

1.2

ECOLOGÍA LIGADA AL FUEGO: RESILIENCIA EN REBOLLARES Y BREZALES

**TÁRREGA GARCÍA-MARES, R.
CALVO GALVÁN, L.
MARCOS PORRAS, E.
VALBUENA RELEA, L.
DE LUIS CALABUIG, E.**

Resumen

El fuego es un factor ambiental que ha modelado el paisaje de la cordillera Cantábrica, recorriendo de forma frecuente los ecosistemas que en ella se asientan. Entre ellos se encuentran los rebollares de *Quercus pyrenaica*, que históricamente han sufrido una importante pérdida de madurez, en parte debida a los incendios. Otros ecosistemas que ocupan amplias extensiones son los brezales, que en muchos casos representan etapas secundarias tras abandono de pastos o cultivos y persisten principalmente debido a la repetición de incendios, que frenan el avance sucesional hacia etapas forestales. La vegetación presente en el momento actual en ambos tipos de ecosistemas se caracteriza por una gran tolerancia al fuego, ya que las especies menos resistentes han sido desplazadas por aquellas capaces de sobrevivir o regenerarse rápidamente tras esta perturbación. En este contexto, en el presente trabajo se pretende realizar una revisión de los principales procesos y mecanismos de recuperación post-fuego de los rebollares y brezales situados en la cordillera Cantábrica. La diversidad florística del sotobosque de *Quercus pyrenaica* o de los brezales aumenta en los primeros años tras el fuego, debido principalmente a los efectos favorecedores del mismo en la germinación y rebrote de las especies herbáceas y a la menor competencia con las especies arbustivas. El rebrote es frecuente en herbáceas que presentan bulbos, rizomas o tallos subterráneos capaces de sobrevivir debido a la mala difusión del calor en el suelo, como muchas gramíneas, liliáceas, etc. En el curso del tiempo, estas especies tienden a disminuir, al recuperarse las leñosas propias de la comunidad. En estos ecosistemas, las especies leñosas se recuperan de forma mayoritaria por rebrote vegetativo a partir de órganos subterráneos que sobreviven al fuego. Este tipo de recuperación aparece tanto en especies arbóreas, como *Quercus pyrenaica*, como en especies arbustivas, como *Erica australis*, *Chamaespartium tridentatum*, *Cytisus scoparius* y *Genista florida*, entre otras. La supervivencia de raíces y órganos subterráneos es, además, de capital importancia en la sujeción del suelo, minimizando las pérdidas por erosión. Aunque el rebrote vegetativo es el mecanismo predominante en la recuperación después del fuego, existen muchas especies cuyas semillas resultan estimuladas por el calor, que favorece su germinación. Entre las especies germinadoras cabe destacar *Halimium umbellatum*, *Halimium alyssoides* y *Calluna vulgaris*, frecuentes en estos ecosistemas. En general, en todos los lugares estudiados se observa que después de varios años tras el fuego, las características estructurales que presentan son semejantes a las que presentaban antes del incendio. Por tanto, se les puede clasificar como sistemas de alta resiliencia a los incendios.

1. Resiliencia en comunidades de *Quercus pyrenaica*

Los rebollares, o robledales de *Quercus pyrenaica*, presentan su principal área de distribución en la península Ibérica. En la cordillera Cantábrica, son frecuentes sobre todo en exposiciones de solana, en situaciones de transición entre los bosques típicamente atlánticos (hayedos y robledales de *Quercus petraea*) y los típicamente mediterráneos (quejigares y encinares). Las características actuales de estos rebollares están condicionadas por siglos de actividad humana, siendo, con la excepción de las masas de coníferas, las formaciones arboladas que más han sufrido el impacto de los incendios forestales (Tárrega & Luis, 1990, 1992; Tárrega *et al.*, 1993; Luis Calabuig *et al.*, 2000, 2001). Por ello, las especies presentes en ellas se caracterizan por una gran tolerancia al fuego, puesto que las menos resistentes ya han sido eliminadas. En este trabajo se pretende realizar una breve revisión de los principales procesos y mecanismos implicados en la recuperación post-fuego, tanto a nivel de las especies dominantes, como del conjunto de la comunidad vegetal.

