72
Magdeburg (DEE3)	38,43	26,02
Mecklenburg-Vorpommern (DE80)	33,45	29,90
Mittelfranken (DE25)	8,12	123,09
Münster (DEA3)	9,77	102,40
Niederbayern (DE22)	26,88	37,20
Oberbayern (DE21)	59,58	16,78
Oberfranken (DE24)	12,96	77,16
Oberpfalz (DE23)	23,60	42,37
Rheinhessen-Pfalz (DEB3)	18,26	54,76
Saarland (DEC0)	10,38	96,34
Schleswig-Holstein (DEF0)	13,91	71,89
Schwaben (DE27)	43,18	23,16
Stuttgart (DE11)	11,57	86,39
Thüringen (DEG0)	26,07	38,36
Trier (DEB2)	14,09	70,97
Tübingen (DE14)	14,07	71,06
Unterfranken (DE26)	21,98	45,50
Weser-Ems (DE94)	15,61	64,04

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
(DK) Dinamarca		
Bornholms amt (DK007)	38,05	26,28
Frederiksborg amt (DK003)	29,84	33,51
Fyns amt (DK008)	54,13	18,47
Kobehavn og Frederiksberg kommuner (DK001)	1,08	929,52
Kobenhavns amt (DK002)	20,27	49,33
Nordjyllands amt (DK00F)	64,18	15,58
Ribe amt (DK00A)	92,76	10,78
Ringkobing amt (DK00C)	88,59	11,29
Roskilde amt (DK004)	43,36	23,06
Sonderjyllands amt (DK009)	41,02	24,38
Störstroms amt (DK006)	60,97	16,40
Vejle amt (DK00B)	51,30	19,49
Vestsiµllands amt (DK005)	65,76	15,21
Viborg amt (DK00E)	673,75	13,56
Århus amt (DK00D)	61,21	16,34
(EE) Estonia		
Kesk-Eesti (EE006)	105,09	9,52
Kirde-Eesti (EE007)	174,07	5,74
Lääne-Eesti (EE004)	129,16	7,74
Lõuna-Eesti (EE008)	74,15	13,49
Põhja-Eesti (EE00l)	132,48	7,55
(ES) España		
Álava (ES211)	114,10	8,76
Albacete (ES421)	137,52	7,27
Alicante (ES521)	60,40	16,56
Almería (ES611)	227,90	4,39
Asturias (ES120)	374,49	2,67
Ávila (ES411)	135,89	7,36
Badajoz (ES431)	149,21	6,70
Barcelona (ES511)	77,31	12,93
Burgos (ES412)	94,13	10,62
Cáceres (ES432)	180,88	5,53
Cádiz (ES612)	257,93	3,88
Cantabria (ES130)	230,17	4,34
Castellón (ES522)	191,30	5,23
Ciudad Real (ES422)	342,54	2,92
Córdoba (ES613)	247,77	4,04
Cuenca (ES423)	140,36	7,12
Girona (ES512)	194,38	5,14
Granada (ES614)	229,16	4,36
Guadalajara (ES424)	116,59	8,58
Guipúzcoa (ES212)	154,60	6,47

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
Huelva (ES615)	221,63	4,51
Huesca (ES615)	236,07	4,24
Islas Baleares (ES530)	50,91	19,64
Jaén (Es616)	738,20	1,35
La Coruña (ES111)	23,31	42,90
La Rioja (ES230)	253,01	3,95
Las Palmas (ES701)	122,18	8,18
León (ES413)	215,54	4,64
Lleida (ES513)	283,06	3,53
Lugo (ES112)	74,11	13,49
Madrid (ES300)	53,75	18,60
Málaga (ES617)	164,42	6,08
Murcia (ES620)	133,94	7,47
Navarra (ES220)	197,16	5,07
Ourense (ES113)	187,12	5,34
Palencia (ES414)	83,81	11,93
Pontevedra (ES114)	32,83	30,46
Salamanca (ES415)	104,27	9,59
Santa Cruz de Tenerife (ES702)	75,16	13,30
Segovia (ES416)	67,58	14,80
Sevilla (ES618)	168,25	5,94
Soria (ES417)	121,44	8,23
Tarragona (ES514)	154,53	6,47
Teruel (ES242)	177,15	5,64
Toledo (ES425)	144,21	6,93
Valencia (ES523)	133,93	7,47
Valladolid (ES418)	55,48	18,02
Vizcaya (ES213)	68,72	14,55
Zamora (ES419)	83,46	11,98
Zaragoza (ES243)	203,57	4,91
(FI) Finlandia		
Åland (FI200)	89,97	11,11
Etelä-Karjala (FI187)	79,56	12,57
Etelä-Pohjanmaa (FI194)	109,30	9,15
Etelä-Savo (FI131)	80,11	12,48
Itä-Uusimaa (FI182)	43,49	22,99
Kainuu (FI134)	383,17	2,61
Kanta-Häme (FI184)	60,21	16,61
Keski-Pohjanmaa (FUAl)	288,73	3,46
Keski-Suomi (FI193)	123,48	8,10
Kymenlaakso (FI186)	79,89	12,52
Lappi (FI1A3)	4.418,31	0,23
Päijät-Häme (FI185)	53,35	18,74
Pirkanmaa (FI192)	80,43	12,43

