

Afectou o lume á estrutura e á diversidade vexetal das fragas do Parque Natural Fragas do Eume (NW España)?

Did fire affect the structure and plant diversity of the oak woodlands of the Natural Park Fragas do Eume (NW Spain)?

C. MARTÍNEZ-GÓMEZ, J. GARCÍA-DURO, X.M. PESQUEIRA, M. BASANTA, O. REYES & M. CASAL

Departamento de Biología Celular e Ecoloxía, Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela. 15782 Santiago de Compostela. España

*carmen.martinez.gomez@rai.usc.es; garcia_duro@hotmail.com; xmpesque@hotmail.com; m.basanta@usc.es; otilia.reyes@usc.es; *mercedes.casal@usc.es*

*: Corresponding author

(Recibido:11/02/2015; Aceptado:04/05/2015; Publicado on-line: 11/05/2015)

Resumo

Os incendios forestais son un grave problema no tocante á diversidade da comunidade vexetal, e son pouco coñecidas as alteracións que producen nos bosques caducifolios temperados. O obxectivo deste traballo foi determinar ditos efectos sobre a diversidade e a estrutura da comunidade vexetal da fraga no Parque Natural Fragas do Eume, producidos polo incendio de 2012. En 16 mostras de Fragas Control e en 16 de Fragas Queimadas, estudáronse un ano despois do incendio diferentes variables estruturais da vexetación, de especies espermatófitas e pteridófitas, e logo obtivéronse diversas medidas de diversidade e de grupos de especies segundo características ecolóxicas. Os resultados obtidos amosan que non houbo cambios significativos en canto á diversidade vexetal entre Fragas Control e Queimadas, nin entrada de especies invasoras, e si houbo en certas variables estruturais. A vexetación do ecosistema de bosque mixto do Parque Natural Fragas do Eume recuperouse con rapidez tras o incendio acontecido, pola súa alta resiliencia e tamén pola época en que aconteceu o incendio.

Palabras chave: incendios forestais, fragas, estrutura, diversidade, plantas invasoras.

Abstract

Forest fires are a serious problem in terms of loss of plant community diversity, but little is known about the changes that occur in temperate deciduous forests. The aim of this work was to determine the fire effects on the diversity and structure of the oak woodland communities in the Natural Park Fragas do Eume, one year after the last fire that occurred in March 2012. For this, in 16 control plots in undamaged forests and 16 plots in burned forests, structural variables of vegetation (spermatophyte and pteridophyte species) were studied, subsequently obtaining various measures of diversity, and species groups according to ecological characteristics. The results show that there were no major changes in relation to plant diversity between control and burned samples (none invasive species are detected), but there were significant changes in several structural variables. The vegetation of the mixed forest ecosystem Natural Park Fragas do Eume recovered quickly after the fire, due to its high resilience and also the time of the year when the fire happened.

Keywords: forest fires, oak woodlands, structure, diversity, invasive plants.

INTRODUCCIÓN

Quercus robur L. é unha especie cunha ampla distribución por Europa, Asia Menor e o Cáucaso (RODRÍGUEZ-CAMPOS *et al.*, 2009), aínda que nesta área ocupou maiores superficies na antigüidade. En Galicia, actualmente e debido á forte presión humana, está presente nunha grande variedade de hábitats, cunha distribución claramente oceánica, con precipitación elevada e breve ou nula sequía estival. Asíciase a solos ácidos e areosos. Os bosques dominados por esta especie denomínanse fragas ou carballeiras (AMIGO & NORMAN, 1993; DÍAZ-MAROTO *et al.*, 2005). Estes bosques son cuantitativa e cualitativamente moi característicos, cunha cobertura arbórea elevada, unha gran estratificación e diversidade vexetal (BASANTA *et al.*, 1989; IZCO *et al.*, 1990; IZCO, 1994; REYES *et al.*, 2000; ÁLVAREZ-GARCÍA *et al.*, 2011).

As fragas do Eume son ecosistemas excepcionais en Europa. Son bosques temperados, mixtos, caducifolios mesófilos, estivo-folios, e xeralmente con estrutura complexa, na que se diferencian os estratos arbóreo, arbustivo (incluso ás veces un subarbustivo), herbáceo e muscinal. Neles son abundantes as lianas, como madre selvas e hedras, así como as epífitas, con diversas especies de fentos e liques (RIGUEIRO, 2002). Constitúen o mellor bosque atlántico termófilo europeo (RODRÍGUEZ-CAMPOS *et al.*, 2009).

Estes bosques atlánticos atópanse nas ribeiras do río Eume, e a súa diversidade específica e a grande extensión que ocupan foron os principais valores que permitiron converter a zona en LIC (Lugar de Importancia Comunitaria) dentro da Rede Natura a nivel europeo. Ademais deste nomeamento, en 1997 a zona foi convertida en Parque Natural (DOG, 1997). Outra figura de protección da que tamén goza, a escala de Comunidade Autónoma, é a denominación de Zona de Especial Protección dos Valores Naturais (XUNTA DE GALICIA. CONSELLERÍA DO MEDIO RURAL E DO MAR, 2009).

Este tipo de ecosistema é provedor de numerosos servizos ecosistémicos (ÁLVAREZ-GARCÍA *et al.*, 2011), entre outros constitúe a mellor representación de bosque atlántico termófilo en Europa, e ten un elevado valor ecolóxico, tratándose dun reservorio de madurez ecolóxica e de diversidade.

Segundo VALES (1992), este espazo natural é principalmente coñecido pola súa extensión, polo bo estado de conservación e pola representatividade do seu bosque autóctono ou fraga.

Apesar do inmenso valor que os bosques atlánticos representan desde os puntos de vista ecolóxico, paisaxístico, recreativo, cultural ou como fonte de produción de materias primas, non existe na actualidade unha política suficientemente sólida de conservación destes ecosistemas.

Un grave problema ambiental é o incendio forestal, un dos factores máis importantes de regresión e degradación dos bosques e matogueiras nas últimas décadas (REYES & TRABAUD, 2009; DE LAS HERAS *et al.*, 2011; PAUSAS & KEELEY, 2014). Os incendios, fortemente incrementados nas últimas décadas en Galicia e en España, teñen consecuencias no eido ambiental, social, económico e ecolóxico, xa que provocan a dexeneración da cuberta vexetal, diminúen a fotosíntese realizada no ecosistema, repercuten negativamente na fauna ao impedir a súa dispersión e esgotar o seu alimento, baixan o valor paisaxístico da zona, aceleran os procesos erosivos do solo á vez que incrementan notablemente o seu pH, xeran unha forte turbidez nas augas de escorrentía e reducen a función ecosistémica de regulación hídrica, elevan a taxa de emisión de gases á atmosfera, afectan á economía impedindo o uso de valores directos dos ecosistemas e diminuíndo as producións agrícolas e forestais, afectan á saúde da poboación humana, etc. (REYES *et al.*, 2000; DE LAS HERAS *et al.*, 2011; SILVA *et al.*, 2011).

Pola súa importancia, existen numerosos estudos sobre vexetación de áreas que sufriron incendios forestais no NW de España (CASAL *et al.*, 1984; CASAL, 1987; PESQUEIRA *et al.*, 2005; REYES & CASAL 2008; ÁLVAREZ *et al.*, 2009; MUÑOZ *et al.*, 2012, entre outros), e en áreas mediterráneas (CALVO *et al.*, 1991; TÁRREGA *et al.*, 2006; VALLEJO *et al.*, 2012; PAUSAS & KEELEY, 2014, entre outros). Determinar o impacto acontecido nos ecosistemas e analizar as características importantes da súa recuperación tras o incendio son pasos necesarios para a elaboración de plans de xestión e conservación, tanto para rexenerar no posible o ecosistema perturbado como para tomar medidas de prevención de novos lumes.

Hai que salientar que existen escasos estudos ecolóxicos dos efectos do lume nos ecosistemas

de fraga (CAVERO & EDERRA, 1997; CAVERO, 2002; PROENÇA *et al.*, 2010) e mesmo en áreas que se atopan protexidas, como é o caso do Parque Natural Fragas do Eume.

Unha parte do Parque ardeu en 2012 durante cinco días, con tres aliados: a seca, o vento variable e moitas hectáreas de pinar e de eucaliptal mesturadas cas fragas que incrementaron a combustibilidade.

