



9CFE-1217

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: 978-84-941695-7-1

Organiza





Efecto del tiempo tras fuego en la estructura de una comunidad de bosque atlántico caducifolio europeo en comparación con la etapa climácica

CRUZ, O. (1), MOURENTE, R. (2), F. RIVEIRO, S. (2) y REYES, O. (2)

(1) BIOAPLIC, Área de Ecología, Departamento de Biología Funcional. Universidade de Santiago de Compostela. Campus Terra, Lugo, 27002, España.

(2) BIOAPLIC, Área de Ecología, Departamento de Biología Funcional. Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida, Santiago de Compostela, 15702, España.

Resumen

Los bosques son importantes para el equilibrio entre la naturaleza y la humanidad, siendo un seguro contra la despoblación de comarcas intrínsecamente pobres. Los incendios forestales (90% de origen antrópico) producen graves pérdidas en el medio. Los bosques caducifolios atlánticos son los ecosistemas predominantes en la Región Biogeográfica Atlántica, estando formados principalmente por *Quercus pyrenaica* Willd. y *Castanea sativa* Mill.

El estudio se centra en el LIC Ancares-Courel, donde se produjeron 3 incendios forestales en los años 2022 (Sierra del Courel), 2017 y 2006 (Sierra de Ancares). Se comparó la etapa climácica de estos bosques con 1, 7 y 18 años tras incendio. La recuperación se cuantificó a través de los cambios en la estructura vertical de la vegetación, la altura media de las especies leñosas y la cobertura horizontal global.

Un año después de incendio, los estratos de copas estaban prácticamente recuperados y tras 18 años la recuperación fue total. La altura media de las leñosas llegó a ser superior a la de la etapa climácica y la cobertura horizontal global a partir de 7 años post-incendio, alcanzó valores semejantes a la etapa climácica. Este bosque fue capaz de recuperar su estructura y cobertura en poco tiempo.

Palabras clave

Bosque atlántico caducifolio, cobertura horizontal, estructura vertical, fuego, resiliencia.

1. Introducción

El fuego es un factor ecológico con efectos importantes a corto y largo plazo en la vegetación, así como un agente conductor de la naturaleza de los ecosistemas y que también puede ser necesario para su mantenimiento (GANTEAUME et al., 2013; HE et al., 2019). El uso del fuego como práctica agrícola y ganadera (quema de rastrojos, restos de poda y la quema periódica de matorral para favorecer el rebrote de pastos) es la causa principal de los incendios forestales en Galicia (XANTHOPOULOS et al., 2006).

Las especies vegetales que componen, la mayoría de nuestros ecosistemas son especies de alta combustibilidad, debido a su bajo contenido en agua y presencia de aceites u otras sustancias inflamables (MATAIX-SOLERA y GUERRERO, 2007). Además, la falta de discontinuidad entre las masas forestales favorece la propagación del fuego.

La presión humana sobre el bosque ha cambiado notablemente. La población rural tradicionalmente integrada en el medio rural propiciaba una relación

positiva entre el monte, (aprovechando sus productos y manteniendo limpia el área, con el uso de las leñas) y las personas (MATAIX-SOLERA y GUERRERO, 2007).

Los daños que se producen por los incendios forestales no son solo económicos, sino también ambientales. La destrucción de la vegetación por el fuego puede llegar a facilitar procesos de erosión con pérdidas de suelo y del régimen hidrológico. En las últimas dos décadas, los bosques caducifolios atlánticos europeos han aumentado la susceptibilidad al fuego, debido a una combinación entre cambio climático y factores antropogénicos (URBIETA et al., 2019, ZIN et al., 2022).

Los bosques caducifolios atlánticos son los ecosistemas predominantes en la Región Biogeográfica Atlántica. En la Península Ibérica, la región atlántica se extiende desde las montañas del norte de Portugal hasta el norte de España (CELAYA et al., 2022, CHAZARRA et al., 2011).