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
Pohjanmaa (FI195)	77,79	12,86
Pohjois-Karjala (FI133)	288,91	3,46
Pohjois-Pohjanmaa (FI1A2)	346,91	2,88
Pohjois-Savo (FI132)	101,97	9,81
Satakunta (FI191)	70,48	14,19
Uusimaa (FI181)	37,36	26,77
Varsinais-Suomi (FI183)	45,29	22,08
(FR) Francia		
Ain (FR711)	20,76	48,17
Aisne (FR221)	11,78	84,87
Allier (FR721)	14,41	69,40
Alpes-de-Haute-Provence (FR821)	165,75	6,03
Alpes-Maritimes (FR823)	487,56	2,05
Ardèche (FR712)	41,27	24,23
Ardennes (FR211)	22,47	44,50
Ariège (FR621)	61,34	16,30
Aube (FR212)	17,10	58,48
Aude (FR811)	35,68	28,03
Aveyron (FR622)	28,99	39,49
Bas-Rhin (FR421)	22,07	45,31
Bouches-du-Rhône (FR824)	38,86	28,73
Calvados (FR251)	6,78	147,49
Cantal (FR722)	34,93	28,63
Charente (FR531)	8,06	124,13
Charente-Maritime (FR532)	9,93	100,70
Cher (FR241)	17,64	56,69
Corrèze (FR631)	15,93	62,77
Corse-du-Sud (FR831)	170,05	5,88
Côte-d'Or (FR261)	20,63	48,47
Côtes-d'Armor (FR521)	16,16	61,88
Creuse (FR632)	13,92	71,84
Deux-Sèvres (FR533)	15,13	66,07
Dordogne (FR611)	22,46	44,52
Doubs (FR431)	24,00	41,67
Drôme (FR713)	209,59	4,77
Essonne (FR104)	7,64	130,94
Eure (FR231)	11,71	85,42
Eure-et-Loir (FR242)	5,17	193,30
Finistère (FR522)	21,39	46,75
Gard (FR812)	23,42	42,70
Gers (FR624)	18,28	54,70
Gironde (FR612)	55,89	17,89
Haute-Corse (FR832)	219,20	4,56