O obxectivo xeral deste estudo foi determinar o efecto do lume sobre a diversidade vexetal das fragas do Parque Natural Fragas do Eume, así como os aspectos estruturais relacionados con ela. Os obxectivos concretos foron detectar o efecto do incendio nos seguintes rasgos estruturais da vexetación: a) composición específica e presenza de especies invasoras, b) diversidade de especies, c) estrutura vertical e horizontal d) grupos ecolóxicos de especies.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Parque Natural Fragas do Eume está situado nas ribeiras do río Eume, ao NE da provincia de A Coruña, entre a Ría de Ares e a Serra da Loba. Abrangue parte dos concellos de Cabanas, A Capela, Monfero, Pontedeume e As Pontes de García Rodríguez (Fig. 1). Das 9126 hectáreas do Parque, 3253 son de fraga, na que *Quercus robur* L., *Castanea sativa* Mill. e *Betula alba* Rothm. & Vasc. son as especies dominantes.

Os datos proporcionados polo Mapa Geolóxico de España (IGME, 1975) indican que na área abunda o sustrato de xisto (cuarcitas e cuarzosistas, filitas e xistos con impregnacións ferrosas e niveis areosos), e tamén o sustrato granítico. Atópanse extensións importantes con solos profundos e húmidos grazas á abundante cobertura boscosa que se mantivo secularmente (PULGAR *et al.*, 2006).

O eixo do territorio é o val do río Eume, cuxo curso leva unha dirección xeral E-W e está encaixado, con ladeiras bastante abruptas e con desniveis de ata 400 m. Esta morfoloxía provoca un factor de inestabilidade, máis notable nas zonas de xisto que nas graníticas.

O clima do Parque está marcado pola oceanidade e a elevada pluviosidade. A primeira indica pouco contraste entre as temperaturas extremas, e a



Figura 1. Localización das estacións de mostraxe das Fragas Control (FC) (●) e Fragas Queimadas (FQ) (●) no Parque Natural Fragas do Eume, A Coruña, NW España.
Figure 1. Sampling locations of control (FC) (●) and burned (FQ) (●) oak woodlands in the Natural Park Fragas do Eume, A Coruña, NW Spain.

segunda ofrece valores anuais que oscilan entre os 1200 mm na ría de Pontedeume ata máis de 1700 mm que se rexistran nas partes central e oriental do val do Eume (PULGAR *et al.*, 2006).

A vexetación desta área é moi diversa, entre as especies arbóreas destacan o carballo, o castiñeiro e o bidueiro e, ao comparala con outras fragas de Galicia, presenta características de densidade media, dbh medio e menor altura dos carballos, xunto con unha rexeneración menor desta especie, tanto na produción de landras como na densidade de plántulas (RODRÍGUEZ-CAMPOS *et al.*, 2009). Tamén acolle case a metade da brioflora galega (REINOSO, 1984), e presenta como moi representativos os fentos relicticos *Culcita macrocarpa* C. Presl. e *Woodwardia radicans* (L.) Sm. (AMIGO & NORMAN, 1995; QUINTANILLA & AMIGO, 1999; TEIXIDO *et al.*, 2009).

A fauna de invertebrados é extremadamente diversa. En canto aos insectos cabe destacar a presenza dun grande número de especies protexidas, endémicas ou de distribución marxinal, como *Lucanus cervus* L. A herpetofauna, integrada por 13 especies de anfibios e 10 de réptiles, é un dos valores faunísticos principais do LIC (XUNTA DE GALICIA, CONSELLERÍA DE MEDIO RURAL E DO MAR, 2009).

En 2012, Galicia atravesaba unha das peores secas primaverais en décadas. O 31 de marzo un lume iniciouse nunha matogueira no alto de Pena do Crego, en A Capela, e o vento empurrou as lapas

ladeira abaixo cara o canón do río Eume. O incendio chegou ata o centro do Parque Natural Fragas do Eume e consumiu en 5 días 520 hectáreas, das cales 274 estaban nunha das zonas de conservación máis valiosas dentro do propio Parque Natural.

Deseño experimental e toma de datos

A mostraxe tivo lugar en Fragas Queimadas (FQ) e tamén noutras que se manteñen intactas, elixidas como Fragas Control (FC), para así poder realizar comparacións entre elas. As medidas foron recollidas entre maio (FQ) e setembro (FC) do 2013 (Fig. 1). Un ano despois do incendio é o tempo estándar utilizado en estudos de rexeneración de poboacións e comunidades vexetais (REYES & CASAL, 2008). Seleccionáronse 8 estacións de mostraxe en FQ e outras 8 en FC, repartidas nas dúas vertentes, e en cada unha destas estacións delimitáronse 2 parcelas de 5 x 5 m, rexistrándose datos nun total de 32 parcelas de mostraxe. En cada parcela, ademais de datos do medio físico, tomáronse as seguintes medidas:

1) Composición específica: realizouse un inventario de todas as especies vexetais (leñosas, herbáceas e pteridófitos) presentes. Para a identificación das especies utilizáronse a *Guía da flora do Parque Natural Fragas do Eume* (PULGAR *et al.*, 2006), *Flora iberica* (CASTROVIEJO, 1986-2012) e *Flora Europaea* (TUTIN *et al.*, 1964-1980).

2) Frecuencia, calculada a partir de datos de presenza-ausencia obtidos para cada unha das especies (leñosas, herbáceas e pteridófitos) mediante 30 cadrados de 30 x 30 cm, distribuídos aleatoriamente, e expresada como porcentaxe (PEREIRAS & CASAL, 2002).

3) Estrutura vertical da vexetación: determinouse a porcentaxe de superficie ocupada pola vexetación viva nos diferentes estratos, empregando a escala utilizada por BASANTA *et al.* (1989), baseada en GODRON *et al.* (1983): I (0-5 cm), II (5-25 cm), III (25-50 cm), IV (50 cm-1 m), V (1-2 m), VI (2-4 m), VII (4-8 m), VIII (8-16 m) e IX (16-32 m).

4) Cobertura global da vexetación ata os 2m de altura (en porcentaxe), medida para as seguintes variables: vexetación Leñosa, Herbácea, compoñentes do Solo Baleiro de vexetación leñosa (Briófitos, Litera, Terra, Pedras, Bloques e Necromasa).

5) Cobertura basal, como porcentaxe ocupada a nivel de solo polas variables definidas anteriormente.

Análises ecolóxicas dos datos

Para cada parcela e cos datos de frecuencia calculáronse as seguintes medidas de diversidade:

1) Riqueza de especies (S), como o sumatorio de tódalas especies presentes. 2) Índice de Diversidade de Shannon (H'): $H' = - \sum p_i \ln p_i$, onde: p_i se define como n_i/N ; n_i = abundancia da especie i ; N = abundancia do conxunto de especies. 3) Índice de Dominancia de Simpson (λ): $\lambda = \sum p_i^2$, sendo $p_i = n_i/N$. 4) Índice de Equitatividade de Pielou (J'): $J' = H'/H'_{\max}$, sendo H'_{\max} a diversidade máxima, que se calcula como $\ln S$.

Existe grande variedade de índices, e a elección destes baseouse na sinxeleza e universalidade dos mesmos, así como no feito de que foron aplicados previamente noutras comunidades forestais arbóreas e/ou arbustivas (BASANTA *et al.*, 1989; PEREIRAS & CASAL, 1994; ONAINDIA *et al.*, 2004; ÁLVAREZ *et al.*, 2009; PROENÇA *et al.*, 2010; MUÑOZ *et al.*, 2012).

Posteriormente, para cada parcela e cos datos de frecuencia calculáronse os valores de abundancias relativas das especies e dos grupos ecolóxicos de especies, como a aportación de cada un deles ao sumatorio total de frecuencias. As abundancias exprésanse coma porcentaxes. Os grupos ecolóxicos estudados expóñense a continuación.

Unha vez identificadas as especies presentes nas parcelas de mostraxe, agrupáronse en función do seu tipo biolóxico seguindo a clasificación de RAUNKIAER (1934) e a de MENÉNDEZ *et al.* (2004). Os tipos son: Fanerófitos, Hemicriptófitos, Xeófitos, Caméfitos, Terófitos, Hidrófitos e Lianas.