1.1. Mecanismos de recuperación de las principales especies

El principal mecanismo de recuperación de la vegetación después del fuego es por vía vegetativa, fundamentalmente por rebrote de cepa o de raíz. El rebollo es capaz de regenerarse activamente por ambos mecanismos, y también puede sobrevivir a los incendios de superficie, aunque con las ramas inferiores más o menos dañadas. Es de esperar que la capacidad de supervivencia al fuego esté condicionada a las dimensiones de los árboles. Para demostrarlo, entre 1981 y 1983 se muestrearon 40 zonas quemadas, midiendo la altura y el perímetro en un total de 465 robles supervivientes y 115 cuyas partes aéreas fueron totalmente destruidas, pero se mantenían en pie (Tárrega *et al.*, 1993). Pese a la gran variabilidad existente (Fig. 1), cuando se comparan los valores medios se detectan diferencias estadísticamente significativas. Sin embargo, cabe destacar la presencia de ejemplares de pequeño tamaño capaces de sobrevivir, mientras que hay algunos ejemplares muertos de grandes dimensiones.

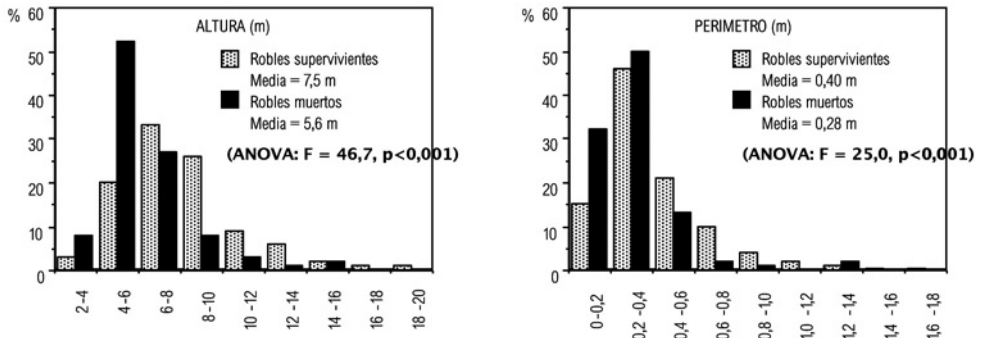


Figura 1 - Histogramas de distribución de frecuencia de los valores de altura y perímetro de los robles vivos y muertos. Se incluye el valor medio y el resultado del análisis de varianza.

Cuando las partes aéreas se destruyen, *Quercus pyrenaica* responde con una activa regeneración vegetativa, dando lugar a una gran densidad de rebotes, cuya altura media es de 1,7 m a los tres años, pero ya se observa algún ejemplar de esta altura a los 4 meses del incendio (Marcos *et al.*, 1993). Por tanto, incluso sin supervivencia de biomasa aérea, las partes subterráneas siguen protegiendo el suelo de la erosión, en periodos tan críticos como los primeros meses tras el fuego, y el rebrote garantiza la persistencia. Sin embargo, este masivo rebrote determina una elevada densidad de ejemplares (una media de 6 pies/m²) que mantienen el porte arbustivo, incrementando el riesgo y la susceptibilidad a nuevos incendios.



Figura 2 - Rebrote vegetativo en *Quercus pyrenaica*, *Genistella tridentata* y *Pteridium aquilinum*.

Otras muchas especies leñosas (*Erica australis*, *Genistella tridentata*, *Cytisus scoparius*, *Genista florida*, *Arctostaphylos uva-ursi*, etc.), propias de estas formaciones, responden con un rápido rebrote vegetativo a las pocas semanas del incendio (Fig. 2). También muchas especies herbáceas perennes (gramíneas, compuestas, plantagos, etc) poseen este mecanismo, enormemente desarrollado en el helecho común (*Pteridium aquilinum*), que, si estaba presente antes del incendio, es capaz de ocupar rápidamente el espacio vacío, ex-

tendiéndose por toda la zona (Tárrega & Luis, 1992; Del Barrio et al., 1999; Luis-Calabuig et al., 2000).

Pero también se produce una recuperación a partir de semillas, que sobreviven al fuego enterradas en el suelo (Valbuena & Trabaud, 1994). En muchas especies, el fuego estimula la germinación, lo que es frecuente en leguminosas (Tárrega et al., 1992) y sobre todo en cistáceas que, pese a no regenerarse vegetativamente, resultan favorecidas por los incendios (Valbuena et al., 1992). Esto se pone de manifiesto en ensayos de laboratorio (Valbuena & Tárrega, 1998; Luis-Calabuig et al., 2001); cuando se calientan las semillas a temperaturas similares a las alcanzadas en el suelo durante los incendios, se observa un aumento significativo de la tasa de germinación respecto a semillas control no tratadas, excepto en el caso de *Quercus pyrenaica* (Fig. 3).