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
Haute-Garonne (FR623)	17,11	58,45
Haute-Loire (FR723)	23,31	42,90
Haute-Marne (FR214)	22,79	43,88
Hautes-Alpes (FR822)	115,89	8,63
Haute-Saône (FR433)	20,00	50,00
Haute-Savoie (FR718)	41,34	24,19
Hautes-Pyrénées (FR626)	57,55	17,38
Haute-Vienne (FR633)	13,83	72,31
Haut-Rhin (FR422)	27,21	36,75
Hauts-de-Seine (FR105)	0,33	3.047,94
Hérault (FR813)	28,39	35,22
Ille-et-Vilaine (FR523)	10,92	91,60
Indre (FR243)	14,14	72,70
Indre-et-Loire (FR244)	18,43	54,26
Isère (FR714)	114,86	8,71
Jura (FR432)	24,28	41,19
Landes (FR613)	61,01	16,39
Loire (FR715)	16,83	59,42
Loire-Atlantique(FR511)	15,45	64,72
Loiret (FR246)	21,87	45,72
Loir-et-Cher (FR245)	21,86	45,75
Lot (FR625)	16,54	60,46
Lot-et-Garonne (FR614)	24,57	40,70
Lozère (FR814)	55,37	18,06
Maine-et-Loire (FR512)	12,81	78,06
Manche (FR252)	6,22	160,84
Marne (FR213)	31,59	31,66
Mayenne (FR513)	12,44	80,39
Meurthe-et-Moselle (FR411)	21,69	46,10
Meuse (FR412)	24,01	41,65
Morbihan (FR524)	18,38	54,39
Moselle (FR413)	19,6	51,02
Nièvre (FR262)	18,08	55,31
Nord (FR301)	7,78	128,48
Oise (FR222)	12,73	78,55
Orne (FR253)	11,52	86,84
Paris (FR101)	0,01	102.511,37
Pas-de-Calais (FR302)	7,23	138,22
Puy-de-Dôme (FR724)	16,84	59,38
Pyrénées-Atlantiques (FR615)	51,43	19,44
Pyrénées-Orientales (FR815)	148,46	6,74
Rhône (FR716)	8,89	112,54
Saône-et-Loire (FR263)	19,51	51,26
Sarthe (FR514)	13,48	74,18
Savoie (FR717)	55,59	17,99
Seine-et-Marne (FR102)	10,11	98,87
Seine-Maritime (FR232)	7,04	142,08
Seine-Saint-Denis (FR106)	0,18	5.525,09
Somme (FR223)	10,48	95,44
Tarn (FR627)	20,61	48,52
Tarn-et-Garonne (FR628)	17,67	56,59
Territoire de Belfort (FR434)	14,55	68,73
Val-de-Marne (FR107)	1,64	608,24
Val-d'Oise (FR108)	7,86	127,28
Var (FR825)	66,51	15,04
Vaucluse (FR826)	35,92	27,84
Vendée (FR515)	14,86	67,31
Vienne (FR534)	15,89	62,93
Vosges (FR414)	33,95	29,46
Yonne (FR264)	17,30	57,80
Yvelines (FR103)	6,74	148,30
(GR) Grecia		
Anatoliki Makedonia, Thraki (GR11)	1.359,95	0,74
Attiki (GR30)	75,45	13,25
Dytiki Ellada (GR23)	195,39	5,12
Dytiki Makedonia (GR13)	143,65	6,96
Ionia Nisia (GR22)	35,72	28,00
Ipeiros (GR21)	138,81	7,20
Kentriki Makedonia (GR12)	192,74	5,19
Kriti (GR43)	147,25	6,79
Notio Aigaio (GR42)	82,80	12,08
Peloponnisos (GR25)	140,47	7,12
Sterea Ellada (GR24)	277,94	3,60
Thessalia (GR14)	247,16	4,05
Voreio Aigaio (GR41)	144,33	6,93
(HU) Hungría		
Bacs-Kiskun (HU331)	123,17	8,12
Baranya (HU231)	118,18	8,46
Bekes (HU332)	129,19	7,74
Borsod-Abauj-Zemplen (HU311)	137,13	7,29
Budapest (HU101)	3,37	296,92
Csongrád (HU333)	107,65	9,29
Fejer (HU211)	85,40	11,71
Gyor-Moson-Sopron (HU221)	88,40	11,31

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
Hajdú-Bihar (HU321)	123,40	80,10
Heves (HU312)	103,34	9,68
Jasz-Nagykun-Szolnok (HU322)	118,81	8,42
Komarom-Esztergom (HU212)	70,27	14,23
Nograd (HU313)	123,46	8,10
Pest (HU102)	94,84	10,54
Somogy (HU232)	134,47	7,44
Szabolcs-Szatmar-Bereg (HU323)	89,46	11,18
Tolna (HU233)	101,29	9,87
Vas (HU222)	44,48	22,48
Veszprém (HU213)	105,48	9,48
Zala (HU223)	60,90	16,42
(IE) Irlanda		
Border (IE011)	176,03	5,68
Dublin (IE021)	25,87	38,65
Mid-East (IE022)	139,41	7,17
Midland (IE012)	126,04	7,93
Mid-West (IE023)	127,59	7,84
South-East (IRL) (IE024)	125,22	7,99
South-West (IRL) (IE025)	257,93	3,88
West (IE013)	187,81	5,32
(IT) Italia		
Abruzzo (ITF1)	98,34	10,17
Basilicata (ITF5)	105,40	9,49
Calabria (ITF6)	149,47	6,69
Campania (ITF3)	72,42	13,81
Emilia-Romagna (ITD5)	35,19	28,42
Friuli-Venezia Giulia (ITD4)	394,26	2,54
Lazio (ITE4)	85,52	11,69
Liguria (ITC3)	122,76	8,15
Lombardia (ITC4)	73,01	13,70
Marche (ITE3)	57,42	17,42
Molise (ITF2)	69,21	14,45
Piemonte (ITC1)	98,34	10,17
Provincia Autonoma Bolzano (ITD1)	115,04	8,69
Provincia Autonoma Trento (ITD2)	244,89	4,08
Puglia (ITF4)	36,61	27,31
Sardegna (ITG2)	291,64	3,43
Sicilia (ITG1)	118,16	8,46
Toscana (ITE1)	68,80	14,53
Umbria (ITE2)	107,35	9,32