As especies foron agrupadas e representadas segundo as familias botánicas ás que pertencen como grupos taxonómicos: calculando a frecuencia media de cada unha, coma no caso anterior, como porcentaxe.

En base á información de REYES & CASAL (2008) e ÁLVAREZ *et al.* (2009) agrupáronse todas as especies segundo os seus tipos rexenerativos nas categorías de Moi Rebrotadora, Rebrotadora e Xerminadora.

Organizáronse as especies pola súa amplitude de distribución, segundo sexan xeralistas ou en-

démicas e con diferentes subgrupos. As Xeralistas 3 son as cosmopolitas que se distribúen por todo o planeta, as Xeralistas 2 están presentes no hemisferio Norte, e as Xeralistas 1 son as que só se atopan no continente europeo. Pola súa parte, as Endémicas 3 ocupan parte do continente europeo, que adoita ser a rexión Mediterránea ou a rexión Eurosiberiana, as Endémicas 2 distribúense só pola Península Ibérica ou nalgúns casos só pola costa Atlántica de España e/ou Francia e/ou Sur de Inglaterra, e as Endémicas 1 están acantonadas no NW da Península Ibérica.

Tratamentos estadísticos

Nas gráficas represéntanse os valores medios das 16 mostras de FQ e das 16 mostras de FC, xunto coa barra que representa o erro estándar.

Co obxectivo de detectar diferenzas significativas entre os valores obtidos nas FC e nas FQ, aplicáronse Análises de Varianza (ANOVAs) ás medidas obtidas. As análises exploratorias dos datos non revelaron ningún incumprimento das asuncións básicas da ANOVA.

Sempre que o ANOVA detectou diferenzas significativas empregouse o test de Duncan para comprobar a qué eran debidas. O test Duncan é unha proba estatística que se utiliza para determinar a diferenza entre pares de medias despois de que se rexeitou a hipótese nula na Análise de Varianza.

RESULTADOS

Diversidade e estrutura

Obtívose un número total de 72 especies que están presentes nas 16 parcelas de FC ou nas 16 de FQ (Táboa I). No conxunto das FC atopáronse 59 especies en total, mentras nas FQ o número foi de 47. A composición específica variou tras o paso do lume, desaparecendo 20 especies e entrando 13 especies novas nas FQ. As especies comúns nas FC e FQ foron 33, o que equivale ó 55,93% da flora das FC. Ademais cabe salientar que ningunha destas especies ten carácter de especie exótica invasora.

A riqueza específica media das parcelas é menor nas FQ (14,7 especies) que nas FC (17,5 especies), pero os valores do ANOVA non amosan diferenzas significativas (Fig. 2). Os valores

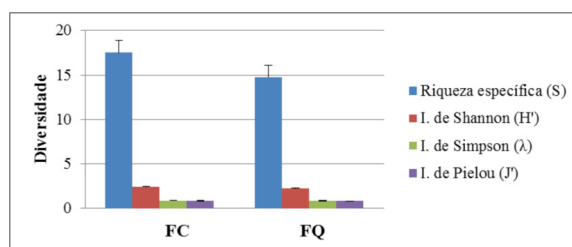


Figura 2. Valores rexistrados para a riqueza específica (S) e os índices de Shannon (H'), Simpson (λ) e Pielou (J'). Represéntase a media e o erro estándar de cada variable. Non se atoparon diferenzas significativas para ningunha das medidas de diversidade ao comparar as Fragas Control (FC) e as Fragas Queimadas ($p < 0.05$, $n = 16$).

Figure 2. Species richness values (S) and Shannon diversity (H'), Simpson dominance (λ) and Pielou evenness (J') indices. Mean values and standard errors are indicated for each variable. There were no significant differences between control (FC) and burned (FQ) oak woodlands for any of the diversity measures ($p < 0.05$, $n = 16$).

medios de diversidade obtidos nas 32 parcelas empregando o índice de Shannon son elevados, a dominancia é baixa e a equitatividade alta. Os valores acadados amosan, segundo o ANOVA, que non existen diferenzas significativas entre os valores das parcelas das FC e das parcelas das FQ en termos de diversidade por parcela.

Respecto á estrutura vertical apréciase nas FC unha estratificación bastante complexa, común neste tipo de bosques (Fig. 3): a cobertura media no estrato herbáceo e no arbustivo está entre 20 e 40%, é moi baixa a nivel dos troncos das árbores e a continuación, os niveles das copas das árbores (entre os 8 e 16 m) presentan valores altos da cobertura, diminuindo só no último estrato. Nas FQ obsérvase un patrón vertical similar, aínda que os valores de cobertura son menores en todo os estratos. Soamente presentan diferenzas significativas, segundo o ANOVA, nos estratos 0-0,05 m e 1-2 m, reducíndose en ambos os dous arredor dun valor absoluto de 20% de recubrimento horizontal. A excepción rexístrase no estrato de 8-16 m (estrato VIII), xa que se incrementa a porcentaxe dende un 75% ata un 85%, pero non é un aumento significativo.

No tocante á cobertura global da vexetación de ata 2 m de altura, nas FC predomina a variable Litera (31%), seguida polas variables Leñosas, Herbáceas e Briófitos, e teñen escasa abundancia o resto de compoñentes do Solo Baleiro (Fig. 4).

ESPECIE	TB	FAMILIA	END	TR	FC	FQ
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Fan	Aceraceae	X 2	MR	+	
<i>Agrostis canina</i> L.	Hem	Poaceae	X 2	R		+
<i>Agrostis tenuis</i> Sibth.	Hem	Poaceae	X 2	R		+
<i>Anagallis arvensis</i> L.	Hem	Primulaceae	E 3	R	+	
<i>Anemone nemorosa</i> L.	Xeo	Ranunculaceae	X 2	R	+	
<i>Anthoxanthum amarum</i> Brot.	Hem	Poaceae	E 1	R	+	
<i>Arenaria montana</i>	Hem	Caryophyllaceae	E 2	MR	+	+
<i>Asphodelus albus</i> Mill.	Xeo	Liliaceae	E 3	MR	+	+
<i>Athyrium</i> sp.	Xeo	Athyriaceae	X 3	MR	+	
<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	Xeo	Athyriaceae	X 3	MR	+	+
<i>Betula alba</i> Rothm. & Vasc.	Fan	Betulaceae	E 2	MR		+
<i>Blechnum spicant</i> (L.) Roth	Xeo	Blechnaceae	X 2	MR	+	+
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	Hem	Poaceae	E 2	R	+	+
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	Xeo	Convolvulaceae	X 3	MR	+	+
<i>Carduus nutans</i> L.	Hem	Asteraceae	E 3	MR		+
<i>Carex pilulifera</i> L.	Hem	Cyperaceae	E 2	MR		+
<i>Castanea sativa</i> Mill.	Fan	Fagaceae	X 2	MR	+	+
<i>Chaerophyllum hirsutum</i> L.	Hem	Umbelliferae	E 3	MR	+	+
<i>Corylus avellana</i> L.	Fan	Betulaceae	X 2	MR	+	+
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Fan	Rosaceae	X 2	MR	+	
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	Fan	Fabaceae	X 1	MR	+	
<i>Cytisus striatus</i> (Hill) Rothm.	Fan	Fabaceae	E 1	X		+
<i>Daboecia cantabrica</i> (Huds.) K. Koch	Cam	Ericaceae	E 2	R	+	
<i>Daucus carota</i> L.	Hem	Umbelliferae	E 2	R	+	
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	Hem	Poaceae	E 3	MR	+	
<i>Digitalis purpurea</i> L.	Hem	Scrophulariaceae	E 3	X	+	+
<i>Drosera intermedia</i> Hayne	Hem	Droseraceae	X 2	R	+	+
<i>Dryopteris affinis</i> (Lowe) Fraser-Jenk.	Hem	Dryopteridaceae	X 2	MR	+	+
<i>Erica arborea</i> L.	Fan	Ericaceae	E 3	MR	+	
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér in Aiton	Ter	Geraniaceae	X 1	X	+	
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	Hem	Asteraceae	X 2	R	+	
<i>Euphorbia hyberna</i> L.	Hem	Euphorbiaceae	E 3	R	+	+
<i>Frangula alnus</i> Miller	Fan	Rhamnaceae	X 1	MR	+	+
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Fan	Oleaceae	E 3	MR	+	+
<i>Galium broterianum</i> Boiss. & Reut.	Hem	Rubiaceae	E 2	R	+	+
<i>Hedera helix</i> L.	Liana	Araliaceae	E 2	MR	+	+
<i>Helichrysum foetidum</i> (L.) Cass.	Cam	Asteraceae	E 3	R		+
<i>Holcus lanatus</i> L.	Hem	Poaceae	X 1	MR	+	
<i>Holcus mollis</i> L.	Hem	Poaceae	X 1	MR	+	+
<i>Hypericum androsaemum</i> L.	Fan	Guttiferae	X 2	R	+	+
<i>Hypochoeris radicata</i> L.	Hem	Asteraceae	X 2	R		+
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Fan	Aquifoliaceae	E 3	MR	+	
<i>Lamium maculatum</i> L.	Hem	Labiatae	E 3	MR		+
<i>Laurus nobilis</i> L.	Fan	Lauraceae	X 1	MR	+	+
<i>Lonicera periclymenum</i> L.	Liana	Caprifoliaceae	X 2	MR	+	+
<i>Lotus</i> sp.	Hem	Fabaceae	X 2	R		+
<i>Omphalodes nitida</i> (Hoffmanns. & Link ex Willd.) Hoffmanns. & Link	Ter	Boraginaceae	E 1	X	+	
<i>Oxalis acetosella</i> L.	Fan	Oxalidaceae	X 2	R	+	
<i>Picris hieracioides</i> L.	Hem	Asteraceae	E 3	R	+	