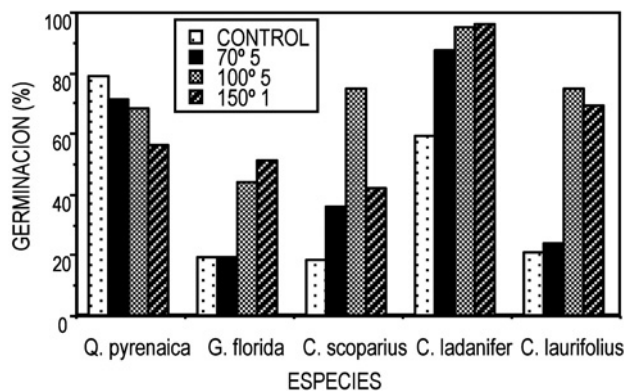


Figura 3 - Porcentajes de germinación de semillas de diversas especies leñosas, sometidas a diferentes tratamientos térmicos en laboratorios.

1.2. Mecanismos de recuperación de la comunidad vegetal

El grado de madurez de la comunidad antes del incendio condiciona en gran medida la supervivencia del arbolado y esto a su vez influye en la respuesta de toda la comunidad vegetal (Luis-Calabuig et al., 2000, 2001). En bosques maduros, con suelo bien estructurado y árboles grandes que sobreviven al fuego, se conservan suficientes condiciones microclimáticas para permitir la supervivencia o pronta reinstalación de las especies del sotobosque propias de estos robledales, fundamentalmente herbáceas perennes. En las formaciones degradadas no suele haber supervivencia de biomasa aérea, y el masivo rebrote de roble y otras leñosas arbustivas limitan a las herbáceas (Fig. 4), determinando además una menor diversidad y riqueza de especies (Tárrega et al., 1991).

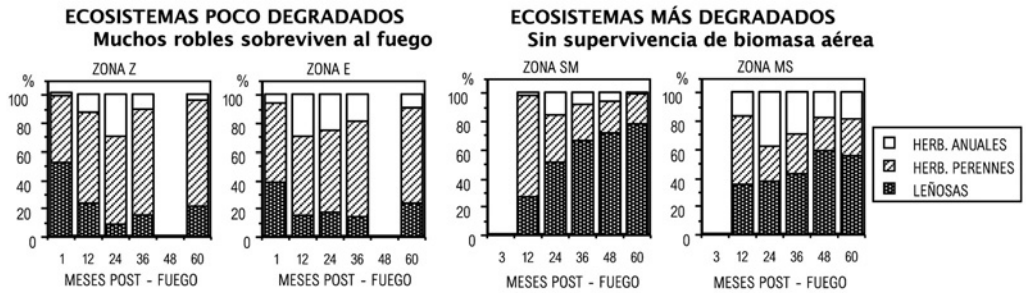


Figura 4 - Comparación del porcentaje de cobertura por especies leñosas, herbáceas perennes y anuales, en el sotobosque de robledales quemados, en función del nivel de madurez anterior al incendio.

Otro aspecto importante en la velocidad de recuperación de la comunidad es la época en que se produce el incendio (Calvo *et al.*, 1992 a). En general, los incendios de verano son más destructivos, debido a las condiciones de mayor desecación de la vegetación y a la mayor temperatura. Por ello, al cabo de un año, el porcentaje de suelo descubierto suele ser similar o incluso mayor que a los pocos meses de incendios de primavera y este retraso se mantiene durante el segundo año de regeneración (Fig. 5), aunque después tiende a amortiguarse.

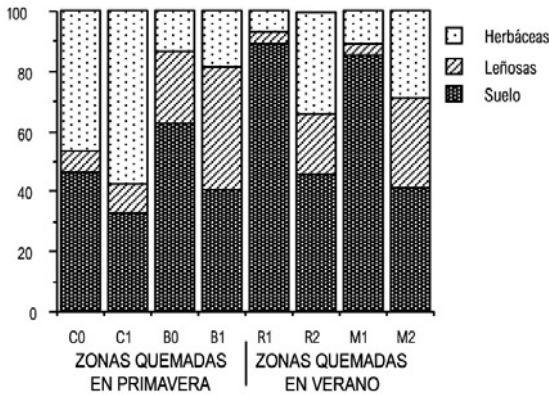


Figura 5 - Porcentaje de cobertura por especies leñosas, herbáceas y suelo descubierto en los primeros años de recuperación en zonas quemadas en primavera (C y B) y en verano (R y M). (Los números tras cada letra indican años desde el incendio: 0 = pocas semanas, 1 = 1 año, 2 = 2 años).