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
Valle d'Aosta (ITC2)	133,98	7,46
Veneto (ITD3)	77,17	12,96
(LI) Liechtenstein		
	197,73	5,06
(LT) Lithuania		
Alytaus apskritis (LT001)	140,99	7,09
Kauno apskritis (LT002)	71,02	14,08
Klaipedos apskritis (LT003)	46,84	21,35
Marijampoles apskritis (LT004)	67,36	14,85
Panevezio apskritis (LT005)	78,02	12,82
Siauliu apskritis (LT006)	66,09	15,13
Taurages apskritis (LT007)	74,90	13,35
Telsiu apskritis (LT008)	64,36	15,54
Utenos apskritis (LT009)	55,34	18,07
Vilniaus apskritis (LT00A)	87,74	11,40
(LU) Luxemburgo		
	7,40	135,17
(LV) Letonia		
Kurzeme (LV003)	130,11	7,69
Latgale (LV005)	111,79	8,95
Pieriga (LV007)	94,42	10,59
Riga (LV006)	8,62	116,01
Vidzeme (LV008)	106,05	9,43
Zemgale (LV009)	118,65	8,43
(MT) Malta		
	10,20	98,04
(NL) Países Bajos		
Drenthe (NL13)	15,10	66,23
Flevoland (NL23)	30,28	33,03
Friesland (NL12)	18,02	55,51
Gelderland (NL22)	16,24	61,58
Groningen (NL11)	20,79	48,10
Limburg (NL) (NL42)	11,22	89,11
Noord-Brabant (NL41)	18,51	54,02
Noord-Holland (NL32)	14,14	70,72
Overijssel (NL21)	16,91	59,14
Utrecht (NL31)	8,28	120,77
Zeeland (NL34)	14,68	68,12
Zuid-Holland (NL33)	11,97	83,57
(NO) Noruega		
Akershus (NO012)	246,29	4,06
Aust-Agder (NO041)	1.060,96	0,94
Buskerud (NO032)	835,40	1,20
Finnmark (NO073)	6.177,91	0,16