ESPECIE	TB	FAMILIA	END	TR	FC	FQ
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	Fan	Pinaceae	E 2	X		+
<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce	Xeo	Liliaceae	E 3	R	+	+
<i>Polypodium vulgare</i> L.	Xeo	Polypodiaceae	E 3	R	+	
<i>Primula acaulis</i> (L.) L.	Hem	Primulaceae	X 2	MR	+	
<i>Prunus</i> sp.	Fan	Rosaceae	X 2	MR	+	
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn in Kerst.	Xeo	Hypolepidaceae	X 3	MR	+	+
<i>Pyrus cordata</i> Desv.	Fan	Rosaceae	X 2	MR	+	+
<i>Quercus robur</i> L.	Fan	Fagaceae	E 3	MR	+	+
<i>Ranunculus ficaria</i> L.	Xeo	Ranunculaceae	E 3	MR	+	
<i>Rubus</i> spp.	Fan	Rosaceae	E 1	MR	+	+
<i>Rumex acetosella</i> L.	Fan	Polygonaceae	X 3	MR	+	+
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	Cam	Ruscaceae	E 3	MR	+	+
<i>Saxifraga spathularis</i> Brot.	Hid	Saxifragaceae	E 1	R	+	
<i>Simethis mattiazzii</i> (Vand.) Sacc.	Xeo	Liliaceae	E 3	MR	+	
<i>Stellaria holostea</i> L.	Cam	Caryophyllaceae	X 1	R	+	+
<i>Tamus communis</i> L.	Liana	Dioscoreaceae	E 3	R		+
<i>Teucrium scorodonia</i> L.	Hem	Lamiaceae	E 3	R	+	+
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	Ter	Fabaceae	E 3	X		+
<i>Ulex europaeus</i> L.	Fan	Fabaceae	E 3	MR	+	+
<i>Ulmus glabra</i> Huds.	Fan	Ulmaceae	X 2	MR	+	+
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	Cam	Ericaceae	X 2	MR	+	+
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	Cam	Scrophulariaceae	X 2	R	+	
<i>Viola riviniana</i> Rchb.	Hem	Violaceae	X 1	R	+	+

Táboa I. Composición específica do conxunto das estacións de mostraxe, indicando se cada especie se atopou nas Fragas Control (FC) e/ou nas Fragas Queimadas (FQ); as especies foron clasificadas segundo tipos biolóxicos, grupos taxonómicos (familias), tipos rexenerativos e endemicidade. TB: Tipos Biolóxicos (Fan = Fanerófito, Hem = Hemicriptófito, Xeo = Xeófito, Cam = Caméfito, Ter = Terófito, Hid = Hidrófito). END: Endemicidade (X = Xeralista, E = Endémica). TR: Tipos Rexenerativos (MR = Moi Rebotadora, R = Rebotadora, X = Xerminadora).

Table I. Species composition of control (FC) and burned (FQ) oak woodlands; species were classified according to life forms, taxonomic groups (families), regenerative types and endemicity. TB: Life Forms (Fan = Phanerophytes, Hem = Hemicryptophytes, Xeo = Geophytes, Cam = Chamaephytes, Ter = Therophytes, Hid = Hydrophytes). END: Endemicity (X = Generalist, E = Endemic). TR: Regenerative Types (MR = Strong Resprouter, R = Resprouter, X = Seeder).

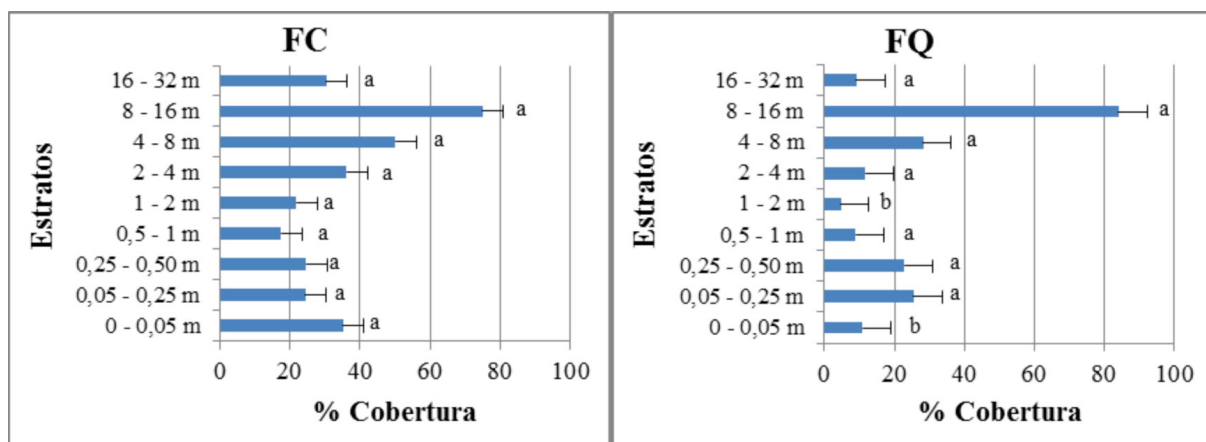


Figura 3. Estrutura vertical das Fragas Control (FC) e Fragas Queimadas (FQ). Representase a cobertura media e erro estándar de cada estrato. Letras distintas indican diferenzas significativas entre FC e FQ no mesmo estrato ($p < 0.05$, $n = 16$).

Figure 3. Vertical structure of control (FC) and burned (FQ) oak woodlands. Mean covers and standard errors are indicated for each layer. Different letters indicate significant differences between FC and FQ within the same layer ($p < 0.05$, $n = 16$).

