

Lurralde : invest. espac.	33	2010	p:147-158	ISSN 0211-5891	ISSN 1697-3060 (e)
---------------------------	----	------	-----------	----------------	--------------------

# CAUSAS DE LOS PROCESOS TERRITORIALES DE FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS

Recibido: 2009-10-26

Aceptado: 2010-02-25

**Mikel Gurrutxaga San Vicente**

**Pedro J. Lozano Valencia**

*Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea*

*Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología*

*C/ Tomás y Valiente s/n. - 01006 Vitoria-Gasteiz*

[mikel.gurrutxaga@ehu.es](mailto:mikel.gurrutxaga@ehu.es) - [pedrojose.lozano@ehu.es](mailto:pedrojose.lozano@ehu.es)

## RESUMEN

La fragmentación y reducción de hábitats es una de las principales causas de la crisis global de biodiversidad. Se realiza una revisión bibliográfica acerca de las principales tipologías de transformación del territorio que dan origen a los procesos de fragmentación de hábitats. Se destaca la importancia de identificar dichas causas para la incorporación de criterios preventivos y correctivos en la planificación integral y sectorial del territorio.

**Palabras clave:** Fragmentación de hábitats, dinámica del paisaje, usos del suelo, conectividad ecológica, planificación territorial

## ABSTRACT

Causes of territorial processes of habitat fragmentation. The habitat fragmentation and reduction is one of the principal reasons of the global crisis of biodiversity. A bibliographic review on the principal types of transformation of the landscape that cause the processes of fragmentation of habitats is realized. It is outlined the importance of identifying the above mentioned causes for the incorporation of preventive and corrective criteria in the integral and sectorial landscape planning.

**Key words:** Habitat fragmentation, landscape dynamics, land uses, ecological connectivity, landscape planning

## LABURPENA

Habitaten zatiketa eragiten duten lurralde prozesuen zergatiak. Habitaten zatiketa eta murriztapena biodibertsitatearen krisi orokorraren kausa nagusietako bat da. Habitaten zatiketa prozesuak eragiten dituzten lurraldearen eraldaketan tipologia nagusien gainean berrikusketa bibliografiko bat egiten da. Kausa hauek ezagutzearen garrantzia nabarmentzen da lurralde antolamenduan aitzin-neurriak eta irizpide zentzagarriak gaineratzeko.

**Hitz gakoak:** Habitaten zatiketa, paisaiaren dinamika, lur erabilpenak, konektibitate ekologikoa, lurralde antolamendua.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los procesos de reducción y fragmentación de hábitats naturales son apuntados por la comunidad científica como una de las principales causas de la actual crisis global de biodiversidad (Primack, 2002). En este contexto, se han realizado diversas revisiones sobre los efectos negativos de dichos procesos sobre la dinámica de poblaciones y la conservación de organismos silvestres asociados a determinados hábitats (Saunders *et al.*, 1991; Fahrig, 2003; Cushman, 2006; Santos y Tellería, 2006). Complementariamente a la visión biológica de la temática, los estudios sobre los procesos de fragmentación desde un enfoque territorial han identificado sus repercusiones sobre los patrones espaciales del paisaje (Southworth, 2002; Munroe *et al.*, 2005). Mientras, desde una visión integrada se ha establecido su relación con la pérdida de conectividad ecológica, entendida como la capacidad del territorio para permitir los desplazamientos de las especies entre las teselas con recursos (Taylor *et al.*, 1993).

No obstante, se ha prestado una menor atención a prospectar las principales causas de los propios procesos de fragmentación, consistentes en una serie de tipologías de transformaciones en el territorio por la acción antrópica. En el presente artículo se realiza una revisión a este respecto, con objeto de identificar las diferentes clases de cambios en los usos del suelo que, conjuntamente y, en muchos casos, de manera sinérgica, dan lugar al proceso global de fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica en el territorio.

Se parte como concepto de hábitat natural el adoptado por la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres en la Unión Europea, según el cual corresponden a “zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como semi-naturales”. Éstos últimos, los hábitats de carácter semi-natural, son producto de prácticas agropecuarias tradicionales de aprovechamiento extensivo (Delpeuch, 2001).

## 2. CAUSAS DE LOS PROCESOS DE REDUCCIÓN Y FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS

### 2.1 Intensificación de la agricultura

La intensificación de la agricultura y la consiguiente homogeneización de los paisajes agrarios, que se traduce en la reducción de la superficie ocupada por hábitats seminaturales, conlleva amplias repercusiones sobre la biodiversidad, al provocar la pérdida o la regresión de numerosas especies asociadas a los agrosistemas tradicionales (Donald, 2004; PECBM, 2007) y la pérdida de conectividad de la matriz agraria para un amplio espectro de especies (Gurrutxaga, 2007). De hecho, se ha apuntado que, genéricamente, la transición de agrosistemas extensivos a intensivos presenta mayores impactos sobre la biodiversidad que la conversión de hábitats originales en agrosistemas extensivos (Donald, 2004).