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
Hedmark (NO021)	1.042,37	0,96
Hordaland (NO051)	2.184,74	0,46
Møre og Romsdal (NO053)	506,58	1,97
Nordland (NO071)	3.051,95	0,33
Nord-Trøndelag (NO062)	3.529,11	0,28
Oppland (NO022)	933,38	1,07
Oslo (NO011)	443,80	2,25
Østfold (NO031)	108,21	9,24
Rogaland (NO043)	1.499,53	0,67
Sogn og Fjordane (NO052)	807,48	1,24
Sør-Trøndelag (NO061)	1.852,85	0,54
Telemark (NO034)	607,08	1,65
Troms (NO072)	4.168,13	0,24
Vest-Agder (NO042)	974,78	1,03
Vestfold (NO033)	121,29	8,24
(PL) Polonia		
Bialostocko-suwalski (PL341)	163,71	6,11
Bialskopodlaski (PL311)	52,37	19,09
Bielsko-bialski (PL225)	148,61	6,73
Bydgoski (PL611)	41,20	24,27
Centralny slaski (PL226)	36,44	27,44
Chelmsko-zamojski (PL312)	42,14	23,73
Ciechanowsko-plocki (PL121)	35,86	27,89
Częstochowski (PL224)	35,09	28,50
Elbląski (PL621)	40,78	24,52
Ełcki (PL623)	95,21	10,50
Gdansk-Gdynia-Sopot (PL633)	9,28	107,81
Gdanski (PL632)	51,23	19,52
Gorzowski (PL431)	63,24	16,04
Jeleniogorsko-walbrzyski (PL511)	51,15	19,55
Kaliski (PL413)	34,40	29,07
Koninski (PL414)	39,57	25,27
Koszaliński (PL422)	61,64	16,22
Krakowsko-tarnowski (PL211)	21,47	46,58
Krosniensko-przemyski (PL322)	141,34	7,08
Legnicki (PL512)	30,68	32,59
Lodzki (PL111)	42,33	23,62
Lomzynski (PL342)	69,77	14,33
Lubelski (PL313)	36,75	27,21
Miasto Krakow (PL213)	7,51	133,07
Miasto Lodz (PL113)	10,50	95,26
Miasto Poznan (PL415)	11,20	89,32
Miasto Warszawa (PL127)	12,78	78,25
Miasto Wroclaw (PL514)	12,72	78,62
Nowosadecki (PL212)	139,83	7,15
Olsztynski (PL622)	60,05	16,65
Opolski (PL520)	35,46	28,20
Ostrolecko-siedlecki (PL122)	59,76	16,73
Pilski (PL411)	54,39	18,39
Piotrkowsko-skierniewicki (PL112)	35,69	28,02
Poznanski (PL412)	37,95	26,35
Radomski (PL124)	41,84	23,90
Rybnicko-jastrzebski (PL227)	14,75	67,80
Rzeszowsko-tarnobrzeski (PL321)	38,30	26,11
Slupski (PL631)	83,41	11,99
Swietokrzyski (PL330)	37,74	26,50
Szczecinski (PL421)	42,56	23,50
Torunsko-wloclawski (PL612)	41,45	24,13
Warszawski (PL126)	40,85	24,48
Wrocławski (PL513)	26,41	37,86
Zielonogórski (PL432)	47,58	21,02
(PT) Portugal		
Alentejo (PT18)	124,65	8,02
Algarve (PT15)	100,7	9,93
Centro (P) (PT16)	83,05	12,04
Lisboa (PT17)	27,61	36,22
Norte (PT18)	74,00	13,51
Região Autonoma da Madeira (PT30)	687,86	1,45
Região Autonoma dos Açores (PT20)	445,93	2,24
(RO) Rumanía		
Alba (RO071)	1.944,55	0,51
Arad (RO051)	1.624,11	0,62
Arges (RO031)	1.121,65	0,89
Bacau (RO011)	2.114,80	0,47
Bihor (RO061)	1.974,23	0,51
Bistrita-Nasaud (RO062)	2.336,34	0,43
Botoşani (RO012)	558,13	1,79
Brăila (RO021)	593,38	1,69
Braşov (RO072)	1.830,17	0,55
Bucuresti (RO081)	3,36	297,92