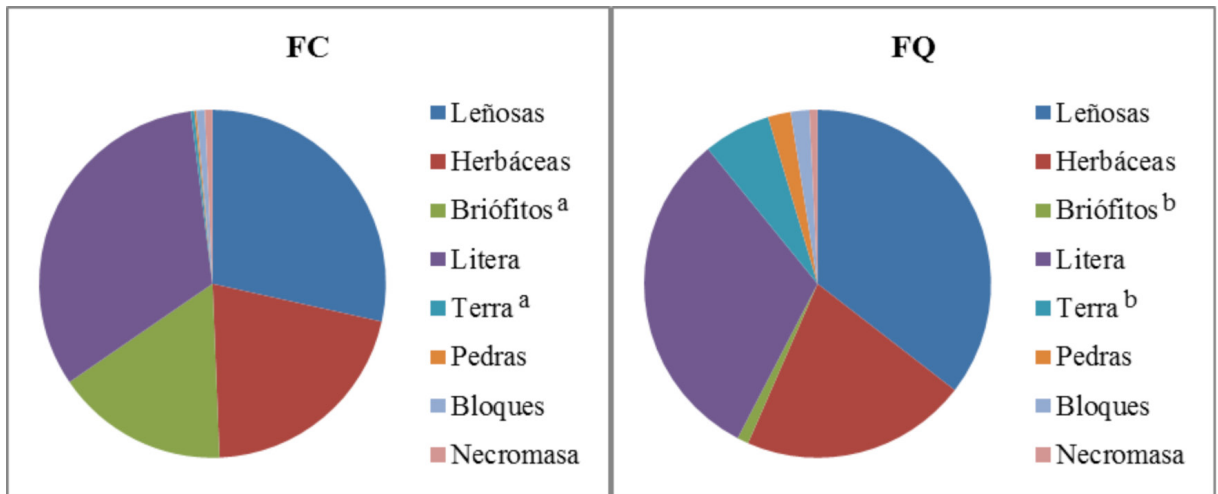


Figura 4. Cobertura global (%) da vexetación en Fragas Control (FC) e Fragas Queimadas (FQ) ata 2 m de altura. Representáanse as medias de cada variable. Variables con distintos superíndices indican diferenzas significativas entre FC e FQ ($p < 0.05$ e $n = 16$).
Figure 4. Global vegetation cover (%) in control (FC) and burned (FQ) oak woodlands up to 2 m high. Mean values are indicated for each variable. Different superscript letters indicate significant differences between FC and FQ ($p < 0.05$, $n = 16$).

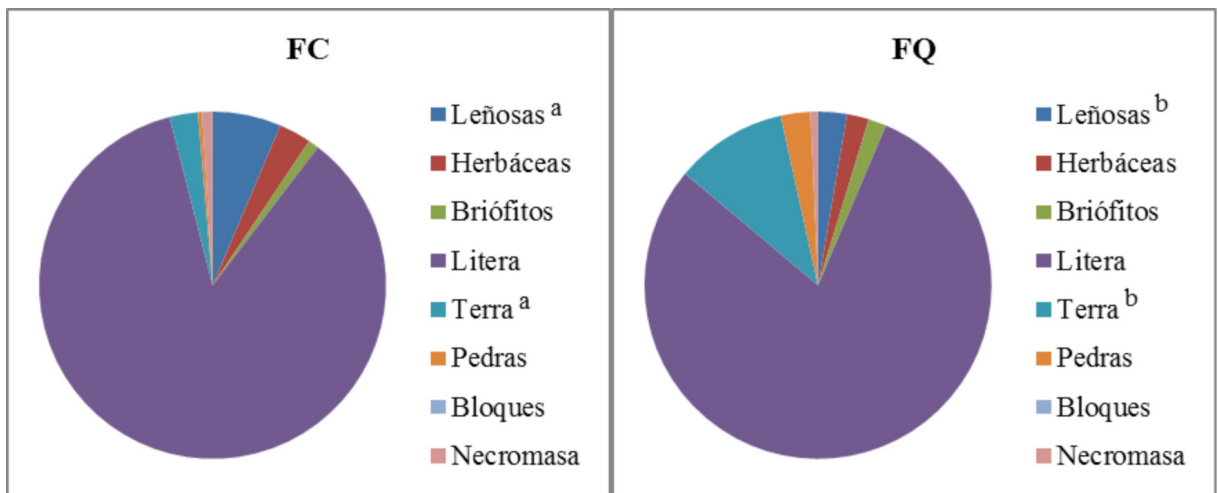


Figura 5. Cobertura basal (%) en Fragas Control (FC) e Fragas Queimadas (FQ). Representáanse as medias de cada variable. Variables con distintos superíndices indican diferenzas significativas entre FC e FQ ($p < 0.05$ e $n = 16$).
Figure 5. Basal vegetation cover (%) in control (FC) and burned (FQ) oak woodlands. Mean values are indicated for each variable. Different superscript letters indicate significant differences between FC and FQ ($p < 0.05$, $n = 16$).

Nas FQ o patrón é moi diferente, e nestas parcelas predominan Litera, Herbáceas e Leñosas; o cambio máis salientable dáse nos Briófitos, cunha grande diminución nas parcelas de FQ (14%) e no incremento da Terra (6%). O ANOVA amosa diferenzas significativas unicamente na variable Terra, e na variable Briófitos.

Os resultados sobre cobertura basal amosan que tanto nas FC como nas FQ predomina a Litera (71% e 78%) e, do resto das variables, teñen maior porcentaxe nas FC as Leñosas e Herbáceas,

valores que son menores nas FQ, ao tempo que se incrementa a Terra e as Pedras (Fig. 5). O ANOVA amosa diferenzas significativas soamente no incremento da variable Terra (un 8%) e na diminución da variable Leñosas (un 3%) nas FQ, respecto ás FC.

Grupos ecolóxicos de especies

Respecto aos tipos biolóxicos, os valores obtidos de abundancias medias nas FC presentan un predominio de Fanerófitos, seguido polos

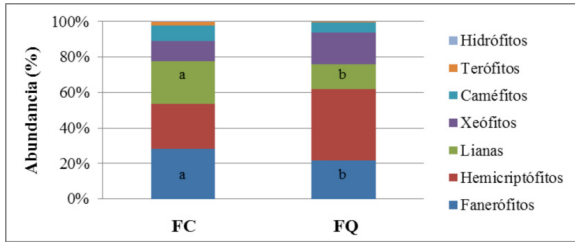


Figura 6. Proporción da abundancia dos diferentes tipos biolóxicos presentes nas Fragas Control (FC) e nas Fragas Queimadas (FQ). Representáanse as medias de cada variable. Variables con distintas letras indican diferenzas significativas entre FC e FQ ($p < 0.05$, $n = 16$).

Figure 6. Abundance of life forms in control (FC) and burned (FQ) oak woodlands. Mean values are indicated for each variable. Different letters indicate significant differences between FC and FQ ($p < 0.05$, $n = 16$).

Hemicriptófitos e Lianas, acadando xa bastante menor importancia os Xeófitos e Caméfitos, sendo escasos os Terófitos e aparecendo só unha especie de Hidrófitos (Táboa I e Fig. 6). Nas FQ non están presentes os Hidrófitos e son escasos os Terófitos. Por comparación con FC, teñen menores valores Fanerófitos, Caméfitos e Lianas, especialmente estas últimas; e, pola contra, incrementouse o número de Xeófitos e Hemicriptófitos. O ANOVA amosa diferenzas significativas entre FC y FQ nos tipos biolóxicos de Fanerófitos (diminúen un 10%) e Lianas (diminúen un 15%).

Os resultados dos grupos taxonómicos amosan que nas FC hai 39 familias de prantas, mentras que nas FQ só hai 34. Nas FQ non están presentes as familias Aceraceae, Aquifoliaceae, Boraginaceae, Geraniaceae, Oxalidaceae, Polypodiaceae, Primulaceae, Ranunculaceae e Saxifragaceae; e introducíronse as familias Cyperaceae, Dioscoreaceae, Labiatae e Pinaceae (Táboa I). Ao ser un número elevado de familias, representáronse de forma individualizada unicamente as 20 que presentan valores de abundancia maiores (Fig. 7). Os resultados máis destacables son o enorme incremento das Poaceae (un 60%) tras o incendio, das Fabaceae (un 40%) e das Hypolepidaceae (un 60%; esta familia unicamente representada por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) nas FQ.

No tocante aos tipos rexenerativos apréciase que tanto nas FC como nas FQ hai unha tendencia clara: as especies Moi Rebrotadoras presentan un valor alto de abundancia, superior a 75%, rondando as Rebrotadoras o 20%, e sendo escasas as Xerminadoras (Táboa I e Fig. 8). Hai unha pequena diminución dos valores das Moi rebrotadoras nas FQ, mentras as Rebrotadoras e Xerminadoras aumentan apenas un 2%, non sendo significativas estas diferenzas, segundo o ANOVA.