De cualquier manera, independientemente de la época del incendio o del nivel de madurez inicial de la comunidad, la recuperación se produce en todos los casos por autosucesión. Las especies presentan mecanismos para sobrevivir o regenerarse rápidamente tras el fuego, por lo que las que aparecen después del incendio son las mismas que ocupaban previamente la zona (Luis-Calabuig *et al.*, 2000, 2001). La importancia de la composición

florística inicial se pone claramente de manifiesto cuando se comparan tres zonas, situadas a menos de 20 Km de distancia, quemadas en verano de 1981, y con características similares antes del incendio (Tárrega & Luis, 1990). La autosucesión se comprueba porque existe un mayor parecido entre los muestreos de diferente edad de cada zona (Fig. 6).

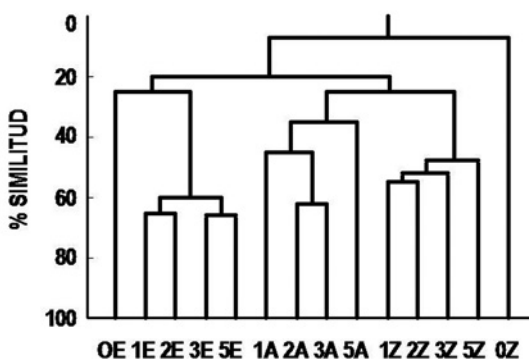


Figura 6 - Comparación de la comunidad vegetal mediante análisis de similitud (índice de Motyka, método U.P.G.M.A.) en tres zonas (A, E, Z) (Los números anteriores a cada letra indican años desde el incendio: 0E = 1 mes desde el incendio en la zona E, 5Z = 5 años desde el incendio en la zona Z).

1.3. Fases de recuperación post-fuego en rebollares de *Quercus pyrenaica*

La recuperación después de incendio en estas comunidades se podría resumir en cuatro fases, aunque algunas se superponen en el tiempo: 1) Predominio del suelo vacío, que suele mantenerse hasta el segundo año después de incendios de verano, 2) Rebrote de especies leñosas propias de la comunidad, que se produce a las pocas semanas, o incluso pocos días del incendio, 3) Proliferación de especies herbáceas, que es máxima entre 1 y 3 años, y 4) Recuperación, en un periodo de tiempo variable, de una estructura similar a la anterior al incendio, aunque siempre existe, en mayor o menor medida, una pérdida neta de madurez (Fig. 7).

Por tanto, aunque existe una marcada resiliencia, que garantiza la supervivencia de las especies y el mantenimiento de las comunidades, el incremento en la frecuencia de incendios determina una pérdida progresiva de madurez de estos ecosistemas (Tárrega & Luis, 1992; Luis-Calabuig *et al.*, 2000).

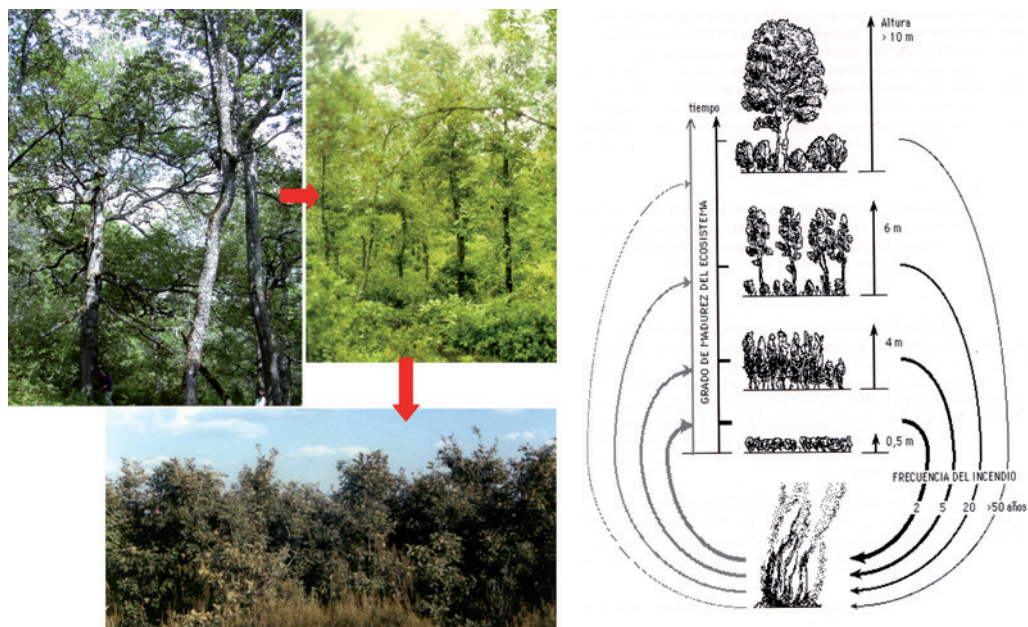


Figura 7 - Autosucesión en rebollares en función de las características previas de madurez del sistema. Se observa una progresiva degradación en función de la repetición de incendios.