Los paisajes agrarios ocupan gran parte del territorio, aproximadamente un 38% de la superficie terrestre emergida y la mitad del área habitable por las sociedades humanas (Clay, 2004). Si bien el área ocupada por la agricultura ha crecido menos de un 8% entre 1972 y 1992, la intensificación de los aprovechamientos ha hecho que la productividad global se haya incrementado más del doble en el mismo periodo (Donald y Evans, 2006). Mientras en los países en vías de desarrollo, particularmente en Sudamérica y en el África sub-Sahariana, el área ocupada por la agricultura puede crecer más de un 30% para en año 2050 (Tilman *et al.*, 2001), en los países desarrollados se espera un descenso areal (Rounsevell *et al.*, 2005).

La intensificación de la agricultura afecta especialmente a zonas accesibles y fértiles

como llanuras y fondos de valle, suponiendo la homogeneización del paisaje y la pérdida de elementos del mismo con importante función ecológica. La eliminación de sistemas tradicionales de delimitación de parcelas, como setos vivos y muros de piedra, la tala de bosquetes y árboles dispersos y la ampliación de las tierras cultivadas hacia los cursos fluviales alteran notablemente los patrones del paisaje agrícola tradicional. Los proyectos de concentración parcelaria han tenido un importante impacto en este sentido. Por ejemplo, la pérdida neta de setos vivos entre 1984 y 1993 en Inglaterra fue de 158.000 km, equivalente a un tercio del total existente en 1984 (Countryside Agency, 1999). Además de la pérdida de hábitat para especies asociadas a agrosistemas consistentes en mosaicos heterogéneos, la eliminación de la vegetación espontánea intersticial repercute en numerosos taxones que utilizan los setos, rodales arbustivos, bosquetes y lindes insertos en los agrosistemas como refugio, fuente de alimento y/o lugar para el desplazamiento.

Por último, la sustitución de las variedades de plantas de cultivo adaptadas al territorio por otras de mayor interés comercial aumenta notablemente la uniformidad biológica de las tierras de labor. Relacionado con ello, la utilización de monocultivos en extensas áreas repercute en la pérdida de heterogeneidad del mosaico paisajístico.

Actualmente, el mantenimiento de los agrosistemas extensivos mediante prácticas agrícolas tradicionales es una de las principales medidas de conservación de la biodiversidad (Bignal y McCracken, 2000; Oñate *et al.*, 2007), tanto doméstica (variedades de plantas de cultivo y razas ganaderas), como silvestre.

## **2.2. Intensificación del aprovechamiento forestal**

Los aprovechamientos forestales intensivos se asocian a ciertas prácticas que pueden incidir negativamente sobre las condiciones de hábitat de taxones asociados a bosques maduros a con una estructura seminatural, como la tala a matarrasa del estrato arbóreo en turnos de corta que impiden el manteniendo de masas maduras, el desbroce del sotobosque o la plantación de masas arbóreas monoespecíficas en detrimento de hábitats complejos (Camprodon, 2001).

Así, y dado que las plantaciones forestales ocupan una superficie en aumento a nivel mundial (FAO, 2005), se les atribuye, desde el punto de vista de su gestión, un papel de gran envergadura en la conservación de la biodiversidad (Hartley, 2002; Parviainen y Frank, 2003; Atienza, 2004).

A nivel territorial, por ejemplo en el caso de vertiente cantábrica del País Vasco, la extensión de plantaciones forestales de crecimiento rápido se asocia con una homogeneización y simplificación del mosaico paisajístico, en la medida de que dichas plantaciones se ubicaron sobre espacios que tradicionalmente daban soporte a paisajes heterogéneos de campiña (Atauri *et al.*, 1992).

## **2.3. Urbanización y suburbanización del suelo**

Globalmente, el fuerte incremento en superficie de las zonas urbanizadas que se viene desarrollando en las últimas décadas, es considerado uno de los mayores causantes de pérdida de biodiversidad y fragmentación territorial (Antrop, 2003; Mckinney, 2006).

Según el informe sobre cambios de ocupación del suelo en España en el periodo 1987-2000 (OSE, 2006), la superficie de suelo artificial (teniendo como aquel consolidado urbanística o infraestructuralmente y que, por tanto, suele tender a una irreversibilidad en cuanto a su recuperación ecológica) se incrementó un 29,5%, lo que supuso un ritmo de crecimiento de 2 ha/hora. Los procesos de contraurbanización en espacios rurales próximos a núcleos urbanos y la creciente demanda de segundas residencias, especialmente en sectores costeros, ha provocado la ocupación de importantes superficies agrícolas, forestales y de

humedales. La expansión urbana en el ámbito español en dicho periodo se ha visto además favorecida por fuertes intereses económicos, así como por la transformación del modelo urbanístico de ocupación vertical a horizontal.

#### **2.4. Infraestructuras de transporte**

La construcción de infraestructuras lineales de transporte, en especial carreteras de gran capacidad y líneas ferroviarias con vallado perimetral, afecta notablemente a la permeabilidad del paisaje en la medida que conllevan un efecto barrera sobre un amplio grupo de especies de vertebrados terrestres (Forman *et al.*, 2003).