La resiliencia al fuego de una comunidad vegetal se puede determinar examinando la capacidad o el fracaso de las comunidades para restaurar su estructura (CRUZ et al., 2024). La estructura vertical, la altura media de las leñosas del sotobosque o la cobertura horizontal global de una comunidad cambia rápidamente después de una perturbación y proporciona una perspectiva global de la estructura de la comunidad en las etapas sucesionales posteriores hasta alcanzar la etapa climácica (ÁLVAREZ et al., 2009, MUÑOZ et al., 2012).

2. Objetivos

La finalidad principal de este estudio fue evaluar el proceso de regeneración vegetal tras incendio de un ecosistema de bosque caducifolio atlántico dominado por *Q. pyrenaica* y *C. sativa* presente en la Zona Especial de Conservación (ZEC) Ancares-Courel, a corto, medio y largo plazo y compararlo con un escenario no quemado en etapa clímax. Para ello, se establecieron los siguientes objetivos concretos:

- Analizar la dinámica de la estructura vertical del ecosistema, comparando el porcentaje de cobertura media por estrato en las parcelas a corto, medio y largo plazo, con respecto a la comunidad no quemada.
- Determinar la altura media de las especies leñosas y ver su variación en el tiempo tras incendio.
- Evaluar cómo varía la cobertura horizontal global en las parcelas de corto, medio y largo plazo, con respecto a la etapa climácica.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

Este estudio se ha llevado a cabo en la ZEC Ancares-Courel, situado en la comarca sureste de la provincia de Lugo (España). La ZEC Ancares-Courel tiene una extensión de 102635438.90 ha, siendo una de las zonas con masas frondosas bien conservadas y destacables como la Devesa da Rogueira (IEPNB, 2025).

Además, la Sierra de los Ancares pertenece a dos Reservas de la Biosfera transfronterizas: la Reserva de la Biosfera de los Ancares Lucenses y Montes de Cervantes, Navia y Becerreá y la Reserva de la Biosfera de los Ancares leoneses (VILA LAGE et al., 2020). La Sierra de los Ancares presenta una vegetación climática correspondiente a bosques caducifolios y matorrales, siendo parte sustituidos en parte por comunidades de herbáceas y arbustos en los pisos montano y subalpino (SILVA-PANDO et al., 2012). En estos pisos predominan los cambisoles y los leptosoles respectivamente, en el caso de las rocas ácidas,

mientras que las rocas básicas aparecen en los phaeozem.

La Sierra de Courel, por su parte, se incluye en la Reserva de la Biosfera de la Ribeira Sacra y Sierras de Oribio y Courel. Constituye una sierra fracturada y fallada; pertenece al piso montano y a la región eurosiberiana (ÁLVAREZ y CARBALLAL, 2002). Los materiales mayoritarios son de origen ácido: esquistos, cuarcitas y areniscas, con presencia de bandas de calizas marmóreas. Climáticamente es heterogénea (con temperaturas y precipitaciones medias de 8°C y 1800 mm), por lo que también lo es su vegetación (IZCO et al., 1986).

Los muestreos se realizaron en ecosistemas de bosque atlántico caducifolio dominados de *Q. pyrenaica* y *C. sativa*. En estas zonas, se realizaron recorridos tanto a pie como mediante de vehículo de motor con el fin de encontrar ejemplos representativos de cada una de las zonas.

3.2. Establecimiento de parcelas de muestreo

En la ZEC Áncares-Courel, hicimos una comparación de áreas afectadas por incendios que llevan distintos tiempos regenerándose, corto plazo tras incendio (incendio de 2022), medio plazo tras incendio (incendio de 2017), largo plazo tras incendio (incendio de 2006) y área no quemada o etapa climax. A cada una de estas situaciones se denominaron: estadio de QCP, estadio de QMP, estadio de QLP y estadio no quemado, respectivamente.