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
Buzău (RO022)	2.955,18	0,34
Călăraşi (RO032)	480,43	20,08
Caras-Severin (RO052)	2.833,50	0,35
Cluj (RO063)	2.680,75	0,37
Constanta (RO023)	825,73	1,21
Covasna (RO073)	3.281,41	0,30
Dambovita (RO033)	734,48	1,36
Dolj (RO041)	1.457,93	0,69
Galati (RO024)	1.551,81	0,64
Giurgiu (RO034)	526,77	1,90
Gorj (RO042)	1.795,45	0,56
Harghita (RO074)	2.214,44	0,45
Hunedoara (RO053)	2.316,38	0,43
Ialomiţa (RO035)	609,95	1,64
Iasi (RO013)	808,43	1,24
Ilfov (RO082)	208,20	4,80
Maramureş (RO064)	2.641,91	0,38
Mehedinţi (RO043)	1.919,40	0,52
Neamţ (RO014)	1.734,56	0,58
Olt (RO044)	1.326,64	0,75
Prahova (RO036)	972,88	1,03
Sălaj (RO066)	1.279,18	0,78
Satu Mare (RO065)	1.657,31	0,60
Sibiu (RO076)	809,53	1,24
Suceava (RO015)	2.460,40	0,41
Pomurska (SI011)	1.703,43	0,59
Teleorman (RO037)	971,89	1,03
Timis (RO054)	848,01	1,18
Tulcea (RO025)	1.176,44	0,85
Valcea (RO045)	1.133,95	0,88
Vaslui (RO016)	1.617,16	0,62
Vrancea (RO026)	4.375,96	0,23
(SE) Suecia		
Blekinge län (SE041)	73,10	13,68
Dalarnas län (SE062)	845,31	1,18
Gävleborgs län (SE063)	559,80	1,79
Gotlands län (SE094)	168,81	5,92
Hallands län (SE0A1)	67,72	14,77
Jämtlands län (SE072)	3.625,86	0,28
Jönköpings län (SE091)	146,05	6,85
Kalmar län (SE093)	184,76	5,41
Kronobergs län (SE092)	136,44	7,33
Norrbottens län (SE082)	3.611,57	0,28
Örebro län (SE024)	189,64	5,27
Östergötlands län (SE023)	147,17	6,79
Skåne län (SE044)	71,91	13,91
Södermanlands län (SE022)	100,90	9,91
Stockholms län (SE010)	89,93	11,12
Uppsala län (SE021)	159,94	6,25
Värmlands län (SE061)	380,08	2,63
Västerbottens län (SE081)	1.956,78	0,51
Västernorrlands län (SE071)	560,84	1,78
Västmanlands län (SE025)	174,39	5,73
Västra Götalands län (SE0A2)	114,82	8,71
(SI) Eslovenia		
Gorenjska (SI022)	294,21	3,40
Goriska (SI023)	199,51	5,01
Jugovzhodna Slovenija (SI017)	90,54	11,04
Koroska (SI013)	73,06	13,69
Notranjsko-kraska (SI018)	261,73	3,82
Obalno-kraska (SI024)	42,20	23,70
Osrednjeslovenska (SI021)	39,72	25,18
Podravska (SI012)	14,53	68,84
Pomurska (SI011)	16,11	62,09
Saviinjska (SI014)	34,64	28,87
Spodnejpodsvska (SI016)	34,29	29,16
Zasavska (SI015)	23,11	43,27
(SK) Eslovaquia		
Banskobystricky kraj (SK032)	234,08	4,27
Bratislavsky kraj (SK010)	95,53	10,47
Kosicky kraj (SK042)	168,26	5,94
Nitriansky kraj (SK023)	63,83	15,67
Presovsky kraj (SK041)	305,83	3,27
Trenciansky kraj (SK022)	206,66	4,84
Trnavsky kraj (SK021)	52,97	18,88
Zilinsky kraj (SK031)	365,58	2,74
(SM) San Marino		
	22,75	43,96
(UK) Reino Unido		
Bedfordshire and Hertfordshire (UKH2)	44,22	22,61
Berkshire, Buckinghamshire and Oxfordshire (UKJ1)	46,75	21,39
Cheshire (UKD2)	25,43	39,32

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
Cornwall and Isles of Scilly (UKK3)	80,57	12,41
Cumbria (UKD1)	289,85	3,45
Derbyshire and Nottinghamshire (UKF1)	50,37	19,85
Devon (UKK4)	134,03	7,46
Dorset and Somerset (UKK2)	77,63	12,88
East Anglia (UKH1)	64,16	15,59
East Riding and North Lincolnshire (UKE1)	65,75	15,21
East Wales (UKL2)	121,23	4,71
Eastern Scotland (UKM2)	482,13	2,07
Essex (UKH3)	45,17	22,14
Gloucestershire, Wiltshire and North Somerset (UKK1)	61,04	16,38
Greater Manchester (UKD3)	10,08	99,21
Hampshire and Isle of Wight (UKJ3)	54,98	18,19
Herefordshire, Worcestershire and Warwickshire (UKG1)	54,58	18,32
Highlands and Islands (UKM4)	747,05	1,34
Inner London (UKI1)	0,03	33 743,86

