

Fragmentación del bosque y pérdida del hábitat de helechos amenazados en el Parque Natural Fragas do Eume (NW de España)

A.L. Teixido¹, L.G. Quintanilla¹, F. Carreño²

(1) Área de Biodiversidad y Conservación, Departamento de Biología y Geología, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología, Universidad Rey Juan Carlos, C/ Tulipán s/n, 28933 Móstoles, Madrid, España.

(2) Área de Geología, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología, Universidad Rey Juan Carlos, C/ Tulipán s/n, 28933 Móstoles, Madrid, España.

➤ Recibido el 27 de octubre de 2008, aceptado el 1 de diciembre de 2008.

Teixido, A.L., Quintanilla, L.G., Carreño, F. (2009). Fragmentación del bosque y pérdida del hábitat de helechos amenazados en el Parque Natural Fragas do Eume (NW de España). *Ecosistemas* 18(3):60-73. A pesar de la intensa destrucción sufrida por los bosques de las costas de Europa, hay pocos estudios sobre la fragmentación de estos ecosistemas y sus consecuencias sobre la biodiversidad. El P. N. Fragas do Eume es una de las mejores representaciones de los bosques del litoral atlántico europeo y tiene importantes poblaciones de helechos ibero-macaronésicos amenazados en sus bosques de ribera. En este trabajo se estudió la distribución de las clases de ocupación del suelo de este parque a partir de imágenes aéreas de los años 2002 y 2003. El bosque en conjunto ocupa el 30% de la superficie y corresponde principalmente a tres parches de gran tamaño. No obstante, la mayoría de los parches son muy pequeños (<10 ha) y tienen escasa o nula superficie no afectada por los factores de borde. En las riberas, la deforestación es menor y el bosque cubre el 76% de la longitud de los cauces. Hay 47 km de bosque de ribera a baja altitud (<400 m) y orientado al N, hábitat óptimo de helechos amenazados. La restauración del bosque en las riberas degradadas debe ser una medida prioritaria para la recuperación de estos helechos.

Palabras clave: bosque de ribera, efectos de borde, Fragas do Eume, fragmentación, helechos amenazados, ortoimágenes, pérdida de hábitat, SIG

Teixido, A.L., Quintanilla, L.G., Carreño, F. (2009). Forest fragmentation and loss of threatened ferns habitat in Fragas do Eume Natural Park (NW Spain). *Ecosistemas* 18(3):60-73.

Despite large destruction suffered by the forests of coastal Europe, few studies have examined the fragmentation of these ecosystems and its consequences on biodiversity. Fragas do Eume Natural Park is one of the best remaining forests in the Atlantic coast of Europe and has important populations of threatened Ibero-Macaronesian ferns in its riparian forests. The distribution of land cover classes in this Park was studied by using aerial images from the years 2002 and 2003. The whole forest occupies 30% of the area and is mainly held by three big patches. Nevertheless, most patches are very small (<10 ha) and affected by edge factors. In riversides, deforestation was less intense and 76% of the stream length is covered by forest. North-facing low-altitude (<400 m) riparian forest, optimum habitat for threatened ferns, occupies 47 km of streams. Forest restoration in the damaged riversides must be a priority action to conserve these ferns.

Key words: riparian forest, edge effects, Fragas do Eume, fragmentation, threatened ferns, orthoimages, habitat loss, GIS

Introducción

La fragmentación del hábitat engloba dos procesos: la pérdida de hábitat y la fragmentación del hábitat *per se*, es decir, su disgregación al margen de la pérdida de superficie (Fahrig 2003). Hay abundantes evidencias empíricas de que la pérdida de hábitat tiene intensos efectos negativos sobre la biodiversidad (Brooks et al. 2002; Santos y Tellería 2006). Los efectos

negativos de la fragmentación *per se* (en adelante, “fragmentación”) sobre la biodiversidad se deben al aumento del número de parches de menor tamaño, al aislamiento de los parches y a los efectos de borde (Andrén 1994; Fahrig 2003). En hábitats forestales, los fragmentos de bosque son más susceptibles a las condiciones físicas de borde, que exponen a los organismos a las condiciones extremas de una matriz de hábitat circundante muy diferente del original (Murcia 1995; Ries et al. 2004). De hecho, los bordes tienen distinta composición específica que el interior de los fragmentos (p. ej. Belinchón et al. 2007).

Los bosques son hábitats especialmente afectados por la fragmentación y la pérdida de hábitat a escala global (Brooks et al. 2002; Echeverría et al. 2006). Los bosques son vulnerables a estos procesos ya que experimentan algunos cambios estructurales que afectan a su capacidad para preservar la biodiversidad (Laurance et al. 2002; Santos et al. 2002). La mayoría de los estudios de fragmentación se han llevado a cabo en bosques tropicales (p. ej. Gaveau et al. 2007) y, especialmente, en bosques templados (p. ej. Pan et al. 2001; Echeverría et al. 2006). En la Península Ibérica hay algunos estudios de fragmentación de bosques montanos (García et al. 2005; Quevedo et al. 2006) y bosques mediterráneos (Santos et al. 2002; Plieninger 2006), principalmente orientados a los vertebrados. Por el contrario, no se han considerado ni los bosques próximos a la costa ni los bosques de ribera, donde la presión antrópica y la fragmentación son más intensas (Izco 1994).