La expansión de las infraestructuras lineales de transporte es un proceso de gran envergadura en las últimas décadas, afectando a una gran diversidad de ambientes. Así, según datos de la Agencia Europea del Medio Ambiente (2004), la mitad de las áreas protegidas del continente europeo se ven ya sometidas a presiones ambientales por infraestructuras de transporte. De hecho se han construido 12.000 km de autopistas en la Unión Europea durante la última década.

En España las infraestructuras de transporte tienen una longitud total superior a los 680.000 km, según datos del Ministerio de Fomento de 2005, de los que más de 12.000 son de ferrocarriles y carreteras de gran capacidad con vallados perimetrales (Álvarez y Rosell, 2006). El Plan Estratégico de Infraestructuras de Transporte (PEIT) 2005-2020 contempla la futura conexión de la totalidad de las capitales provinciales de la España peninsular mediante carreteras de gran capacidad y líneas ferroviarias de alta velocidad. Hasta el momento, dos de los tramos de carreteras de gran capacidad proyectados (Córdoba-Ciudad Real-Toledo y Cuenca-Teruel) han recibido Declaración de Impacto Ambiental negativa por su afección a la coherencia de la red europea de espacios protegidos Natura 2000.

El efecto barrera de las infraestructuras lineales sobre ciertas especies de fauna silvestre se produce al dificultar el paso de éstas a modo de filtro o barrera local. El efecto barrera disminuye el intercambio de individuos a ambos lados de la infraestructura y aumenta el aislamiento de las poblaciones. Esto se traduce en una disminución del intercambio genético de las poblaciones (Strasburg, 2006).

La importancia del efecto barrera que ejerce una infraestructura sobre la fauna depende tanto de las características físicas de la vía como de las pautas de comportamiento de las especies. En general, las autopistas y autovías, así como las líneas de tren de alta velocidad, son las barreras físicas más importantes, dada la existencia de una valla perimetral a ambos lados de dichas infraestructuras. En cuanto a las carreteras no segregadas, cuanto más ancha es la vía y más tráfico soporta, el efecto barrera es potencialmente más intenso. En cuanto al comportamiento animal, la existencia de una franja de terreno con sustrato artificial, desprovista de vegetación y transitada por vehículos que actúan como fuente de luz y ruido, puede tener un efecto etológico sobre algunas especies, por ejemplo de micromamíferos, que evitan cruzarla y tienden así a ver aisladas sus poblaciones (Mader, 1984). Otras especies utilizan todo tipo de drenajes y estructuras transversales para atravesar la vía, por ejemplo medianos mamíferos (Yanes y Suárez, 1995).

Además del efecto barrera de las infraestructuras lineales de transporte, no debe olvidarse la mortalidad por atropello de individuos en desplazamiento (SCV 1996). Por ejemplo, la mortalidad por atropello es un factor crítico en la dinámica poblacional del lince ibérico (*Lynx pardinus*), especie en grave peligro de extinción (Ferrerías *et al.*, 2001).

La probabilidad de atropello de animales en vías de transporte depende en gran medida de su comportamiento respecto al eje viario. No obstante, el tipo de hábitat circundante y su fauna asociada, la mayor o menor accesibilidad por tierra a la vía por presencia o ausencia

de valla perimetral, así como la intensidad y distribución noche-día del tráfico, resultan determinantes en las tasas de mortalidad total asociadas a cada infraestructura viaria.

Existen puntos de mayores tasas de mortalidad relativa por atropello, que corresponden a tramos que interceptan zonas de desplazamiento habitual de los animales, especialmente carnívoros, ungulados, y reptiles. Un impacto especialmente masivo se deriva de las tasas de mortalidad de anfibios en primavera, allí donde el trazado de una carretera intercepta las rutas de migración entre sus hábitats terrestres y los puntos de agua donde se reproducen. Su probabilidad de atropello es muy elevada, por carecer de efecto etológico de disuasión a cruzar la calzada y por la lentitud del desplazamiento. Otras especies fuertemente afectadas por los atropellos son las que buscan alimento en las márgenes de la carretera o en los animales muertos que yacen en la calzada. Por ejemplo, la lechuza (*Tyto alba*), al igual que el zorro (*Vulpes vulpes*), la urraca (*Pica pica*) y el milano negro (*Milvus migrans*), entre otros. Asimismo las serpientes muestran un gran incremento de la mortalidad en otoño, ya que utilizan, preferente en esta estación, el asfalto para termorregularse.

Por último, la densidad de infraestructuras viarias es un indicador de la antropización del territorio (Serrano, 2003). Diversos taxones (en especial de grandes mamíferos) requieren áreas con baja o muy baja densidad de las mismas para poder asentar sus poblaciones (Forman *et al.*, 1997). Por ejemplo, el hábitat del oso pardo (*Ursus arctos*) se ve gravemente perjudicado por la construcción de carreteras y la apertura de pistas forestales en la Cordillera Cantábrica (Clevenger *et al.*, 1997), al igual que el lobo gris (*Canis lupus*) selecciona su hábitat dentro de un rango de bajas densidades de infraestructuras viarias en Nortemérica (Mladenoff *et al.*, 1997).