A clasificación segundo grupos de amplitude de distribución indica que en FC e en FQ as tendencias son similares, e en ambas comunidades os valores

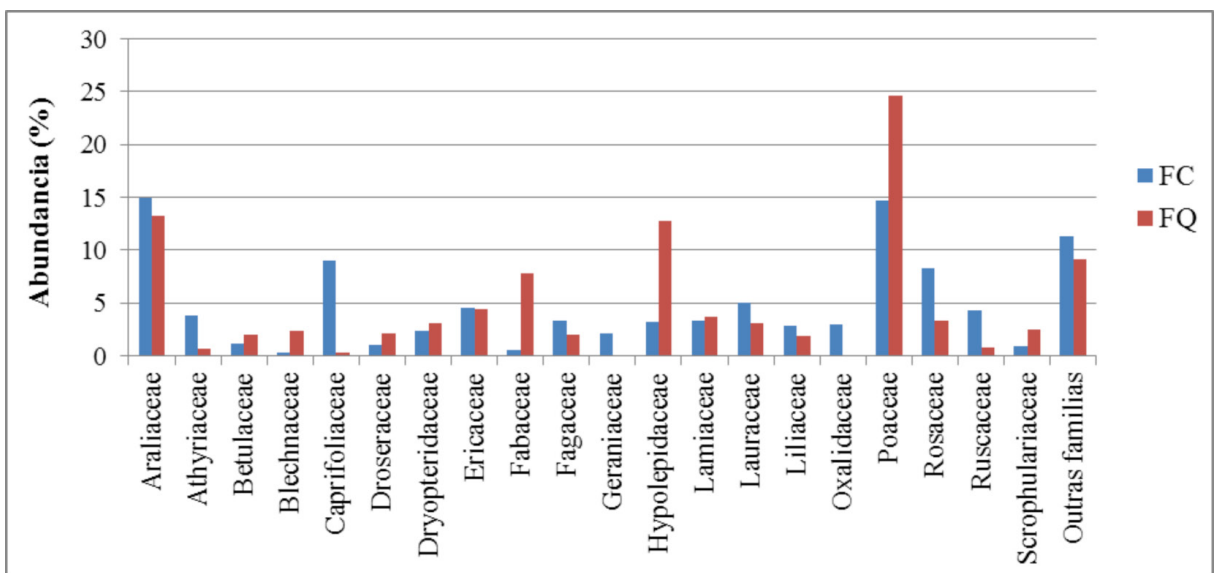


Figura 7. Proporción da abundancia dos grupos taxonómicos máis salientables nas Fragas Control (FC) e nas Fragas Queimadas (FQ).

Figure 7. Abundance (%) of the most outstanding taxonomic groups in control (FC) and burned (FQ) oak woodlands.

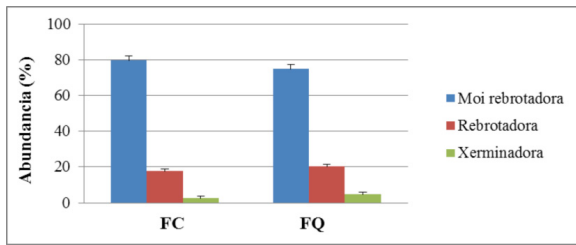


Figura 8. Proporción da abundancia dos diferentes tipos rexenerativos presentes nas Fragas Control (FC) e nas Fragas Queimadas (FQ). Representáanse as medias e erros estándar de cada variable. Non se atoparon diferenzas significativas para ningunha das medidas de diversidade ao comparar as Fragas Control (FC) e as Fragas Queimadas ($p < 0.05$, $n = 16$).
Figure 8. Abundance of different regenerative types in control (FC) and burned (FQ) oak woodlands. Mean values and standard errors are indicated for each variable. There were no significant differences between control (FC) and burned (FQ) oak woodlands for any of the amplitude groups ($p < 0.05$, $n = 16$).

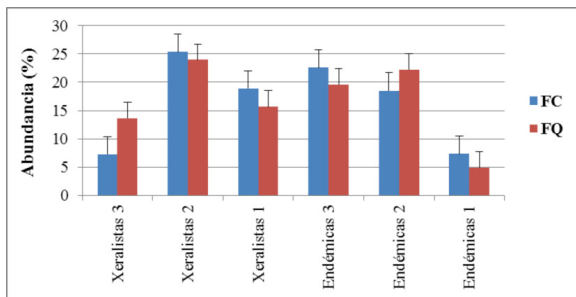


Figura 9. Proporción da abundancia dos diferentes grupos de amplitude de distribución presentes nas Fragas Control (FC) e nas Fragas Queimadas (FQ). Representáanse as medias e erros estándar de cada variable. Non se atoparon diferenzas significativas para ningunha das medidas de diversidade ao comparar as Fragas Control (FC) e as Fragas Queimadas ($p < 0.05$, $n = 16$).
Figure 9. Abundance of distribution amplitude groups in control (FC) and burned (FQ) oak woodlands. Mean values and standard errors are indicated for each variable. There were no significant differences between control (FC) and burned (FQ) oak woodlands for any of the amplitude groups ($p < 0.05$, $n = 16$).

máis baixos corresponden a Xeralistas 3 e Endémicas 1, (Táboa I e Fig. 9). En todas as categorías, excepto no caso das Xeralistas 3 e Endémicas 2, apréciase diminución nas FQ respecto ás FC. A pesar de observar estas variacións, os resultados do ANOVA non indican diferenzas significativas dos grupos entre FC e FQ.

DISCUSIÓN

A riqueza específica global encontrada nas parcelas estudadas variou de 59 nas FC a 47 especies nas FQ un ano despois do lume. Desapareceron 20 especies e apareceron 13 especies novas, mentras que as especies comúns nas FC e FQ foron 33, o que equivale ao 55,93% da flora das FC. Estes cambios a grande escala poden ser debidos á variación espacial que existe na zona, propia dun ecosistema con alta diversidade. En cambio, a diminución tras lume non resultou ser significativa cando se analizou por parcelas. CAVERO (2002) e PROENÇA *et al.* (2010) atoparon que a maioría das especies das fragas mantéñense despois do lume.

BASANTA *et al.* (1989) encontraron unha elevada riqueza específica e de familias nos bosques maduros de *Q. robur* L. da bacía do Tambre, e ONAINDIA *et al.* (2004) nos do País Vasco. Por outra parte, ÁLVAREZ *et al.*, (2009) tamén encontraron maior riqueza específica en reboleiras de *Quercus pyrenaica* Willd. maduras que nas recién queimadas. CALVO *et al.* (1991, 1993) e GARCÍA-TEJERO *et al.* (2013) detectaron que nos bosques maduros de *Q. pyrenaica* Willd., a composición específica tras lume resultou similar á de bosques maduros sen queimar.

É destacable o feito de que non se rexistrou a presenza de ningunha especie exótica invasora, nin antes nin despois do incendio. As características das fragas parecen impedir a instalación destas especies, posiblemente debido ás características do microclima ou da propia autoregulación da comunidade, grazas á complexa trama de interaccións como depredación ou competencia que frean a entrada de especies alóctonas (VILÀ *et al.*, 2011; PYŠEK, P. *et al.*, 2012).

Ademáis, o incendio non produciu cambios significativos nos valores obtidos de diversidade, dominancia e equitatividade. Non atopar diferenzas significativas podería ser debido a que o incendio tivese efectos superficiais ou a que a recuperación das distintas poboacións sexa rápida e equilibrada. ÁLVAREZ *et al.* (2009) tampouco atoparon diferenzas na diversidade de comunidades de *Q. pyrenaica* co avance da sucesión tras perturbación.

A grande estabilidade detectada na riqueza específica e nos valores de diversidade, dominancia e equitatividade despois do lume son propios dunha

comunidade moi resiliente ao incendio, por tratarse dun bosque maduro de *Quercus robur* (PROENÇA *et al.*, 2010).

A estrutura vertical da vexetación é complexa e resultou afectada, sobre todo nos estratos máis baixos, ao nivel do solo e do estrato arbustivo, indicando que as chamas induciron cambios nos estratos preto do solo e apenas afectaron o estrato de copas. A cobertura media no estrato de 8 a 16 m incrementouse un pouco debido á capacidade de rebrote que teñen a maioría das árbores caducifolias e tamén á época de acontecemento do incendio, o que seguramente permitiu un segundo rebento das follas e evitou en grande medida os danos ás follas e flores das árbores (REYES *et al.*, 2000). No nivel máis alto das copas a cobertura é menor, pola propia morfoloxía das árbores (BASANTA *et al.*, 1989; ÁLVAREZ *et al.*, 2009).