Los bosques del litoral atlántico de la Península Ibérica y Macaronesia (archipiélagos de Azores, Madeira y Canarias) albergan varias especies de helechos amenazados, entre las que destacan *Culcita macrocarpa*, *Dryopteris aemula*, *D. guanchica*, *Hymenophyllum tunbrigense*, *Vandenboschia speciosa* y *Woodwardia radicans*. Su hábitat óptimo son los bosques de ribera en valles encajonados orientados al norte (Amigo y Norman 1995). La destrucción y modificación de estos bosques son sus principales amenazas (Domínguez et al. 1996). En el norte de España, límite septentrional de varias de estas especies, únicamente crecen a baja altitud, generalmente por debajo de 400 m (Quintanilla 1997).

El Parque Natural Fragas do Eume (Galicia, NW España) incluye uno de los mayores bosques del litoral atlántico de la Península Ibérica e importantes poblaciones de helechos ibero-macaronésicos amenazados. Durante la segunda mitad del siglo XX, sus bosques sufrieron procesos de fragmentación y pérdida de hábitat debido a la plantación de eucaliptos (*Eucalyptus globulus*) y a la construcción de un gran embalse. Los principales objetivos del presente estudio son: (1) caracterizar los patrones de fragmentación de estos bosques, y (2) cuantificar la extensión de los bosques de ribera a baja altitud y orientación de umbría, hábitat óptimo de los helechos amenazados. Este trabajo es un punto de partida para analizar posteriormente los posibles efectos de la fragmentación y pérdida del bosque de ribera en los helechos ibero-macaronésicos amenazados del litoral atlántico.

Material y métodos

Área de estudio

El P. N. Fragas do Eume comprende unas 9.000 ha en el tramo final del río Eume (**Fig. 1**). El río forma una garganta con dirección E-W en la que se encajonan sus abundantes afluentes. El área protegida se extiende desde 650 m, en los montes de su extremo SE, hasta el nivel del mar, en la desembocadura del Eume. El clima es atlántico, con una precipitación media anual en torno a 1.700 mm y una temperatura media anual de 14^o C (Carballeira et al. 1983). Predominan las rocas ácidas –cuarcita, esquisto, filita, granito–, y los suelos son ricos en materia orgánica. Hay tres tipos de bosque en función del relieve: robleal (en las laderas), aliseda (en las riberas con sedimentos encharcados) y avellaneda (en riberas abruptas con lechos rocosos –**Figs. 2 y 3**–; véanse estructura y composición florística en Amigo y Norman 1995). Alisedas y avellanedas son el hábitat de los helechos amenazados presentes en el parque (**Fig. 4**).

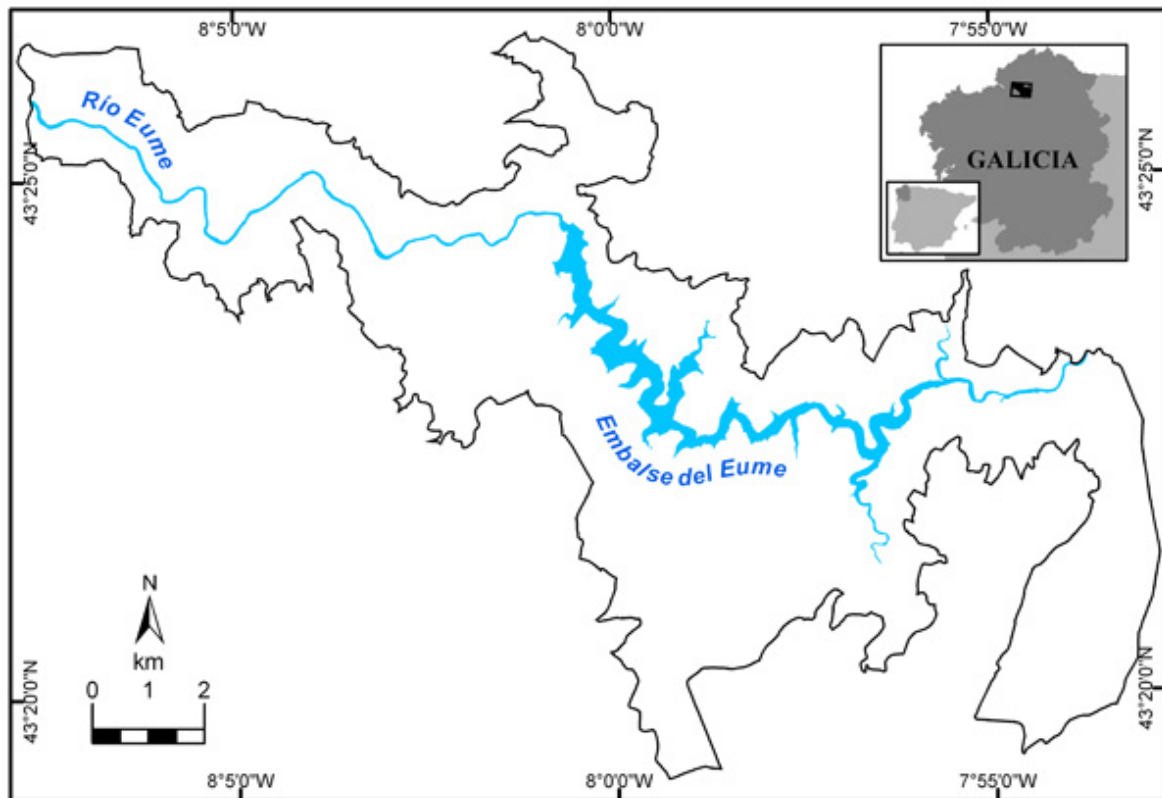


Figura 1. Localización del P. N. Fragas do Eume. En la región de Galicia “fraga” se aplica a los bosques de la franja costera, donde sólo quedan pequeños fragmentos en los valles más inaccesibles.