2. Resiliencia en comunidades de Brezal

Otras comunidades vegetales que han ocupado y ocupan una amplia superficie en la provincia de León, son los matorrales, que en el año 2004 representaban aproximadamente el 50% (Moran, 2007). El origen de estas comunidades se puede buscar en los incendios forestales, bajo la acción directa o indirecta del hombre, que ocurren en las masas arboladas. De tal manera que las áreas que inicialmente estaban cubiertas por bosques quedan reducidas a sus etapas seriales de matorral (Calvo, 1993; Calvo, *et al.*, 1998 a, b, 2002 a, b, c, 2005). Otra de las causas de la aparición de estas comunidades es la corta o tala de los bosques (Calvo 1993) cuya finalidad ha sido cubrir las necesidades de madera para uso doméstico, construcción y leña. Por último, cabe señalar la acción indirecta a través de un abusivo pastoreo y posterior abandono (Luis-Calabuig *et al.*, 2000).

Así mismo, hay que considerar que otras de las principales actividades que sobre ellas y desde antiguo se han estado ejerciendo y aún se siguen en el momento actual son, por un lado, la quema (Calvo *et al.*, 1992 b) con el fin de producir más pasto y abrir caminos para el ganado y por otro lado, la corta o desbroce, que en el momento actual representa una de las formas de gestión de zonas extensivas de matorral con el fin de crear pastos.

Por tanto, después de ambas perturbaciones las comunidades de matorral inician un proceso de sucesión secundaria, que permite recuperar las condiciones que presentaban en la situación original.

2.1. Brezales dominados por *Erica australis*

Entre las comunidades de matorral de la provincia de León, los brezales dominados por *Erica australis* son los que ocupan mayor superficie (Calvo et al., 2000). La recuperación después de fuego en este tipo de comunidades ha sido estudiada desde el año 1985 por investigadores del Área de Ecología de la Universidad de León en brezales situados en Quintana de Rueda y Palacios de Rueda (Noroeste de la provincia de León) (Calvo et al., 1989). En estos estudios se pone de manifiesto que a los dos años después de la quema (Fig. 8) hay un claro predominio de las especies leñosas, dominadas principalmente por *Erica australis* (Calvo et al., 1998 a, b; 2000). Esta especie tiene una gran capacidad de rebrote a partir de cepa una vez que se ha eliminado su biomasa epigea. Así, en los primeros meses de recuperación, esta especie junto con el resto de las leñosas (*Erica umbellata*, *Halimium alyssoides*, *Halimium umbellatum*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Chamaespartium tridentatum*, etc.) manifiesta un incremento significativo en los valores de cobertura globales hasta el octavo año después de la quema, momento en el cual la cobertura se estabiliza (Calvo et al., 2002 a, c). Por lo que se refiere a las herbáceas, destacar que tanto las anuales, representadas principalmente por *Aira caryophyllea* y las perennes (*Avena marginata*, *Arenaria mon-*

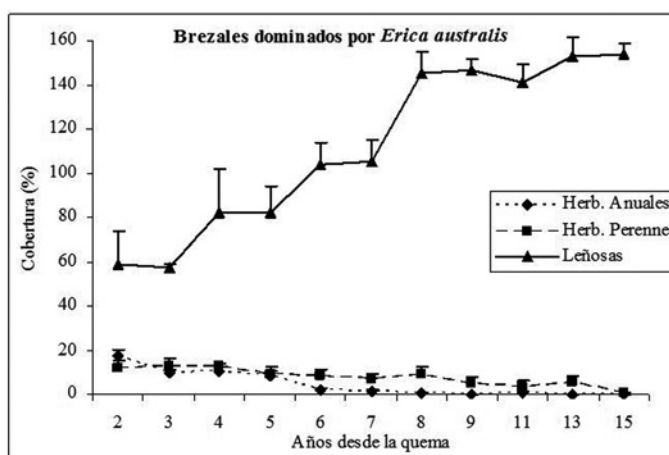


Figura 8 - Cambios de los valores medios de los porcentajes de cobertura visual de los biotipos (herbáceas anuales, herbáceas perennes y leñosas) después de la quema en brezales dominados por *Erica australis*.

tana y *Hypochoeris radicata*) (Calvo et al., 2002 c) tienen los valores de cobertura más elevados durante el 2° y 3° año después de la perturbación. A partir de este momento las herbáceas anuales prácticamente desaparecen y las herbáceas perennes se mantienen en la comunidad con valores de importancia relativamente bajos.