En cada situación post-incendio y control, se establecieron 5 parcelas diferentes de este ecosistema, con una distancia mínima de 100 m de separación entre las mismas. Cada parcela era un cuadro de 30x30 m, dentro del cual se delimitaron 4 subparcelas de 2x2 m siguiendo siempre la misma orientación.

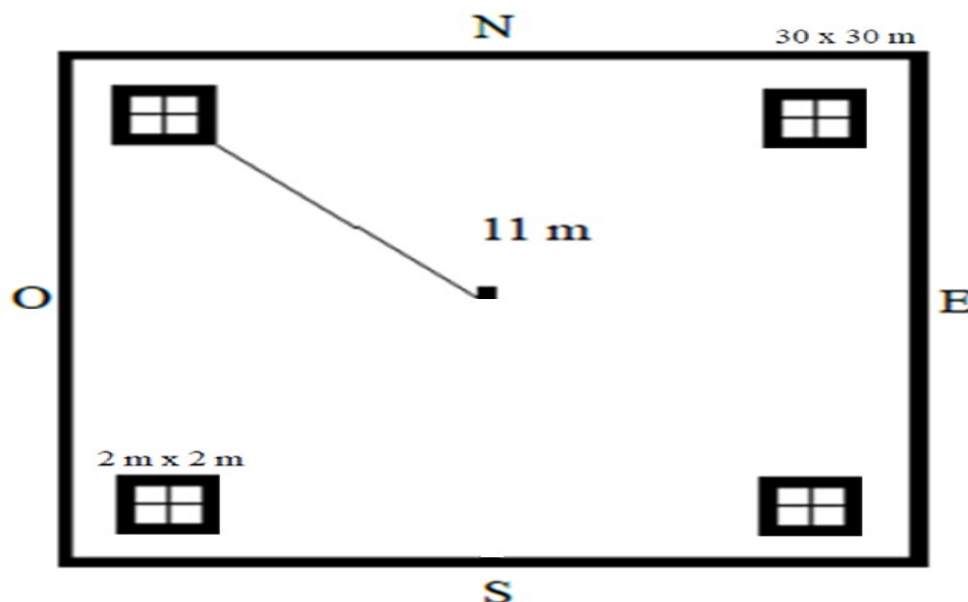


Figura 1: representación gráfica de una parcela de 30x30 m, incluyendo la disposición espacial de las subparcelas de 2x2 m.

3.3. Estudio vegetativo

En este estudio se analizaron las siguientes variables en las subparcelas de 2x2 m: estructura vertical, altura media de las especies leñosas y cobertura horizontal global.

Para estudiar la estructura vertical, se tomó como modelo el de CRUZ et al., (2024) y se establecieron 8 estratos verticales, tal como se indican a continuación: I (0-0,25 m); II (0,25-0,5 m); III (0,5-1 m); IV (1-2 m); V (2-4 m); VI (4-8 m); VII (8-16 m); VIII (>16 m).

La altura media de las especies leñosas se obtuvo con la recogida de 4 datos aleatorios dentro de la parcela de 2x2 m en las subparcelas estudiadas. Por último, la cobertura horizontal global se dividió en cuatro variables: vegetación, suelo vacío (tierra/piedra), necromasa en pie y necromasa tumbada.

3.4. Análisis estadístico

El efecto del fuego en la vegetación se evaluó durante los tres periodos muestreados post-incendio (QCP, QMP y QLP) en comparación con el periodo no quemado. Se realizó un análisis preliminar para determinar la distribución de las variables de estudio. La prueba de normalidad de Shapiro-Wilk indicó una distribución normal de los datos.

Posteriormente, se utilizaron Modelos Lineales Generalizados (MLGs) con un nivel de significancia de 0,05 para analizar la estructura vertical de la comunidad, en los que se examinaron los factores de estrato y estado quemado (no quemado/quemado). La combinación de factores se analizó mediante la prueba post-hoc de Tukey para identificar cambios significativos en cada estrato estudiado después del incendio.