Nombre	m_{eff} 2009 (km²)	s_{eff} 2009 (número de mallas por cada 1.000 km²)
Kent (UKJ4)	48,13	20,78
Lancashire (UKD4)	192,87	5,18
Leicestershire, Rutland and Northamptonshire (UKF2)	77,25	12,94
Lincolnshire (UKF3)	74,55	13,41
Merseyside (UKD5)	4,94	202,24
North Eastern Scotland (UKM1)	483,15	2,07
North Yorkshire (UKE2)	257,45	3,88
Northern Ireland (UKN0)	107,50	9,30
Northumberland and Tyne and Wear (UKC2)	406,49	2,46
Outer London (UKI2)	3,62	276,34
Shropshire and Staffordshire (UKG2)	64,81	15,43
South Western Scotland (UKM3)	245,35	4,08
South Yorkshire (UKE3)	44,39	22,53
Surrey, East and West Sussex (UKJ2)	38,81	25,77
Tees Valley and Durham (UKC1)	117,44	8,51
West Midlands (UKG3)	2,60	385,35
West Wales and The Valleys (UKL1)	153,14	6,53
West Yorkshire (UKE4)	33,71	29,66

Anexo 2 Procedimiento de conexiones transfronterizas (CBC)

Los límites de las unidades informativas no suelen coincidir con el emplazamiento de los elementos físicos de fragmentación del paisaje. En consecuencia, las secciones que atraviesan los límites de las unidades informativas deben atribuirse a dichas unidades de forma apropiada y sin ambigüedades. Este requisito genera un problema a la hora de calcular los sistemas de medición de la fragmentación del paisaje, puesto que los métodos empleados en estos sistemas de medición suelen cortar las secciones de hábitat en los límites de la unidad informativa que se está analizando («procedimiento de recorte»). El procedimiento de recorte (CUT) divide secciones del borde de una unidad de planificación concreta (de forma uniforme) y pasa por alto las partes contiguas de las secciones ubicadas fuera de los límites de la unidad. Si estas partes de las secciones son extensas, este planteamiento puede dar lugar a un sesgo negativo considerable en los resultados, lo que constituye el llamado problema de las fronteras (Moser *et al*., 2007). Esto es así con el método original para calcular el tamaño efectivo de malla como sistema de medición del paisaje utilizando (Jaeger, 2000). No obstante, avances recientes en la teoría de los sistemas de medición del paisaje han generado una modificación en el cálculo del tamaño efectivo de malla que tiene en cuenta las conexiones transfronterizas (Moser *et al*., 2007). Una aplicación alternativa es el procedimiento de conexión transfronteriza (*cross-boundary connection*, CBC), que tiene en cuenta las zonas sin fragmentar conectadas que se extienden más allá de los límites de una unidad de planificación concreta para la que se calcula el tamaño efectivo de malla. En consecuencia, este estudio aplicó el procedimiento CBC. El cálculo del tamaño efectivo de malla en términos de CBC para una unidad informativa concreta j se calcula mediante la siguiente fórmula (Moser *et al*., 2007):

$$m_{\text{eff}}^{\text{CBC}}(j) = \frac{1}{A_{\text{tj}}} \sum_{i=1}^{n} A_{ij} \cdot A_{ij}^{\text{cmpl}}$$

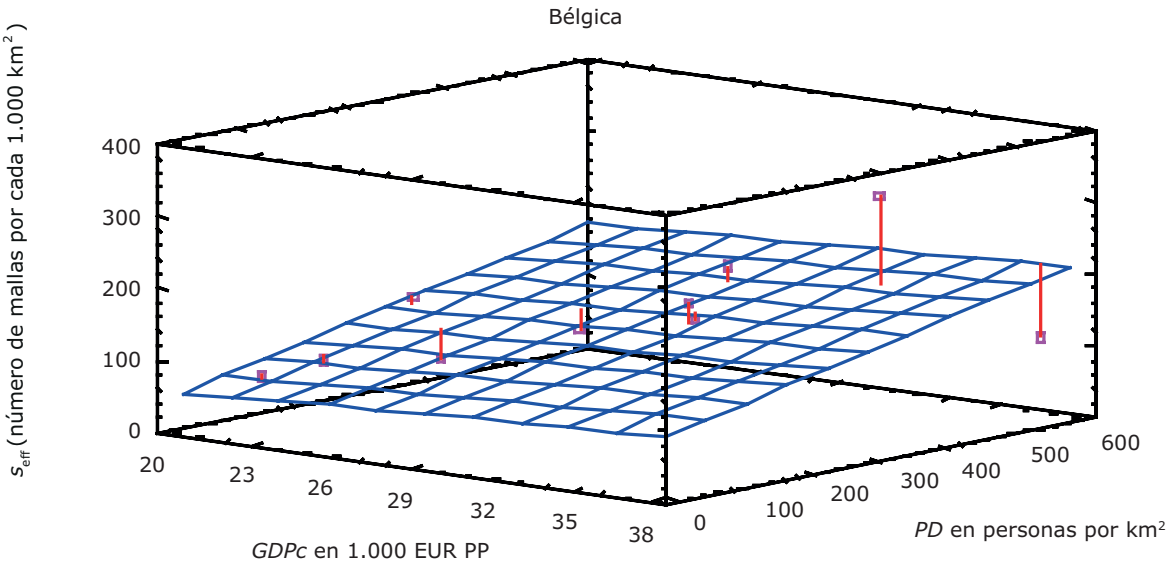
donde n es el número de secciones que atraviesan la unidad informativa *j*, *Atj* es la extensión total de la unidad informativa *j*, *Aij* es la zona de la sección *i* dentro de la unidad de planificación *j*, y Aij^{cmpl} es la zona íntegra de la sección *i* incluyendo la zona exterior a los límites de la unidad de planificación *j*.