A cobertura global da vexetación ata os 2m de altura, coincidindo maiormente co estrato arbustivo, amosa unha diminución de Briófitos, e un aumento de Terra que son significativos, o cal se pode explicar porque o incendio foi superficial, de baixa intensidade e tras o cal o sotobosque recuperouse rapidamente. Resultados similares atoparon GARCÍA-TEJERO *et al.* (2013) na cobertura das reboleiras un ano despois do lume.

Pola súa banda, os valores de cobertura basal amosan un incremento de Terra e una diminución de Leñosas tras o lume. O aumento de terra descuberta supón una situación de maior facilidade de erosión, o cal se agrava coa grande inclinación das ladeiras do Parque.

Estes cambios na estrutura horizontal e vertical da vexetación un ano despois do incendio dan unha imaxe dun bosque diverso e ben rexenerado, aínda que os estratos máis baixos da vexetación non están completamente recuperados despois deste tempo. En conxunto, esta menor estruturación vexetal conleva una menor protección do solo e unha maior exposición ás chuvias erosivas. Os fenómenos da erosión pluvial aumentan coas fortes pendentes, que son importantes no caso das Fragas do Eume.

Respecto aos tipos biolóxicos, DÍAZ-MAROTO & VILA-LAMEIRO (2007) atopan espectros biolóxicos para bosques de *Quercus robur* L. semellantes aos descritos neste traballo para as fragas control. Nas fragas que sufriron o incendio de 2012, incrementouse o número de Xeófitos e Hemicriptófitos, que

manteñen as xemas baixo terra, ou onde a miúdo están abrigadas por follas protectoras ou son parcialmente cubertas pola litera da superficie. Diminúen as Fanerófitas e as Lianas e, a pesar de só incluír no grupo das Lianas as especies *Hedera helix* L., *Lonicera periclymenum* L. e *Tamus communis* L., as dúas primeiras son moi abundantes nestas fragas.

Os resultados dos grupos taxonómicos amosan que a variedade de familias é importante na comunidade de fraga (BASANTA *et al.*, 1989; CAVERO, 2002; ONAINDIA *et al.*, 2004). Destaca neste senso o grande aumento de abundancia en FQ da familia Fabaceae, posiblemente porque as sementes resultaran estimuladas polas altas temperaturas do incendio, e o aumento das Poaceae, posiblemente porque a maior radiación ao nivel do solo permitira o desenvolvemento de poboacións de mediana abundancia. Finalmente destaca moito o aumento da familia Hypolepidaceae, que recolle o aumento nas FQ unicamente de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, especie que ten un comportamento de forte colonizadora á cal as perturbacións lle favorecen moito.

No tocante aos tipos rexenerativos, estes resultados coinciden cos atopados en fragas de Navarra por CAVERO (2002) e por ÁLVAREZ *et al.* (2009) en reboleiras de *Q. pyrenaica* Willd. As especies Moi Rebrotadoras diminúen ao ser aínda recente o incendio e non ter tempo de recuperarse totalmente a vexetación.

O máis salientable é que o incendio reduciu a abundancia de especies endémicas das Fragas do Eume, que se atopan protexidas, así como das demais especies, sendo máis fácil deste xeito decatármolos do grande problema de redución de biodiversidade que causan os incendios forestais ao chamar non só a atención sobre todo tipo de especies vexetais, senón facendo fincapé nos endemismos.

En síntese, as fragas estudadas pertencen a eses tipos de bosques maduros, con estrutura e organización complexa (BASANTA *et al.*, 1989; REYES *et al.*, 2000; ONAINDIA *et al.*, 2004). A súa alta resiliencia permitiulle recuperar as súas características de composición específica, estrutura e diversidade rápidamente tras o lume (REYES *et al.*, 2000; PROENÇA *et al.*, 2010). Estes bosques opoñen resistencia ao lume porque o seu microclima crea condicións de baixa combustibilidade (REYES & CASAL, 1998), pero se se producen incendios moi

repetidos no tempo, as fragas derivan cara a bosques máis abertos, máis combustibles e degradados (CALVO *et al.*, 1993) e tamén máis vulnerables ás invasións de especies exóticas.

Por todo isto, a xestión de fragas maduras debe evitar no posible o lume, e debe evitar que se intercalen superficies de plantacións de piñeiros ou de eucaliptos, porque teñen diferentes condicións de combustibilidade e supoñen un elevado risco de propagación de incendio para as fragas.

AGRADECEMENTOS

Este traballo estivo apoiado polos proxectos “*Dispersión de plantas invasoras exóticas en Galicia causada polos incendios forestais (PIEGAL)*”, da Dirección Xeral de I+D+i da Consellería de Economía e Industria da Xunta de Galicia, e “*Herramientas multiescala para la gestión post-incendio de ecosistemas forestales propensos al fuego en el contexto de cambio global (GESFIRE)*”, da Secretaría de I+D+i do Ministerio de Economía y Competitividad e financiado con fondos FEDER. Agradecemos á Dirección Xeral de Conservación da Natureza da Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras, e á Dirección do Parque Natural das Fragas do Eume a información e as facilidades dadas para a realización do traballo de campo. Tamén agradecemos a J. Casal e a A. Fariña as súas axudas na linguaxe do manuscrito. Finalmente, agradecemos os valiosos comentarios aportados por dous revisores anónimos, que contribuíron a mellorar o manuscrito orixinal.

BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ, R., MUÑOZ, A., PESQUEIRA, X.M., GARCÍA-DURO, J., REYES, O. & CASAL, M. (2009). Spatial and temporal patterns in structure and diversity of Mediterranean forest of *Quercus pyrenaica* in relation to fire. *Forest Ecology and Management*, 257:1596-1602.
- ÁLVAREZ-GARCÍA, M.A., ROCES-DÍAZ, J.V., GARCÍA DE LA FUENTE, L., COLINA-VUELTA, A., ÁLVAREZ-ÁLVAREZ, P. & GARCÍA-RUBIO, U. (2011). Bosques atlánticos. En: *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados*: 240-243. Fundación Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.
- AMIGO, J. & NORMAN, G. (1993). La conservación de las fragas del río Eume: valoraciones botánicas. *Actas del I Congreso Forestal Español*, IV: 15-20.
- 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.
- BASANTA, M., DÍAZ, E., CASAL, M. & MOREY, M. (1989). Diversity measurements in shrubland communities of Galicia (NW Spain). *Vegetatio*, 82: 105-112.
- CALVO, L., TÁRREGA, R. & LUÍS, E. (1991). Regeneration in *Quercus pyrenaica* ecosystems after surface fires. *International Journal of Wildland Fire*, 1: 205-210.
- CALVO, L., TÁRREGA, R. & LUÍS, E. (1993). Use of multivariate analysis to detect post-fire main changes in plant composition in forest of *Quercus pyrenaica* in León province (NW Spain). En: Trabaud, L. & Prodon, R. (Eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems*: 55-68. *Ecosystems Research Report 5*, CEE, Brussels.
- CASAL, M. (1987). Post-fire dynamics of shrublands dominated by Papilionaceae plants. *Ecologia Mediterranea*, XIII: 87-98.
- CASAL, M., BASANTA, M. & GARCÍA-NOVO, F. (1984). *La regeneración de los montes incendiados en Galicia*. Monografía nº 99, Universidade de Santiago de Compostela. 113 pp.
- CASTROVIEJO, S. (coord. gen.). (1986-2012). *Flora iberica*. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- CAVERO, R.Y. (2002). Post-fire regeneration strategies and cover dynamics of the understorey flora in a *Quercus robur* forest in Navarra (N Spain). En: Trabaud, L. & Prodon, R., *Fire and Biological Processes*: 69-82. Backhuys Publishers, Leiden.
- CAVERO, R.Y. & EDERRA, A. (1997). Evolución de la riqueza florística después de incendios controlados en un robleal de Navarra (España). *Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra. Serie Botánica*, 10: 55-66.
- DE LAS HERAS, J. D. L., ALFARO, R., HERNÁNDEZ, E. J., HEDO, J. & MOYA, D. (2011). Restauración y