La altura media de las especies leñosas se analizó a través de una ANOVA de un factor (no quemado/quemado), donde se comprobó como las especies leñosas se mueven a medida que aumenta el tiempo de regeneración post incendio con respecto al control.

Por último, en la cobertura horizontal global utilizaron (MLGs) con un nivel de significancia de 0,05, en los que se examinaron los factores de cobertura horizontal global y estado quemado (no quemado/quemado). La combinación de factores se analizó mediante la prueba post-hoc de Tukey para identificar cambios significativos en cada estrato estudiado después del incendio. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software IBM SPSS Statistics (versión 28).

4. Resultados

4.1. Estructura vertical

La estructura vertical en las zonas no quemadas, presentan una cobertura en el estrato de 0-0.25 m cercano al 50%. A medida que aumentamos los estratos del sotobosque, la cobertura disminuye hasta llegar al 19% y vuelve a aumentar hasta llegar en los estratos de copas (8-16 m) al 64%. Estadísticamente, encontramos diferencias significativas entre la comunidad no quemada y las quemadas ($p < 0.001$).

El análisis de la cobertura por estratos en las parcelas QCP, muestra que en el estrato más bajo, se registra una cobertura del 45% y disminuye en los estratos del sotobosque hasta el 10%, aumentando hasta el 37% en los estratos de copas.

En las parcelas QMP, el estrato más bajo alcanza un porcentaje de 67% y de 78% en el estrato de copas. En los estratos intermedios, la cobertura tiende a disminuir a medida que aumentan los estratos, llegando al 24% en el estrato de 2-4 m.

Por último, en las parcelas QLP, encontramos una cobertura del 55% en el estrato inferior y disminuye hasta el estrato de 1-2 m. En este caso, el estrato de 4-8 m es el que mayor cobertura presenta, con un 65% y se mantiene en los dos siguientes

estratos superiores, con valores entre el 51 y 59%, respectivamente.