## 2.5. Infraestructuras y captaciones en los cursos fluviales

Según Dynesius y Nilsson (1994), el 77% de los 139 sistemas fluviales mayores del tercio Norte de la Tierra está afectado por la fragmentación del canal fluvial a causa de presas, embalses, trasvases entre cuencas y regadíos. Malanson (1993) estima que globalmente un 70 % de las comunidades riparias han sido eliminadas y Naiman *et al.* (1993) cifra en una media del 80% la pérdida de los ecosistemas ribereños en el Norte de Europa y América.

Como proceso contrapuesto, la creación de masas de agua dulce epicontinentales para abastecimiento hídrico incorpora nuevas zonas húmedas en el territorio, contribuyendo en cierta medida al aumento de la conectividad espacial del hábitat de humedales. Esto beneficia especialmente a las poblaciones de ciertas aves acuáticas para las que los humedales son hábitat, lugar de alimento y/o zona de descanso. Algo similar ocurre, a microescala, con las balsas de riego y los pilones en los que se desarrolla cierta vegetación acuática, dado que pueden constituir lugares de reproducción de anfibios.

Por otro lado, la construcción de azudes y presas en los cauces de ríos y arroyos tiene un efecto fragmentador del hábitat fluvial, en la medida en que impiden o limitan el libre flujo de organismos asociados al mismo. Además, existen ciertas tasas de mortalidad asociadas a estas barreras locales, relacionadas con el paso de los peces por las turbinas de generación hidroeléctrica, que puede llegar a ser del 90% de los individuos (Larinier, 2000), así como a la sobrepesca favorecida por la construcción de embalses.

Las especies piscícolas más afectadas por el efecto barrera de las presas son las migradoras diadromas, que realizan desplazamientos entre el mar y los cursos fluviales por razones reproductivas. Entre éstas destacan por su grado de afección negativa las especies anadromas, que crían en los cursos fluviales y desarrollan su etapa de crecimiento en el mar, de forma que necesitan ascender a sus frezaderos en la madurez para reproducirse. Las especies catadromas, en cambio, se reproducen en el mar y crecen y maduran en los cursos fluviales, de forma que si bien ciertas presas no les impiden descender a sus

lugares de cría, su efecto barrera en sentido ascendente restringe notablemente su área vital. Este es el caso de las anguilas (*Anguilla anguilla*), especie cuya área de distribución en la Península Ibérica se ha reducido a una franja costera que supone menos del 20 % del área que ocupaba a principios del siglo XX (Prenda *et al.*, 2003). En general, la fuerte regresión que han sufrido las especies diadromas ibéricas se ha debido en gran medida a la proliferación de presas en el último siglo.

Existen diversos casos documentados de dinámicas regresivas sufridas por especies piscícolas debidos, entre otras cuestiones, a la construcción de presas y azudes. Por ejemplo, en el río Guadalquivir a raíz de la construcción de una presa hidroeléctrica en Alcalá del Río (Sevilla) en 1931, especies anadromas como el sábalo (*Alosa alosa*), la saboga (*Alosa fallax*) y la lamprea marina (*Petromyzon marinus*) desaparecieron del curso medio, mientras el esturión o sollo (*Acipenser sturio*) se extinguió por completo tras varias décadas de regresión poblacional (Granado-Lorencio, 1991; García-González y Utrilla, 2002).

Además de los peces diadromos, especies potamodromas o dulceacuícolas estrictas que realizan desplazamientos de menor entidad a lo largo de los cursos fluviales se ven afectadas por las barreras al movimiento que introducen presas y azudes. Las comunidades de peces quedan aisladas en tramos inconexos y las pequeñas poblaciones que presentan son muy vulnerables a cualquier impacto, de forma que tienden a la extinción local.

El efecto barrera de las presas y azudes sobre los peces depende de la capacidad de franqueo de la especie, de las características de la infraestructura (altura, geometría) y del régimen de caudales que circula a través de ésta (Alonso, 2001). Si bien existen diversos factores que condicionan estos parámetros, se considera que las presas de una altura superior a medio metro pueden afectar significativamente a la migración de los salmónidos anadromos (salmones y truchas de mar) hacia sus frezaderos, mientras en el caso de las anguilas, que superan los obstáculos reptando por sustrato húmedo, barreras de 15 centímetros pueden bloquear su ascensión por el río (Larinier, 1992).

Además de los peces, otros organismos pueden ver dificultados sus desplazamientos por las presas, como mamíferos acuáticos. Por ejemplo, el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) apenas puede desplazarse por el medio terrestre, de forma que las presas suponen obstáculos infranqueables y las poblaciones fragmentadas resultantes son muy vulnerables. La nutria (*Lutra lutra*) posee capacidad de desplazamiento entre diferentes cauces y cuencas a través de hábitats con condiciones adecuadas, si bien las presas situadas en valles cerrados y las de grandes dimensiones causan un importante efecto barrera en este mustélido. Ruiz-Olmo y Delibes (1998) estudiaron entre 1984 y 1996 la ubicación de los grandes embalses de las cuencas que vierten al Mediterráneo respecto a la información de los sondeos realizados para la nutria, concluyendo que la mayor parte de los embalses coincide con el límite de distribución de la especie. Además, diversas poblaciones de nutria que quedaron aisladas tras la construcción de un embalse se extinguieron en el periodo de estudio.