Figura 2. En las riberas de aguas lentas, la alisedas tienen principalmente *Alnus glutinosa* y *Fraxinus angustifolia*. En las laderas, los robledales están dominados por *Quercus robur* y *Castanea sativa*. El límite entre ambos tipos de bosque se intuye en esta imagen otoñal del río Eume, ya que los árboles de la aliseda pierden antes la hoja. En la esquina superior derecha sobresalen las copas de una plantación de *Eucalyptus globulus* (foto: L. G. Quintanilla).



Figura 3. En las riberas abruptas, las avellanedas se caracterizan por la abundancia de Corylus avellana, Fraxinus excelsior y Ulmus glabra (foto: L. G. Quintanilla).



Figura 4. Helechos amenazados del P. N. Fragas do Eume y sus categorías de amenaza a nivel nacional (EN, En Peligro; VU, Vulnerable; NE, No Evaluado; Bañares et al. 2004) y regional (E, En Peligro; V, Vulnerable; Decreto 88/2007 del DOG, “Catálogo gallego de especies amenazadas”). *, incluido en el Anexo II de la Directiva de Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992). (Fotos: L. G. Quintanilla).

Clases de ocupación del suelo

Para analizar y caracterizar los patrones de fragmentación del bosque y la extensión de los bosques de ribera, se delimitaron y clasificaron parches a partir de las ortoimágenes de los años 2002 y 2003 del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas. Las ortoimágenes, con resolución espacial de 0,25 m, se integraron en un Sistema de Información Geográfica (SIG) basado en ArcGIS v9.1 (ESRI 2001) para su análisis espacial. En el SIG también se incluyó el Mapa Topográfico Nacional digital 1:25.000 (hojas 22-I, 22-II, 22-III, 22-IV y 46-II) y el Modelo Digital de Terreno (MDT25), cuya resolución es de 25 m. La alta resolución de las ortoimágenes permitió delimitar parches de hasta 0,01 ha, menores a las de trabajos similares (p. ej. 0,2 ha, Plieninger 2006; 6,25 ha, Echeverría et al. 2006). La clasificación de los parches se realizó fotointerpretando y digitalizando directamente en pantalla según las clases de ocupación del suelo de CORINE Land Cover al nivel 5º (IGN 2002). Se diferenciaron las siguientes clases: bosques, plantaciones de eucalipto, plantaciones de pino, matorral de transición, tojal-breza, roquedos, cauces, embalse, prados y praderas, tierras de labor en secano, tejido urbano discontinuo, carreteras, zonas de extracción minera y zonas industriales y comerciales.

La clase bosques agrupó robledales, alisedas y avellanadas (véase *Área de estudio*). Según la nomenclatura CORINE, estos bosques corresponderían a dos clases diferentes: los robledales a “bosques caducifolios”, y las alisedas y avellanadas a “bosques de ribera”. No obstante, en el área de estudio no hay fronteras netas entre ambas clases, sino ecotonos de anchura

variable en función de los gradientes de humedad, temperatura, radiación, etc. Por ello, todos los tipos de bosque se reunieron en una única clase al delimitar parches. Aunque no se pudo calcular la superficie de los bosques de ribera, sí se determinó su longitud, dada su importancia como hábitat para los helechos amenazados. Para ello, se cartografió su ubicación en una capa lineal obtenida a partir del solapamiento entre las capas de bosque y de cauces.