Anexo 3 Métodos estadísticos

Para analizar la relación de los parámetros socioeconómicos y geofísicos con los niveles de fragmentación, utilizamos modelos lineales generalizados (*generalised linear models*, GLM), como se ilustra en la figura A3.1 del anexo 3. Se desarrolló un modelo global de regresión lineal que incluía todas las variables físicas y socioeconómicas. La selección del modelo se realizó añadiendo sucesivamente variables con respecto a las que habíamos elaborado una hipótesis de trabajo. Se analizaron todas las combinaciones posibles de las variables explicativas.

Para clasificar nuestros modelos en competencia, utilizamos el criterio de información de Akaike (*Akaike information criterion*, AIC). El AIC se basa en la cifra de observaciones, la suma de los cuadrados de los residuales (también denominada suma de los cuadrados de los errores o SSE) y la cifra de variables estimables del modelo (Burnham y Anderson, 2002). El método AIC identifica la explicación de mayor parsimonia entre los modelos en competencia sin sobreajustarlos. Para determinar la importancia relativa de cada una de las variables de predicción en el modelo de mayor parsimonia, utilizamos el análisis de comunalidad. El análisis de comunalidad es una forma de partición de la varianza, y se emplea para determinar la importancia relativa de las variables de predicción. Este análisis divide la varianza explicada (según la medida de R^2 de los GLM) en a) las fracciones que solo pueden explicarse mediante cada variable de predicción (o un subconjunto concreto de predicción) y b) las fracciones que pueden explicarse de manera homogénea mediante todas las combinaciones posibles de predicción (o subconjuntos de predicción). Este planteamiento facilita la interpretación de los resultados cuantificando cuánta capacidad de explicación puede atribuirse a cada predicción (Reichwein Zientek y Thompson, 2006; Chevan y Sutherland, 1991). Por último, utilizamos el modelo de GLM *de mayor parsimonia* de cada grupo de regiones para crear un mapa de niveles de fragmentación observados frente a los previstos.

Figura A3.1 Ilustración del análisis estadístico utilizando la regresión lineal múltiple



Nota: Este sencillo ejemplo utiliza los datos de las regiones NUTS-X de Bélgica (GF-B2). La densidad efectiva de malla (s_{eff}) aparece como la variable de respuesta que se calcula mediante dos variables de predicción: la densidad de población (*PD*, entre 64 y 600 personas por km^2) y el Producto Interior Bruto *per cápita* (*GDPc*, entre 20.500 y 37.000 euros PP). El plano cuadriculado muestra los valores previstos de la densidad efectiva de malla para cada combinación de *PD* y *GDPc*. Las diferencias entre los valores constatados de s_{eff} (que aparecen como cuadrados pequeños) y los valores previstos se muestran como líneas perpendiculares, y se denominan residuales. En este ejemplo, el nivel de fragmentación previsto aumenta con densidades de población elevadas y con un Producto Interior Bruto *per cápita* mayor, y la variación de la densidad de población influye en mayor medida que la variación del *GDPc*.

Fuente: AEMA/OFMA, 2011.