## 2.6. Degradación de zonas húmedas

Los procesos de reducción y fragmentación de los ecosistemas de humedal afectaron, especialmente en décadas pasadas, a gran parte de la superficie de los mismos a escala planetaria. Por ello, a raíz de la aprobación del Convenio Ramsar por la UNESCO en 1971, la protección y restauración de los mismos se ha convertido en una de las principales líneas de conservación de hábitats y especies.

La desecación de lagunas, marismas y terrenos palustres fue desarrollada por motivos sanitarios. Asimismo, la degradación de los cuerpos de agua epicontinentales obedece a la sobreexplotación de sus recursos hídricos y a la dedicación al cultivo de las áreas drenadas.

Todo ello contribuye de forma notable al creciente distanciamiento entre las zonas húmedas de origen natural dispersas en el territorio. No obstante, la creación de embalses, balsas de riego y otros cuerpos de agua artificiales que pueden llegar a presentar sectores de vegetación acuática, contribuye a mantener la conectividad del hábitat para ciertas especies que pueden utilizar un amplio espectro de zonas húmedas.

## 2.7. Actividades extractivas

Dentro de las actividades industriales, las extractivas merecen una mención especial por su incidencia sobre hábitats de interés natural situados en áreas no urbanizadas. La extracción de recursos del subsuelo supone la devegetación de ciertas áreas mediante el establecimiento de explotaciones a cielo abierto, como canteras y graveras, o de prospecciones mineras y petroleras. La explotación de yacimientos aluviales de los lechos y de las terrazas fluviales afecta, de forma significativa, a bosques de ribera y áreas de fondo de valle, mientras buena parte de las canteras y prospecciones se sitúan en zonas de montaña de interés natural. Un caso paradigmático de la afección de actividades extractivas sobre la conectividad se debe a la presencia de extensas explotaciones mineras a cielo abierto en la parte occidental de la Cordillera Cantábrica, en zonas de elevada importancia para los desplazamientos dispersivos del oso pardo *Ursus arctos* (Naves *et al.*, 2001).

## 2.8. Vallados cinegéticos

Los vallados cinegéticos, que son utilizados preferentemente en la mitad Sur de la Península Ibérica con el fin de mantener elevadas densidades de ungulados en las fincas de caza mayor, pueden dificultar o impedir los desplazamientos de mamíferos de mediano y gran tamaño, de forma que afectan a la dinámica de poblaciones tanto de ungulados como de carnívoros (Blanco, 1994; Muñoz-Cobos y Azorit, 1996). Así, los cercados pueden favorecer notablemente el aislamiento de las poblaciones de fauna, tanto cinegética como no cinegética, y provocar efectos genéticos no deseables (Álvarez-Orti *et al.*, 1999; Martínez *et al.*, 2002).

Según la normativa vigente (Ley 1/1970, de 4 de abril, de Caza) el área mínima de los retículos de las mallas cinegéticas ha de ser de 300 cm<sup>2</sup>, con una dimensión mínima para sus lados de 10 cm (10x30 cm), y en la hilera situada a 60 cm del borde inferior de la malla, los retículos deben tener al menos una luz de 600 cm<sup>2</sup>, con una dimensión mínima para sus lados de 20 cm (20x30 cm). No obstante, es frecuente la presencia de vallados que no cumplen estas prescripciones y que no son permeables al trasiego de los mesomamíferos (San Miguel, 1998). Además, la utilización de estructuras adicionales de refuerzo de las vallas, como ganchos de fijación al suelo o doble malla en la parte inferior, afecta a la permeabilidad de los vallados al presentar éstos una menor cantidad de pasos naturales creados por la fauna (García *et al.*, 1998).

Se da la circunstancia añadida de que los pasos de fauna existentes en los vallados suelen ser utilizados para el control de predadores, mediante la instalación de métodos no selectivos como lazos y cepos. Estos métodos no selectivos llevan asociadas ciertas tasas de mortalidad de carnívoros, que en el caso de especies amenazadas como el lince ibérico (*Lynx pardinus*) y el lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) supone un importante factor de declive poblacional (Ferrerías *et al.*, 1997; Blanco, 1994).

## 2.9. Incendios forestales

La incidencia de los incendios forestales contribuye a la degradación y fragmentación de bosques y otros hábitats, como plantaciones forestales y zonas arbustivas. Según datos del Área de defensa contra incendios forestales de la Dirección General para la Biodiversidad, en España se quemaron más de 141.000 ha de media por año entre 1991 y 2004.