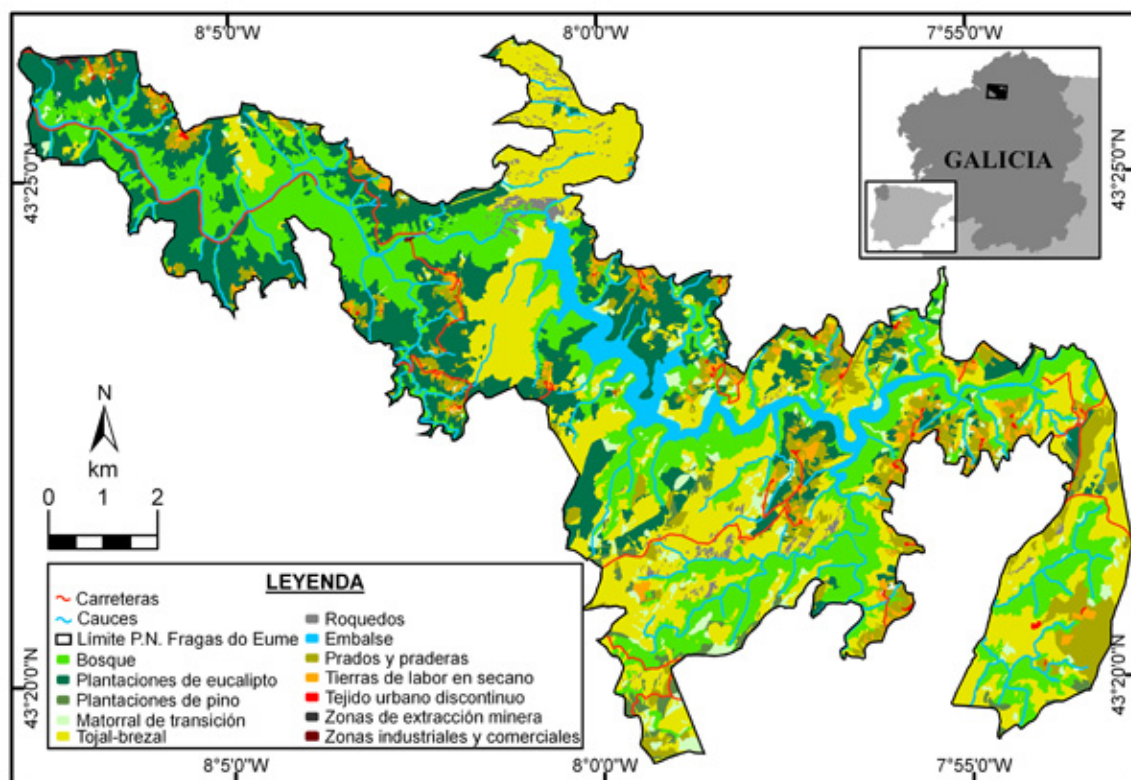
Análisis de la fragmentación

Se calculó el número de parches y la superficie total (ha) y relativa (%) de cada clase de ocupación del suelo. El análisis de fragmentación del bosque se llevó a cabo mediante las variables del paisaje seleccionadas en recientes estudios de fragmentación de bosques (Echeverría et al. 2006 y sus referencias). De este modo, para la clase bosques se estimó: (a) la superficie de cada uno de los parches (ha) y, específicamente, la superficie del parche de mayor tamaño (ha) y la superficie relativa que ocupa en el parque (%), (b) la superficie interna total de la clase (superficie de la clase tras restarle a los parches un borde de amortiguación de 50 m, distancia adecuada para valorar la influencia de borde en bosques templados—véanse revisiones de Murcia 1995; Ries et al. 2004; Honnay et al. 2005—), (c) la longitud total (km) del borde de la clase y (d) un índice de adyacencia (longitud total—km— y relativa—%— del borde de la clase con cada una de las otras clases). De la capa lineal de bosques de ribera se calcularon su longitud total y la longitud de los bosques de ribera que cumplieron simultáneamente dos criterios de calidad de hábitat para los helechos amenazados: altitud inferior a 400 m y orientación de umbría (WNW–NEE, es decir, 292,5–067,5 °N). El modelo digital del terreno disponible es posterior a la construcción de la presa del Eume, por lo que carece de la información del relieve inundado por este embalse. Por ello, los cauces cubiertos por la lámina de agua se excluyeron en todos los cálculos relativos al bosque de ribera.

Resultados y Discusión

Distribución de las clases

La localización de cada una de las clases se muestra en el **Mapa 1**. El bosque es la clase dominante, con 2.659 ha, lo que supone cerca de un 30% de la extensión total del parque (**Tabla 1**). La gran extensión del tojal-breza (26,6%) contrasta con la relativa escasez del matorral de transición (3,4%). La proporción de árboles fue el criterio para distinguir estas clases: <30% de árboles, tojal-breza; entre 30-75%, matorral de transición; y >75%, bosque (IGN 2002). Hasta hace poco tiempo, la regeneración del bosque en Galicia se consideraba escasa (Fernández 1994), de ahí la poca extensión de transiciones matorral-bosque. Hay que advertir, además, que parte de los matorrales de transición no proceden de la evolución del tojal-breza, sino de la degradación del bosque. Las plantaciones de eucaliptos son el cultivo forestal más abundante, especialmente en las zonas más bajas (mitad W) y en la orilla N del embalse del Eume. Los monocultivos de *Eucalyptus globulus* se han expandido de manera generalizada en todo el litoral atlántico de España, en respuesta a la gran demanda de la industria papelera. En Galicia este árbol, en monocultivo o mezclado con otras especies, cubre ya el 13% de la superficie (Villanueva-Aranguren et al. 2002).



Mapa 1. Distribución de las clases CORINE de ocupación del suelo en el P. N. Fragas do Eume.

Clase de ocupación	Número de parches	Superficie	
		(ha)	(%)
Bosque	137	2.659,5	29,7
Plantaciones de eucalipto	200	1.829,7	20,4
Plantaciones de pino	96	144,9	1,6
Matorral de transición	267	302,9	3,4
Tojal-breza	213	2.386,2	26,6
Roquedos	63	94,2	1,1
Cauces	1	24,5	0,3
Embalse	1	400,1	4,5
Prados y praderas	132	867,1	9,7
Tierras de labor en secano	198	200,7	2,2
Tejido urbano discontinuo	72	26,0	0,3
Autovías y carreteras	30	17,9	0,2
Zonas de extracción minera	4	7,4	0,1
Zonas industriales y comerciales	1	0,7	0,0
Total	1.415	8.961,8	100

Tabla 1. Número de parches y superficie de las clases de ocupación del suelo del P. N. Fragas do Eume.

La distribución de las clases CORINE en el área de estudio ya se había cartografiado como parte del mapa realizado a escala continental por el proyecto CORINE Land Cover 2000 (EEA 2007). La coincidencia entre este mapa y el del presente estudio, es decir, la superficie a la que ambos mapas atribuyen la misma clase de ocupación, representa sólo el 27% del parque. Esto se debe sobre todo a la diferencia de escala, ya que en el mapa europeo el área mínima cartografiable se fijó en 25 ha (EEA 2007), mientras que en el mapa del parque se llegaron a distinguir parches de tan sólo 0,01 ha.

En Galicia hay un grado excepcional tanto de dispersión de la población como de minifundismo (Marey et al. 2006). Ambos patrones se cumplen claramente en el P. N. Fragas do Eume. Por un lado, a pesar de que la mayor parte del parque corresponde a zonas de relieve muy abrupto, incluye 72 parches de tejido urbano discontinuo (**Tabla 1**). Por otro lado, como ejemplo de la distribución de la propiedad, la mayor parte de las parcelas de bosque son inferiores a 1 ha. Todo esto hace que el paisaje sea muy heterogéneo y que el estudio de la fragmentación de los hábitats se haya tenido que hacer a gran escala, para así poder delimitar parches de pequeño tamaño.