Por tanto, se podría señalar que la resiliencia después de quema es muy elevada, de tal forma que a partir del 8° año la comunidad ha recuperado la situación original.

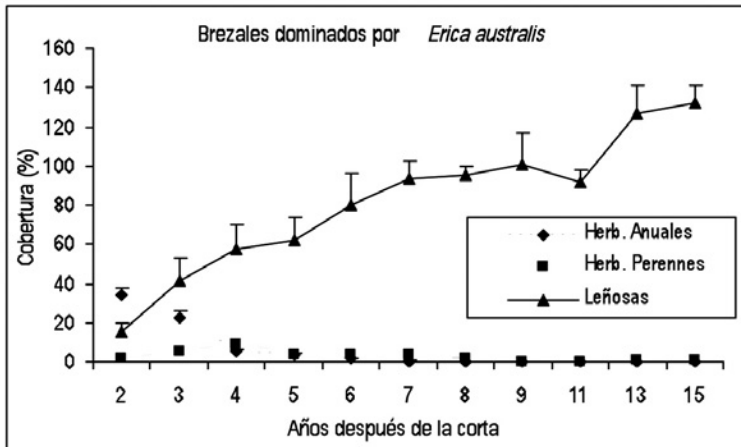


Figura 9 - Cambios de los valores medios de los porcentajes de cobertura visual de los biotipos (herbáceas anuales, herbáceas perennes y leñosas) después de la corta en brezales dominados por *Erica australis*.

La recuperación después de corta es similar a lo que se observa en el anterior caso, si bien se observan algunas diferencias, fundamentalmente durante los primeros años de regeneración (Fig. 9, 10). Así durante el segundo año de recuperación después de corta hay un claro predominio de las especies herbáceas frente a las leñosas. Esto es debido a que la especie leñosa dominante (*Erica australis*) comienza a tener un rebrote masivo más tarde después de corta (a partir del segundo año) en comparación con la respuesta después de quema. Sin embargo a partir del 3° año la recuperación de la comunidad es similar después de ambas perturbaciones (Calvo et al., 2002 a, b, c). Esto determina que a los seis años de recuperación no existan diferencias significativas entre corta y quema (Fig. 10).

Por tanto, al igual que ocurría con la quema, los brezales presentan una alta resiliencia después de corta y los procesos de sucesión secundaria después de ambas perturbaciones se ajustan al modelo de autosucesión (Calvo, et al., 1992 b; Calvo, 1993; Calvo et al., 2005).

Recuperación después de quema



1 año

Recuperación después de corta



1 año



6 años



6 años

Figura 10 - Fotos de la recuperación de los brezales después de quema y corta al año y a los seis años después de los tratamientos experimentales.

2.2. Brezales dominados por *Calluna vulgaris*

Otras de las comunidades de matorral que presentan especial interés de conservación en la provincia de León, son los brezales dominados por *Calluna vulgaris*, que se localizan en la vertiente sur de la cordillera Cantábrica ya que esta localización representa la disposición más meridional de su área de distribución mundial (NW de Europa). La respuesta de estos brezales a perturbaciones se ha estudiado desde Área de Ecología de la Universidad de León, en comunidades situadas en el puerto de San Isidro (Norte de la provincia de León) (Calvo *et al.*, 1990), donde se observa una clara diferencia en los procesos de recuperación post-fuego a largo plazo (Fig. 11) al compararlos con los brezales dominados por *Erica australis*. Así, durante los 6 primeros años después de la quema hay una clara dominancia de las especies herbáceas tanto anuales como perennes, entre las que destacan *Festuca rubra* y *Deschampsia flexuosa* (Calvo *et al.*, 1992 b). Las especies leñosas comienzan a ser dominantes a partir de 7º año y sólo durante el año 15º después de la quema alcanzan valores de cobertura próximos al 100%. Esta recuperación más lenta en la cobertura de las especies leñosas se debe a que la especie dominante en estas comunidades, *Calluna vulgaris*, sólo se recupera por germinación, proceso que se ve condicionado por la competencia con otras

especies presentes en la zona, tanto leñosas como herbáceas. Así, la dominancia de las especies herbáceas durante los primeros años de recuperación afectan negativamente a la germinación de *C. vulgaris*. Sin embargo, la especie leñosa que mejor se recupera a corto plazo después de quema es *Vaccinium myrtillus*, que mantiene elevados porcentajes de cobertura hasta el año 15° cuando *Calluna* la desplaza por competencia.