Como causas de inicio de incendios no naturales, destacan las relacionadas con actividades agroforestales y recreativas. Prácticas agrícolas y conductas culturales como la quema de pastos y de rastrojos provocan numerosos fuegos incontrolados. Por medio de motores y máquinas utilizados en trabajos forestales, cortocircuitos en tendidos eléctricos y maniobras militares, se produce asimismo un significativo número de incendios. La creciente accesibilidad a las zonas de montaña, por otro lado, repercute en el aumento del número de quemaduras causadas por negligencias, como las protagonizadas por fumadores, excursionistas que encienden hogueras, etc.

La sensibilidad de las especies a la alteración del medio forestal por los incendios está relacionada con sus requerimientos ecológicos. Así, las especies de interior son las más afectadas por los incendios, al ver degradado el hábitat durante un largo periodo de tiempo hasta poder recolonizarlo. Por ejemplo, diversos estudios sobre la respuesta de las comunidades de mamíferos tras incendios forestales en los bosques boreales norteamericanos, realizados por Fisher y Wilkinson (2005), muestran que los pequeños mamíferos y los ungulados son los grupos que ocupan con mayor frecuencia las primeras etapas de la sucesión vegetal post-incendio. En cambio, los lepóridos son más frecuentes en las etapas de desarrollo intermedio, mientras quirópteros, escúridos arborícolas y mustélidos reocupan el bosque en etapas de madurez.

### 2.10. Otras causas

Existen otras causas de fragmentación de hábitats, en la medida en que introducen un cierto efecto-barrera o afectan a la integridad de organismos silvestres en desplazamiento. Este es el caso de los canales donde mueren ahogados individuos que caen por los terraplenes laterales (Pedraza *et al.*, 2002), de los tendidos eléctricos que causan accidentes por colisión o electrocución de aves (Ferrer *et al.*, 1993), y de las alineaciones de aerogeneradores, con los que chocan fundamentalmente aves planeadoras (De Lucas *et al.*, 2007).

## 3. CONCLUSIONES

Para abordar la raíz de la problemática derivada de los procesos de fragmentación de hábitats en la toma de decisiones, es un requisito previo identificar con precisión las causas que están provocando dichos procesos en el territorio. Se constata que ciertas políticas sectoriales (urbanística, de transportes, agrícola, hidrológica) generan en lo fundamental los procesos de fragmentación, y que, por tanto, son agentes que adquieren un papel fundamental en la aplicación de soluciones. De lo contrario, la eficacia real de las políticas de conservación de la biodiversidad basadas en la protección de ciertos espacios naturales, se antoja claramente insuficiente.

Centrándonos en el caso de España, tradicionalmente se ha constatado una precaria coordinación entre los instrumentos de ordenación territorial -tanto de carácter integral como sectorial- y las políticas de conservación de la naturaleza (Mata, 2005). De esta forma, los instrumentos de conservación, dirigidos a la protección de espacios y, en menor medida, de especies, apenas se han integrado ni han creado sinergias positivas con otros instrumentos de ordenación territorial y sectorial para la planificación y gestión de la matriz biofísica del territorio desde una visión de conjunto.

En los últimos años, se ha constatado una incipiente toma de conciencia sobre la relevancia de las causas de fragmentación de hábitats como auténticas modeladoras de la coherencia ecológica del conjunto del territorio (Múgica *et al.*, 2002; Díaz Pineda y Schmitz, 2003; Europarc-España, 2008). Ello está conllevando una progresiva tendencia a la incorporación de criterios preventivos al respecto en la planificación sectorial, apoyada en los procedimientos de evaluación ambiental tanto de planes y programas de ordenación territorial como de proyectos. No obstante, los criterios preventivos y correctivos están



siendo impulsados desde los departamentos de medio ambiente y ordenación del territorio de las administraciones (Ministerio de Medio Ambiente, 2006; Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2007), con una desigual respuesta por los órganos responsables de la planificación sectorial. Así, la clave parece estar en una adecuada comunicación y coordinación intersectorial, en la que la gestión esté a su vez guiada por la investigación básica y aplicada.

Esta labor de incorporación de criterios en relación a la prevención y corrección de procesos de fragmentación de hábitats previsiblemente se verá favorecida por el establecimiento de la red de espacios protegidos Natura 2000, que abarca más del 20% del territorio de la Unión Europea y el 25% del territorio español. La repercusión de la red Natura 2000 previsiblemente será además positiva en la incorporación de dichos criterios fuera de los espacios que la conforman. Así, en virtud del artículo 46 Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, las Comunidades autónomas, en el marco de sus políticas medioambientales y de ordenación territorial, fomentarán la conservación de corredores ecológicos y la gestión de aquellos elementos del paisaje y áreas territoriales que resultan esenciales o revistan primordial importancia para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético entre poblaciones de especies de fauna y flora silvestres, todo ello con el fin de mejorar la coherencia ecológica y la conectividad de la red Natura 2000.

### **Agradecimiento**

El presente artículo se enmarca dentro del proyecto, financiado por la Dirección de Biodiversidad del Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco, para el diseño de la red de corredores ecológicos de la Comunidad Autónoma del País Vasco, encargado a IKT, S.A.