Fragmentación del bosque

La superficie relativa de bosque (30%) es similar a la descrita para territorios templados de Norteamérica (30-35%, Fuller 2001; Pan et al. 2001). No obstante, superficies incluso menores al 10% han sido registradas para bosques templados europeos de llanura y meseta, altamente fragmentados por el uso de la agricultura (ver Santos et al. 2002). Sin embargo, los bosques atlánticos de Galicia (NW España) todavía conservan superficies cercanas al 20% (Villanueva-Aranguren et al. 2002). La superficie de bosque relativamente alta en el área de estudio puede ser debido al hecho de ser un área protegida y a la complejidad de su relieve, permitiendo una alta representación de hábitats forestales (Tellería y Santos 1998; Saura y Carballal 2004). Al respecto, una superficie relativa de bosque similar a la calculada en el presente estudio fue registrada en un área montana protegida de un bosque atlántico del NW España (27,6%, García et al. 2005).

En las Fragas do Eume hay 137 parches de bosque (**Tabla 1**), la mayoría menores de 10 ha (**Fig. 5**). No obstante, estos parches pequeños representan una superficie escasa en el conjunto de los bosques (**Fig. 5**). La marcada tendencia hacia valores pequeños en la distribución del tamaño de los parches indica altos niveles de fragmentación y, además, este hecho podría conducir a menores tasas de diversidad y riqueza y a una menor heterogeneidad del paisaje (Santos et al. 2002; García et al. 2005). Sólo tres parches superan las 200 ha (273, 751 y 1.004 ha), pero suponen casi toda la superficie de bosque (**Mapa 2**). El parche mayor, en el valle final del Eume, representa un 11% de la superficie protegida y es el mejor ejemplo de bosque en la costa de Galicia. La conexión de estos tres grandes parches mediante la restauración del bosque favorecería el movimiento de especies forestales (García et al. 2005).

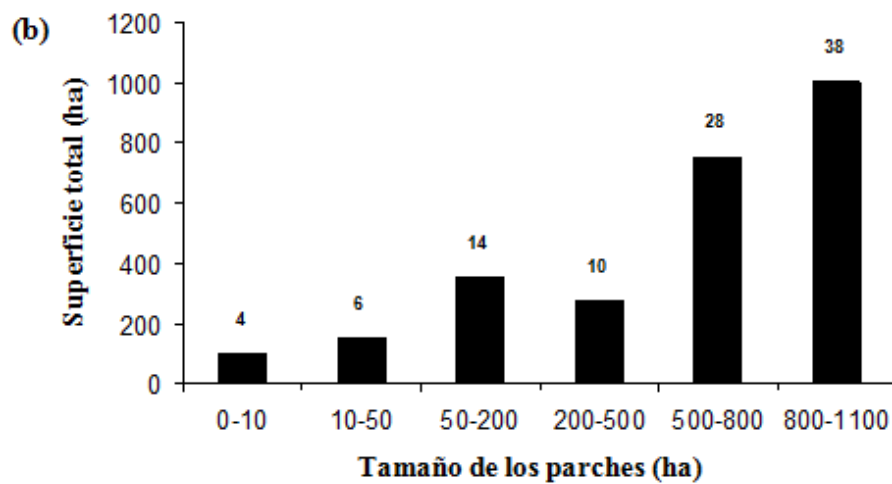
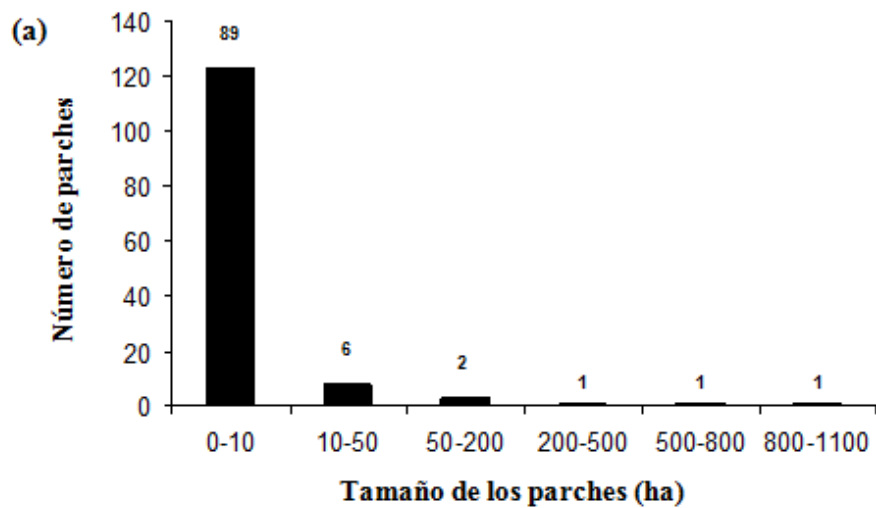
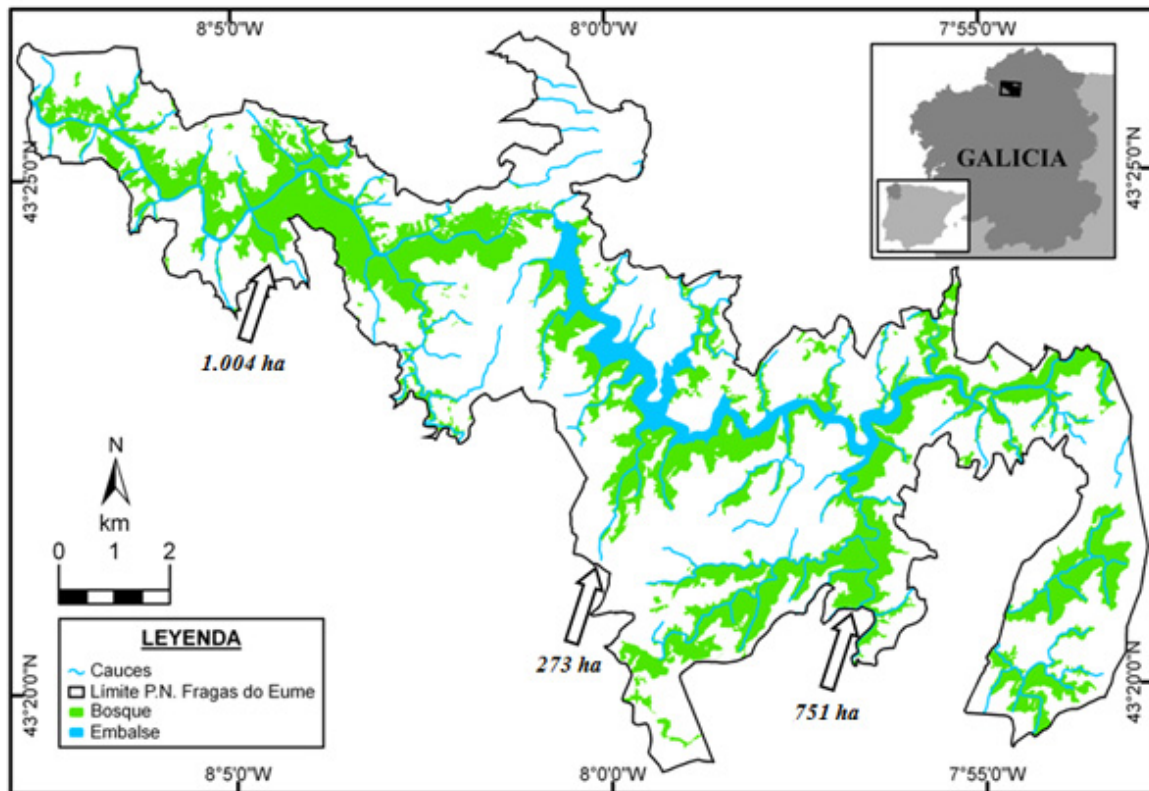