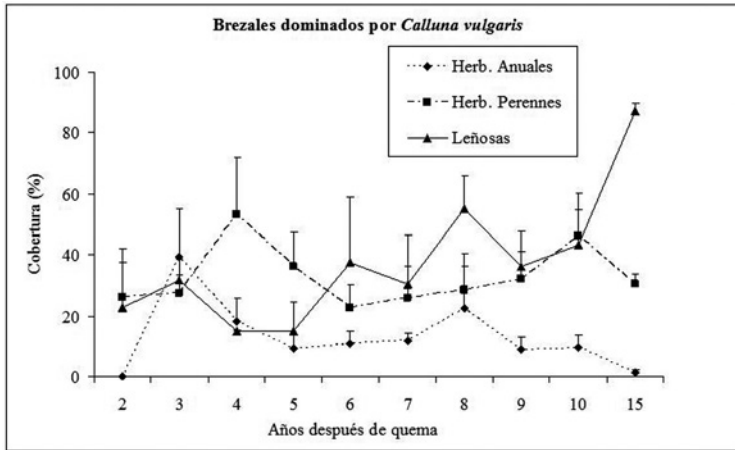


Figura 11 - Cambios de los valores medios de los porcentajes de cobertura visual de los biotipos (herbáceas anuales, herbáceas perennes y leñosas) después de la quema en brezales dominados por *Calluna vulgaris*.

La respuesta de regeneración después de corta (Fig. 12) no manifiesta diferencias significativas en la dinámica post-perturbación de la comunidad con la quema. Sin embargo, se observan diferencias en la recuperación de cada una de las especies leñosas, analizadas de forma independiente (Calvo *et al.*, 2002b). Así, la especie dominante, *Calluna vulgaris*, no se recupera después de corta, ya que su germinación se ve influida negativamente por la competencia que ejerce el importante rebrote vegetativo de *Erica tetralix* (Calvo *et al.*, 2005). Por tanto, 15 años después de corta se ha observado un cambio en la especie dominante de la comunidad, pasando a ser un brezal dominado por *Erica tetralix*.

Por tanto, se podría señalar que los brezales dominados por *Calluna vulgaris* presentan muy baja resiliencia después de perturbaciones como quema y corta, ya que necesitan más de 15 años para alcanzar una situación similar a la pre-perturbaciones. Así mismo, después de corta se produce un cambio en la especie dominante de la comunidad.

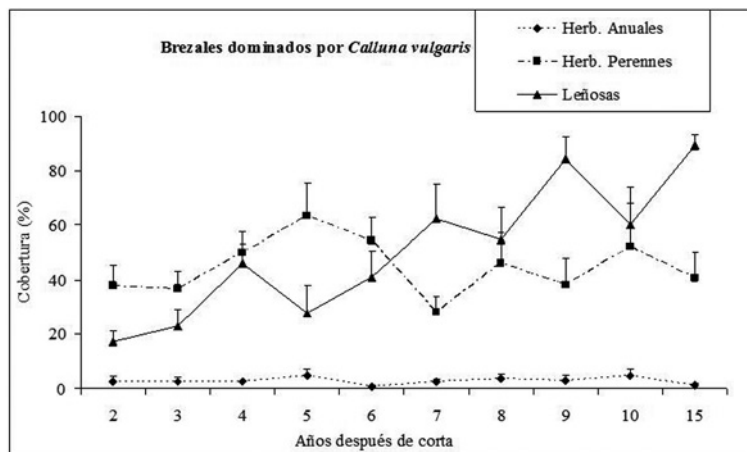


Figura 12 - Cambios de los valores medios de los porcentajes de cobertura visual de los biotipos (herbáceas anuales, herbáceas perennes y leñosas) después de la corta en brezales dominados por *Calluna vulgaris*.

Bibliografía

Calvo, L., Luis, E. & Tárrega, R., 1989. Regeneración de herbáceas en parcelas experimentales de matorral. Options Méditerranéennes - Série Séminaires - n° 3: 127-130.

Calvo, L., Luis, E. & Tárrega, R., 1990. Sucesión secundaria en un brezal montano del Puerto de San Isidro (León) tras quema, corta y arranque experimentales. Botánica Pirenaico-Cantábrica. Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología, 5: 367-374.

Calvo, L., Tárrega, R., Luis, E. & Marcos, E., 1992 a. Differences in vegetal regeneration by effects of spring and summer fires in *Quercus pyrenaica* forests. En: Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes. Ed. A. Teller, P. Mathy, J.N.R. Jeffers. 855-857. Elsevier.

Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E., 1992 b. The effect of human factors (cutting, burning and uprooting) on experimental heathlands plots. Pirineos, 140: 15-27.