### **4. BIBLIOGRAFÍA CITADA**

ÁLVAREZ, G. y ROSELL, C. (2006): El desarrollo de la Acción COST 341 en España. Fragmentación de hábitats causada por vías de transporte, *Ambienta*, 52, 36-40.

ÁLVAREZ-ORTI, M. *et al.* (1999): Evaluación de la variabilidad genética en poblaciones cinegéticas de ciervo ibérico, *Cervus elaphus hispanicus*, mediante métodos moleculares, *Galemys*, 11, 27-39.

ANTROP, M. (2003): Landscape change and the urbanization process in Europe, *Landscape and Urban Planning*, 1005, 1-18.

ATAURI, J.A. *et al.* (1992): Tendencias de cambio recientes en el paisaje: relación con los factores socioeconómicos en la reserva de la biosfera de Urdaibai (Bizkaia). En *Homenaje al investigador Félix María Ugarte*. Cuadernos de Sección. Historia-Geografía (20). Eusko Ikaskuntza, Donostia-San Sebastián, pp. 413-434.

ATIENZA, J.C. (2004): *Efectos de la reforestación en zonas agrarias sobre la fauna*. Tesis Doctoral. Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid, 110 pp.

BIGNAL, E.M. y MCCRACKEN, D.I. (2000): The nature conservation value of European traditional farming systems, *Environmental Reviews*, 8, 149-171.

BLANCO, J.C. (1994): Influencia de los cercados en la fauna no cinegética. En Oberhuber, T. (ed.) *Vallados cinegéticos: incidencia ambiental, social y económica*, Coordinadora de Organizaciones de Defensa Ambiental, Madrid, pp. 39-43.

CAMPRODON, J. (2001): Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada, En Camprodon, J. y Plana, E. (Eds.) *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada*, Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona, pp. 135-

179.

CLAY, J. (2004): *World agriculture and the environment: a commodity-by-commodity guide to impacts and practices*, Island Press, Washinton, 570 pp.

CLEVENGER, A.P., PURROY, F.J. y CAMPOS, M.A. (1997): Habitat assessment of a relict brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain, *Biological Conservation*, 80, 17-22.

COUNTRYSIDE AGENCY (1999): *The state of the countryside 1999*, The Countryside Agency, Cheltenham, UK, 48 pp.

CROOKS, K. y SANJAYAN, M. (Eds.) (2006): *Connectivity conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, 712 pp.

CUSHMAN, S.A. (2006): Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128, 231-240.

DE LUCAS, M., JANSS, G. y FERRER, M. (2007): *birds and wind farms. Risk assessment and mitigation*, Quercus, Madrid, 275 pp.

DÍAZ PINEDA, F. Y SCHMITZ, M.F. (2003): Tramas espaciales del paisaje. Conceptos, aplicabilidad y temas urgentes para la planificación territorial. En García Mora, M.R. (coord.) *Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea*, Junta de Andalucía, Sevilla, pp. 9-28.

DELPEUCH, B. (2001): *Natura 2000 and agriculture*. European Commission, inédito.

DONALD, P.F. (2004): Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems, *Conservation Biology*, 18, 17–37.

DONALD, P.F. y EVANS, A.D. (2006): Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes, *Journal of Applied Ecology*, 43, 209-218.

DYNESIUS, M. y NILSSON, C. (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world, *Science*, 266, 753-762.

EUROPARC-ESPAÑA (2008): *Avances en la gestión eficaz de las áreas protegidas: retos hasta 2013*. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid, 144 pp.

FAO (2005): *Global forest resources assessment. Progress towards sustainable forest management*. FAO Forestry Paper 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, 320 pp.

FERRER, M., JANNS, G. y CHACÓN, M.L. (1993): Mortalidad de las aves en tendidos eléctricos: situación actual en España, *Quercus*, 94, 20-29.

FERRERAS, P. *et al.* (1997): Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*), *Journal of Zoology*, 243, 163-189.

FERRERAS, P. *et al.* (2001): Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx, *Animal Conservation*, 4, 265-274.

FISHER J.T. y WILKINSON L. (2005): The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest, *Mammal Review*, 35, 51-81.

FORMAN, R.T.T. *et al.* (2003): *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, 504 pp.

GARCÍA, F.J., ORUETA, J.F. y ARANDA, Y. (1998): Permeabilidad de los vallados cinegéticos de caza mayor. Efecto barrera e implicaciones para la conservación de especies amenazadas, *Galemys*, 10, 109-119.