Figura 5. Variación en el tamaño de los parches de bosque del P. N. Fragas do Eume. El porcentaje de (a) número de parches y (b) superficie relativa de los distintos tamaños de parche se muestra sobre cada barra.



Mapa 2. Distribución de la clase bosque en el P. N. Fragas do Eume. Se señalan los tres parches de mayor tamaño y su superficie.

La longitud total de borde de todas los parches de bosque es 484 km y su superficie interna total tras restarles un borde de amortiguación de 50 m es de 1.178 ha, que se corresponden con un 46% de la superficie total de bosque. Este valor es un porcentaje elevado para 2.659 ha repartidas en 137 parches de bosque, debido principalmente al dominio en términos de área de los tres grandes parches de bosque, que suman algo más de 2.000 ha. El relativo bajo porcentaje de superficie sometida a los factores de borde es un rasgo propio de la tipología de la fragmentación del hábitat (Ranta et al. 1998). La longitud de borde se debe en gran medida a que los parches de bosque tienen formas alargadas y bordes intrincados (**Mapa 2**). Así ocurre en general en Galicia y es consecuencia del efecto combinado de la acción humana y otros factores topográficos e hidrológicos (Saura y Carballeda 2004). Los bosques ocupan las zonas menos alteradas, que son aquellas donde la complejidad del relieve ha impedido otros aprovechamientos. En estas zonas, la forma de los bosques responde a la acción conjunta de altitud, pendiente, humedad del suelo, patrones de drenaje, etc. (Saura y Carballeda 2004 y referencias allí citadas). La abundancia de parches de pequeño tamaño también contribuye a la longitud de borde y, por lo tanto, a la superficie interna de bosque. De hecho, al eliminar el borde de amortiguación de 50 m, sólo permanecen 27 de los 137 parches originales, es decir, hasta un total de 110 parches quedarían desprovistos de superficie interna de bosque.

En los bordes de los parches de bosque se originan unas condiciones abióticas y bióticas más extremas y causan cambios en la abundancia y distribución de las especies, con mayor mortalidad de fauna o flora cerca del borde con respecto al interior del bosque (Murcia 1995; Ries et al. 2004; Belinchón et al. 2007). Cuanto mayor es el contraste entre los parches adyacentes mayor es el grado de aislamiento de los parches forestales, comportándose como bordes abruptos o impermeables que actúan como una barrera muy difícil de cruzar por organismos especializados en un hábitat (López-Barrera 2004; Ries et al. 2004). En las Fragas do Eume, los parches de bosque lindan principalmente con tojal-brezal, eucaliptal y, en menor medida, con el embalse (**Tabla 2**). La diferencia de condiciones abióticas y bióticas entre estas clases y el bosque, puede tener efectos negativos sobre los organismos especialistas que habitan en él (p. ej. Amigo y Norman 1995; Carneiro et al. 2008).