- manejo de pinares de pino carrasco tras incendio en el sureste de la Península Ibérica. *Boletín del CIDEU*, 10: 63-79.
- DÍAZ-MAROTO, I.J. & VILA-LAMEIRO, P. (2007). Deciduous and semi-deciduous oak forests (*Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. pyrenaica*) floristic composition in the Northwest Iberian Peninsula. *Biologia*, 62: 163-172.
- DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P. & SILVA-PANDO, J. (2005). Autoecología des chênaies de *Quercus robur* L. en Galice (España). *Annals of Forest Science*, 62: 737-749.
- D.O.G. (1997). *Decreto 218/1997*, de 30 de julio, por el que se declara el parque natural de las Fragas do Eume.
- GARCÍA-TEJERO, S., TABOADA, A., TÁRREGA, R., SALGADO, J.M. & MARCOS, E. (2013). Differential responses of ecosystem components to a low-intensity fire in a Mediterranean forest: a three-year case study. *Community Ecology*, 14: 110-120.
- GODRON, M., DAGET, P., LONG, G., SAUVAGE, C., LE FLOC'H, E., EMBERGER, L., WACQUANT, J.-P. & POISSONNET, J. (1983). *Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu: principes et transcription sur cartes perforées* (2.^a ed.) CNRS, Paris. 292 pp.
- IGME. (1975). *Mapa Geológico de España*. Instituto Geológico y Minero Español. Ministerio de Industria, Madrid.
- IZCO, J. (1994). O Bosque Atlántico. En: Vales, C. (Ed.), *Os Bosques Atlánticos Europeos*: 13-49. Bahía Edicións, A Coruña.
- IZCO, J., AMIGO, J. & GUITIÁN, J. (1990). Los robledales galaico-septentrionales. *Acta Botánica Malacitana*, 15: 267-276.
- MENÉNDEZ, J.L., OLIVEROS, J., FERNÁNDEZ, R.R., RUBIO, E. & LORENZO, A. (2004). Asturnatura. Naturaleza y turismo. Flora y fauna. Disponible en: <http://www.asturnatura.com/> [31/01/2014]
- MUÑOZ, A., PESQUERA, X.M., GARCÍA-DURO, J., ÁLVAREZ, R., REYES, O. & CASAL, M. (2012). Conservation of *Erica ciliaris* and *Erica tetralix* communities: The role of land management and physical environment on the composition, species richness and presence of endemic taxa. *Wetlands*, 32: 639-703.
- ONAINDIA, M., DOMÍNGUEZ, I., ALBIZU, I., GARBISU, C. & AMEZAGA, I. (2004). Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. *Forest Ecology and Management*, 195: 341-354.
- PAUSAS, J.G. & KEELEY, J.E. (2014). Abrupt climate-independent fire regime changes. *Ecosystems*, 17: 1109-1120.
- PEREIRAS, J. & CASAL, M. (1994). Vegetation cover evolution in experimental plots after controlled burning. En: Viegas, D.X. (Ed.), *Proceedings of the 2nd International Conference on Forest Fire Research*: 923-935. University of Coimbra, Coimbra.
- PEREIRAS, J. & CASAL, M. (2002). Dynamics of an *Ulex* shrubland community subjected to prescribed burning. En: Trabaud, L. & Prodon, R. (Eds.), *Fire and Biological Processes*: 43-56. Backhuys Publishers, Leiden.
- PESQUEIRA, X. M., MUÑOZ, A., ÁLVAREZ, R., GARCÍA-DURO, J., REYES, O., BASANTA, M. & CASAL, M. (2005). Estudio ecológico del matorral atlántico de interés para conservación. Respuesta estructural a usos tradicionales en Galicia. *Revista Real Academia Galega de Ciencias*, 24: 41-60.
- PROENÇA, V., PEREIRA, H.M. & VICENTE, L. (2010). Resistance to wildfire and early regeneration in natural broadleaved forest and pine plantation. *Acta Oecologica*, 36: 626-633.
- PULGAR, Í., AMIGO, F.J. & GIMÉNEZ DE AZCÁRATE, J. (2006). *Guía da flora do Parque Natural Fragas do Eume*. Dirección Xeral de Conservación da Natureza, Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela. 108 pp.
- PYŠEK, P., JAROŠÍK, V., HULME, P.E., PERGL, J., HEJDA, M., SCHAFFNER, U. & VILÀ, M. (2012). A global assessment of alien invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18: 1725-1737.
- QUINTANILLA, L.G. & AMIGO, J. (1999). Catálogos de las pteridofloras de los espacios naturales protegidos de Galicia. *Botanica Complutensis*, 23: 99-110.
- RAUNKIAER, C. (1934). *The Life-Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Clarendon Press, Oxford. 632 pp.

- REINOSO, J. (1984). Contribución al conocimiento de la flora briofítica de Galicia. Briófitos de la Fraga de Caaveiro (La Coruña). I. Musgos. *Lazaroa*, 6: 237-247.
- REYES, O. & CASAL, M. (1998). Are the dominant species in N.W. Spain fire-prone? En: Trabaud, L. (Ed.), *Fire in Landscape Dynamics*: 177-188. *International Association of Wildland Fire*, Fairfield, Washington.
- REYES, O. & CASAL, M. (2008). Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *Journal of Vegetation Science*, 19: 575-583.
- REYES, O. & TRABAUD, L. (2009). Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. *Plant Ecology*, 202: 113-121.
- REYES, O., BASANTA, M., CASAL, M. & DÍAZ-VIZCAÍNO, E. (2000). Functioning and dynamics of woody plant ecosystems in Galicia (NW Spain). En: Trabaud, L. (Ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*: 1-41. WIT Press, Southampton.
- RIGUEIRO, A. (2002). *Bosques e paisaxe en Galicia*. Real Academia Galega de Ciencias, Santiago de Compostela. 108 pp.
- RODRÍGUEZ-CAMPOS, A., DÍAZ-MAROTO, I.J., BARCALA-PÉREZ, E. & VILA-LAMEIRO, P. (2009). Characterization of natural regeneration in stands of carballo (*Quercus robur* L.) in Galicia (NW Spain): relation to topography, climate and soil. *Analele Universitatii Stefan cel Mare Suceava, Sectiunea Silvicultura*, 11: 45-62.
- SILVA, J. S., VAZ, P., MOREIRA, F., CATRY, F. & REGO, F. C. (2011). Wildfires as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. *Landscape and Urban Planning*, 101: 349-358.
- TÁRREGA, R., CALVO, L., MARCOS, E. & TABOADA, A. (2006). Forest structure and understory diversity in *Quercus pyrenaica* communities with different human uses and disturbances. *Forest Ecology and Management*, 227: 50-58.
- 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: 60-73.
- TUTIN, T.G., HEYWOOD, V.H., BURGESS, N.A., MOORE, D.M., VALENTINE, D.H., WALTERS, S.M. & WEBB, D.A. (1964-1980). *Flora Europaea*. Cambridge University Press, Cambridge.
- VALES, C. (1992) *Forgoselo. Espacio natural*. Bahía Edicións, As Pontes de García Rodríguez, A Coruña. 84 pp.
- VALLEJO, V.R., ALLEN, E.B., ARONSON, J., PAUSAS, J.G., CORTINA, J. & GUTIÉRREZ, J.R. (2012). Restoration of Mediterranean-type woodlands and shrublands. En: van Andel, J. & Aronson, J. (Eds.), *Restoration ecology: the new frontier*. (2nd ed.): 130-144. Wiley, Chichester.
- VILÀ, M., ESPINAR, J.L., HEJDA, M., HULME, P.E., JAROŠIĆ, V., MARON, J.L., PERGL, J., SHAFFNER, U., SUN, Y. & PYŠEK, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14: 702-708.
- XUNTA DE GALICIA. CONSELLERÍA DO MEDIO RURAL E DO MAR. (2009). As Fragas do Eume constitúen a mellor representación de bosque atlántico termófilo en Europa (versión 18-07-2009). Disponible en: [http://www.medioruralemar.xunta.es/nc/es/institucional/comunicacion/noticia/?tx_ttnews\[tt_news\]=3114](http://www.medioruralemar.xunta.es/nc/es/institucional/comunicacion/noticia/?tx_ttnews[tt_news]=3114) [19/10/2013].