- GARCÍA-GONZÁLEZ, D. y UTRILLA, C.G. (2002): Peces migradores, cómo les afectan las presas, *Quercus*, 197, 18-22.
- GRANADO-LORENCIO, C. (1991): The effect of man on the fish fauna of the river Guadalquivir, *Fisheries Research*, 12, 91-100.
- GURRUTXAGA, M. 2007. *La conectividad de redes de conservación en la planificación territorial con base ecológica. Fundamentos y aplicaciones en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Universidad del País Vasco, Bilbao, 321 pp.
- HALL, L.S., KRAUSMAN, P.R. y MORRISON, M.L. (1997): The habitat concept and a plea for standard terminology, *Wildlife Society Bulletin*, 25, 173–182.
- HARTLEY, J.H. (2002): Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests, *Forest Ecology and Management*, 155, 81-95.
- LARINIER, M., (2000): Dams and fish migration. En Berkamp, G. *et al.* (eds.) *Dams, ecosystem functions and environmental restoration*. World Commission on Dams, Cape Town, Sudáfrica.
- MALANSON, G.P. (1993): *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, 308 pp.
- MADER, H.J. (1984): Animal habitat isolation by roads in agricultural fields, *Biological Conservation*, 29, 81-96.
- MARTINEZ, J.G. *et al.* (2002): Genetic variation of red deer populations under hunting exploitation in southwestern Spain, *Journal of Wildlife Management*, 66, 1273-1282.
- MATA, R. (2005): *Integración de los espacios naturales protegidos en la ordenación del territorio*, Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid, 118 pp.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. (2006): *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, nº 1*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. (2007): *Informe nacional sobre el estado de la cuestión de la biodiversidad en el medio agrario*. Informe inédito.
- MCKINNEY, M.L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization, *Biological Conservation*, 127, 247-260.
- MÚGICA, M., *et al.* (2002): *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Junta de Andalucía, Sevilla, 124 pp.
- MUÑOZ-COBOS, J. y AZORIT, C. (1996): Amenazas de los cercados para la fauna, *Ecosistemas*, 16, 22-25.
- 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.
- NAVES, J., FERNÁNDEZ-GIL, A. y POLLO, C. (2001): Evaluación del impacto de la mina a cielo abierto de Cerredo (Degaña, Asturias), sobre un núcleo de osos pardos. En *V Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos, Vitoria-Gasteiz 5-8 de diciembre de 2001*, SECEM, Málaga, 144 pp.
- OÑATE, J.J. (2007): Biodiversidad y actividad agraria. En Gómez-Limón, J.A. y Barreiro, J. (Eds). *La multifuncionalidad de la agricultura*, Eumedia-Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, pp.155-172.

- OSE, OBSERVATORIO DE LA SOSTENIBILIDAD EN ESPAÑA (2006): *Cambios de ocupación del suelo en España: Implicaciones para la sostenibilidad*. Mundi-Prensa, Madrid, 485 pp.
- PARVIAINEN, J. y FRANK, G. (2003): Protected forests in Europe approaches-harmonising the definitions for international comparison and forest policy making, *Journal of Environmental Management*, 67, 27-36.
- PECBM, PAN-EUROPEAN COMMON BIRD MONITORING. (2007): *State of Europe's common birds, 2007*, CSO/RSPB, Prague, Czech Republic, 24 pp.
- PERIS, S. y MORALES, J. (2004): Use of passages across a canal by wild mammals and related mortality, *European Journal of Wildlife Research*, 50, 67-72.
- PRENDA, J. *et al.* (2003): Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo: el caso de los peces. En Arrojo, P. y del Moral, L. (coords.) *La Directiva Marco del Agua: realidades y futuros. III Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas*. Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza, 787 pp.
- PRIMACK, R. (2002): *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, UK.
- ROUNSEVELL, M.D.A. *et al.* (2005): Future scenarios of European agricultural land use. II. Projecting changes in cropland and grassland, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107, 117-135.
- RUIZ-OLMO, J. y DELIBES, M. (1998): *La nutria en España ante el horizonte del año 2000*, SECEM, Málaga, 300 pp.
- SAN MIGUEL, A. (1998): Sistemas agrosilvopastorales para la caza mayor en los Montes de Toledo. En: Hernández, C. (Ed.) *La Dehesa. Aprovechamiento sostenible de los recursos naturales*, Editorial Agrícola Española, Madrid, pp. 229-236.
- SANTOS, T. Y TELLERÍA, J.L. (2006): Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 2, 3-12.
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. y MARGULES, C.R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review, *Conservation Biology*, 5, 18-32.
- SERRANO, M. (2003): *La fragmentación del paisaje causada por la red de carreteras en Navarra. Propuestas de estudio a escala regional desde la ecología del paisaje*. Tesis Doctoral. Universidad de Navarra, 317 pp.
- SOUTHWORTH, J., NAGENDRA, H. y TUCKER, C. (2002): Fragmentation of a Landscape: incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change. *Landscape Research*, 27, 253-269.
- STRASBURG, J.L. (2006): Conservation biology: roads and genetic connectivity, *Nature*, 440, 875-876.
- TAYLOR P.D., FAHRIG, L., HENEIN, K. y MERRIAM, G. (1993): Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68, 571-573.
- TILMAN, D. *et al.* (2001): Forecasting agriculturally driven global environment change, *Science*, 292, 281-284.
- TRAVERSO, J.M. y ÁLVAREZ, A. (2000): Mortalidad de vertebrados en el Canal de las Dehesas. *Quercus*, 167, 28-30.
- YANES, M. y SUÁREZ, F. (1995): El paso de vertebrados a través de los sistemas de drenaje de infraestructuras de transporte. *Quercus*, 112, 31-33.