Clase adyacente al bosque	Índice de adyacencia	
	(km)	(%)
Tojal-brezal	175,1	36,2
Plantación de eucalipto	161,7	33,4
Embalse	53,1	10,9
Matorral de transición	44,0	9,1
Prados y praderas	34,7	7,2
Plantación de pino	8,9	1,9
Tierras de labor en seco	5,9	1,2
Tejido urbano discontinuo	0,4	0,1
Total	483,8	100

Tabla 2. Índice de adyacencia entre el bosque y el resto de clases de ocupación del suelo del P. N. Fragas do Eume.

Bosque de ribera: hábitat de helechos amenazados

El río Eume y sus afluentes suman 123 km de cauces dentro del P. N. Fragas do Eume. El bosque de ribera representa 94 km, de los cuales 47 km están cubiertos por bosques de ribera a baja altitud y orientados en umbría, óptimos para los helechos amenazados. Por lo tanto, el bosque de ribera cubre el 76% de su ubicación potencial (todos los cauces) y el hábitat para las especies de helecho amenazadas un 38% de los cauces. Estas cifras sobreestiman la conservación del bosque de ribera, ya que en su cálculo se han excluido los cauces inundados por el embalse del Eume (véase *Análisis de la fragmentación*). No obstante, se puede concluir que la deforestación ha sido menos intensa en las riberas que en el conjunto del bosque (ocupa 30% de su superficie potencial). La razón principal es su inaccesibilidad, debido al encajonamiento de la red fluvial (Saura y Carballal 2004). Además, las condiciones ecológicas inherentes a este hábitat (p.ej. humedad, productividad), han podido conllevar un menor impacto de los efectos negativos de la fragmentación y una mayor capacidad de regeneración tras distintas perturbaciones (Schnitzler et al. 2005).

Finalmente, hay que abordar las posibles implicaciones que pueda tener la fragmentación detectada en el presente estudio sobre la conservación de los helechos amenazados. En primer lugar, los efectos demográficos y genéticos del aislamiento entre parches de hábitat dependerán en gran medida de la capacidad que tenga el organismo para dispersarse entre ellos (Hanski 1999). De este modo, la dispersión puede aumentar la persistencia mediante la colonización de parches de hábitat vacíos o mediante un efecto de rescate en parches ocupados con exiguos tamaños de población (Noel et al. 2006). La migración de individuos entre los parches ayudaría además a contrarrestar el empobrecimiento genético debido a la deriva genética (Mech y Hallett 2001). Las seis especies consideradas en este estudio, como los helechos en general, producen gran cantidad de esporas transportadas por el viento a grandes distancias, lo que les confiere una alta potencialidad de dispersión (Page 2002). Las poblaciones de Galicia de *C. macrocarpa*, *D. aemula* y *W. radicans* han sido estudiadas mediante electroforesis de isoenzimas (Quintanilla et al. 2007; A. Jiménez, datos sin publicar). Estos estudios muestran que la diferenciación genética entre las poblaciones es muy baja, lo cual indica que hay dispersión efectiva de esporas (flujo de genes) entre ellas. Por lo tanto, la eficacia de este sistema de dispersión debe favorecer la ocupación y persistencia de los helechos amenazados en los parches de bosque mediante colonización y efecto rescate y, por lo tanto, reducir el riesgo de extinción.

Respecto a la longitud de borde, hay características del hábitat de estos helechos que pueden atenuar sus efectos negativos. Estas especies se sitúan en fondos de valle encajonados, donde la sombra topográfica causa una reducida exposición a la radiación luminosa. Cuanta menos luz alcance el sotobosque, más débiles serán los efectos de borde físicos (Matlack 1993;

Ries et al. 2004). La orientación de umbría de los valles donde viven estos helechos también contribuye a suavizar los efectos de borde sobre el microclima, al recibir una menor radiación luminosa que otras orientaciones (Honnay et al. 2005). En coherencia con estos argumentos, la fragmentación y los efectos de borde deben de tener una importancia menor que la pérdida de hábitat para la conservación de estas especies, como sugieren algunos modelos poblacionales (Falcy y Estades 2007). Por ello, la restauración del bosque en las riberas degradadas podría ser importante para el incremento metapoblacional de estos helechos.

Agradecimientos

Agradecemos a dos revisores anónimos sus valiosos comentarios para mejorar el manuscrito original. Además agradecemos a Jesús Santamarina y Miguel Salvande la ayuda durante el desarrollo del trabajo; a Luis Costa, Director del P. N. Fragas do Eume, y los agentes forestales, las facilidades durante el trabajo de campo; a A. Jiménez por la cesión de datos no publicados; y a Fernando T. Maestre y Adrián Escudero, las sugerencias aportadas al texto. Este estudio ha sido financiado mediante el contrato para asistencia técnica 215/2006 de la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible de Galicia. El Fondo Galego de Garantía Agraria cedió las ortofotos usadas en el estudio.