Calvo, L., 1993. Regeneración vegetal en comunidades de *Quercus pyrenaica* Willd. después de incendios forestales. Análisis especial de comunidades de matorral. Tesis Doctoral. Universidad de León.

Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E., 1998 a. Space-time distribution patterns of *Erica australis* L. subsp. *aragonensis* (Willk) after experimental burning, cutting, and ploughing. Plant Ecology 137, 1-12.

Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E., 1998 b. Twelve years of vegetation changes after fire in an *Erica australis* community. En: Fire Management and Landscape Ecology. Ed. Louis Trabaud. 123-136. International Association of Wildland Fire, Fairfield, USA.

Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E., 2000. 15 años de sucesión después de corta experimental en brezales de *Erica australis*. Pirineos, 155: 75-90.

Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E., 2002 a. The dynamics of mediterranean shrubs species over 12 years following perturbations. Plant ecology, 160: 25-42.

Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E., 2002 b. regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the cantabrian mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. Acta oecologica 23 (2): 81-90.

Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E., 2002 c. Secondary succession after perturbations in a shrubland community. Acta oecologica, 23: 393-404.

Calvo, L., Tárrega, R., Luis, E., Valbuena, L. & Marcos, E., 2005. Recovery after experimental cutting and burning in three shrub ecosystems situated in a climatic gradient. Plant ecology, 180: 175-185.

Del Barrio, J., Luis, E. & Tárrega, R., 1999. Comparison of the vegetativa response of *Arctostaphylos uva-ursi* to experimental cutting and burning. Plant Ecology, 145: 191-195.

Luis-Calabuig, E., Tárrega, R., Calvo, L., Marcos, E. & Valbuena, L., 2000. History of landscape changes in northwest Spain according to land use and management. En: Life and environment in Mediterranean Ecosystem Ed. Louis Trabaud. 43-86 Wit Press. Southampton. United Kingdom.

Luis-Calabuig, E., Tárrega, R., Calvo, L., Valbuena, L. & Marcos, E., 2001. Fuego y paisaje en áreas de dominio del Roble Rebollo. Ecosistemas, 1/2001. Enero – Abril.

Marcos, E., Tárrega, R., Luis-Calabuig, E. & Calvo, L., 1993. Growth of *Quercus pyrenaica* shorts in burnt areas. Posibilitéis of improvement. En: Fire in Mediterranean Ecosystems. Ed. Louis Trabaud & Roger Prodon. 209-219. ECSC-EEC-EAEC, Bruselas.

Moran, A., 2007. Análisis de los cambios espacio-temporales en las unidades de vegetación de la cordillera Cantábrica (Sector leonés). DEA (Diploma de Estudios Avanzados) de la Universidad de León.

Tárrega, R. & Luis, E., 1990. Forest fires and climatic features in León province (Spain). Fire effects on *Quercus pyrenaica* ecosystems. En: Fire in Ecosystem Dynamics. Eds. J.G. Goldammer & M.J. Jenkins, 63-69. SPB Academic Publishing, The Hague.

Tárrega, R., Calvo, L. & Luis, E., 1991. La diversidad como indicador del grado de recuperación en comunidades con predominio de especies que se regeneran vegetativamente tras perturbaciones. En: Diversidad Biológica. Eds. F.D. Pineda, M.A. Casado, J.M. de Miguel & J. Montalvo. 231-233. Fundación Ramón Areces, Madrid.

Tárrega, R., Calvo, L. & Trabaud, L., 1992. Effect of high temperatures on seed germination of two woody leguminosae. *Vegetatio*, 102: 139-147

Tárrega, R. & Luis, E., 1992. Incendios forestales en la provincial de León. Ed. Universidad de León. Colección "Conocer León", nº 10.

Tárrega, R., Luis, E. & Calvo, L., 1993. Supervivencia y regeneración post-fuego del roble (*Quercus pyrenaica* Willd.). Congreso Forestal Español, Ponencias y Comunicaciones, tomo III, 257-262. Lourizán.

Valbuena, L.; Tárrega, R. & Luis, E., 1992. Influence of heat on seed germination of *Cistus laurifolius* and *Cistus ladanifer*. *International Journal of Wildland Fire*, 2: 15-20.

Valbuena, L. & Trabaud, L., 1994. Comparison between the soil seed banks of a burnt and an unburnt *Quercus pyrenaica* Willd Forest. *Vegetatio*, 119: 80-91

Valbuena, L. & Tárrega, R., 1998. The influence of heat on the germination capacity and survival rate of *Quercus pyrenaica* seeds. *New Forest*, 16: 177-183.



Los brezales ocupan amplias extensiones de la cordillera Cantábrica y persisten por la repetición de incendios (Balouta, León).