Referencias

- Amigo, J., Norman, G. 1995. Identification of site-types important for rare ferns in an area of deciduous woodland in northwest Spain. *Vegetatio* 116:133-146.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (ed.) 2004. *Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España: taxones prioritarios*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Belinchón, R., Martínez, I., Escudero, A., Aragón, G., Valladares, F. 2007. Edge effects on epiphytic communities in a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Journal of Vegetation Science* 18:81-90.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., Hilton-Taylor, C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16:909-923.
- Carballeira, A., Devesa, C. Retuerta, R., Santillán, E., Uceda, F. 1983. *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Pedro Barrié de la Maza. A Coruña, España.
- Carneiro, M., Fabião, A., Martins, M.C., Fabião, A., Abrantes da Silva, M., Hilário, L., Lousã, M., Madeira, M. 2008. Effects of harrowing and fertilisation on understory vegetation and timber production of a *Eucalyptus globulus* Labill. plantation in Central Portugal. *Forest Ecology and Management* 255:591-597.
- Domínguez, F., Galicia, D., Moreno, L., Moreno, J.C., Sainz, H. 1996. Threatened plants in Peninsular and Balearic Spain: a report based on the EU Habitats Directive. *Biological Conservation* 76:123-133.
- EEA. 2007. *CORINE Land Cover 2000 (CLC2000) seamless vector database*. European Environment Agency. Disponible en: <http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/>
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A., Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130:481-494.
- ESRI. 2001. *What is ArcGIS?* Environmental Systems Research Institute, Inc, 71. New York, USA.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- Falcy, M.R. y Estades, C.F. 2007. Effectiveness of corridors relative to enlargement of habitat patches. *Conservation Biology* 21: 1341-1346.

- Fernández, A. 1994. Situación do bosque atlántico na Galicia, proposta para a súa conservación, con especial referencia a áreas de alto valor natural. En: Vales, C. (Ed.), *Os bosques atlánticos europeos. Status e conservación*, pp. 159-181. Bahía Edicións. A Coruña, España.
- Fuller, D. 2001. Forest fragmentation in Loudoun County, Virginia, USA evaluated with multitemporal Landsat imagery. *Landscape Ecology* 16:627-642.
- García, D., Quevedo, M., Obeso, J.R., Abajo, A. 2005. Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain). *Forest Ecology and Management* 208:29-43.
- Gaveau, D.L.A., Wandono, H., Setiabudi, F. 2007. Three decades of deforestation in southwest Sumatra: Have protected areas halted forest loss and logging, and promoted re-growth?. *Biological Conservation* 131:495-504.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Honnay, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B., Hermy, M. 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist* 166:723-736.
- IGN 2002. *Corine 2000: Descripción de la nomenclatura del CORINE Land Cover al nivel 5º* (Diciembre 2002). CORINE Land Cover. Actualización 2000. I&CLC2000. Instituto Geográfico Nacional. Ministerio de Fomento. Madrid, España.
- Izco, J., 1994. O bosque atlántico. En: Vales, C. (Ed.), *Os bosques atlánticos europeos*, pp. 13-49. Bahía Edicións. A Coruña, España.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas* 13(1):67-77.
- Marey, M.F., Rodríguez, V., Crecente, R. 2006. Using GIS to measure changes in the temporal and spatial dynamics of forestland: experiences from north-west Spain. *Forestry* 79:409-423.
- Matlack, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66:85-194.
- Mech, S.G., Hallett, J.G. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology* 15:467-474.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Noel, F., Porcher, E., Moret, J., Machon, N. 2006. Connectivity, habitat heterogeneity, and population persistence in Ranunculus nodiflorus, an endangered species in France. *New Phytologist* 169:71-84.
- Page, C.N. 2002. Ecological strategies in fern evolution: a neopteridological overview. *Review of Palaeobotany and Palynology* 119:1-33.
- Pan, D., Domon, G., Marceau, D., Bouchard, A. 2001. Spatial pattern of coniferous and deciduous forest patches in an Eastern North America agricultural landscape: the influence of land use and physical attributes. *Landscape Ecology* 16:99-110.
- Plieninger, T. 2006. Habitat loss, fragmentation, and alteration – Quantifying the impact of land-use changes on a Spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. *Landscape Ecology* 21:91-105.
- Quevedo, M., Bañuelos, M.J., Obeso, J.R. 2006. The decline of Cantabrian capercaillie: how much does habitat configuration matter?. *Biological Conservation* 127:190-200.

- Quintanilla, L.G. 1997. *Distribución de los helechos relictos macaronésicos en el Parque Natural de las Fragas do Eume (A Coruña). Importancia biogeográfica en la pteridoflora de Galicia*. Tesis de licenciatura, Universidad de Santiago, Santiago de Compostela. España.
- Quintanilla, L.G., Pajarón, S., Pangua, E., Amigo, J. 2007. Allozyme variation in the sympatric ferns *Culcita macrocarpa* and *Woodwardia radicans* at the northern extreme of their ranges. *Plant Systematics and Evolution* 263:135-144.
- Ranta, P., Blom, T., Niemela, J., Joensuu, E., Siitonen, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7:385-403.
- Ries, L., Fletcher, R.J., Battin, J., Sisk, T.H. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:491-522.
- Santos, T., Tellería, J.L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15(2):3-12.
- Santos, T., Tellería, J.L., Carbonell, R. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation* 105:113-125.
- Saura, S., Carballal, P. 2004. Discrimination of native and exotic forest patterns through shape irregularity indices: an analysis in the landscapes of Galicia, Spain. *Landscape Ecology* 19:647-662.
- Schnitzler, A., Hale, B.W., Alsum, E.M. 2005. Biodiversity of floodplain forests in Europe and eastern North America: a comparative study of the Rhine and Mississippi Valleys. *Biodiversity and Conservation* 14:97-117.
- Tellería, J.L., Santos, T. 1998. Variación regional del efecto de la fragmentación sobre las aves forestales. En: Santos, T, Tellería, J.L. (eds.), *Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados en las mesetas ibéricas*, pp. 45-59. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Villanueva-Aranguren, J.A., Manuel-Valdés, C.M., Gil-Sánchez, L. 2002. *Tercer inventario forestal nacional 1997-2006: A Coruña, Lugo, Ourense, Pontevedra*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.