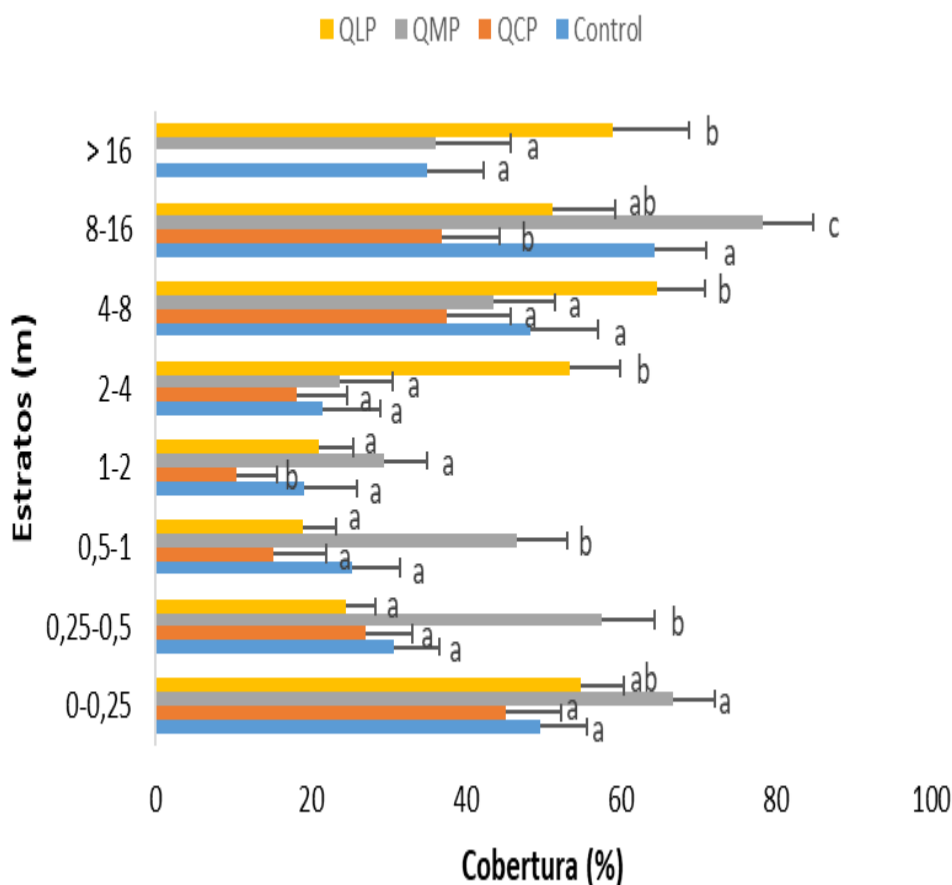
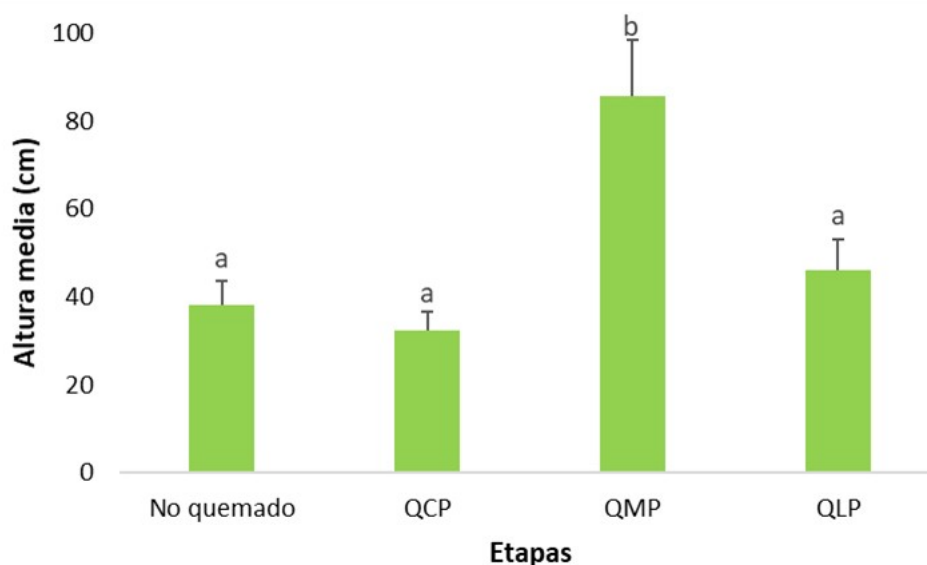


Figura 2. Cobertura por estratos de las cuatro comunidades estudiadas (No quemado; QCP: corto plazo tras incendio; QMP: medio plazo tras incendio; QLP: largo plazo tras incendio). Letras minúsculas indican diferencias significativas en el mismo estrato entre las cuatro comunidades estudiadas.

4.2. Altura media de las especies leñosas

La altura media de las leñosas varía dependiendo del momento de la recuperación post-incendio en el que nos encontremos ($p < 0.001$). En la comunidad climácica encontramos que la altura media de las leñosas alcanza un valor de 38.1 cm. En el ecosistema QCP, la altura media de las leñosas alcanza una altura de 32.3 m. En esta etapa, la altura de la vegetación se acerca a la del ecosistema no quemado, habiendo una recuperación rapidísima, un año después de incendio.

En los ecosistemas QMP, la altura media de las leñosas aumenta significativamente con respecto a los ecosistemas no quemados, aumentando el valor más del doble, obteniéndose un valor de 85.6 cm ($p < 0.001$). Por último, en los ecosistemas QLP, la altura media disminuye, volviendo a valores cercanos a los que encontramos en ecosistemas no quemados. El valor que alcanza es de 46.1 cm. Es por ello, que los ecosistemas de *Q. pyrenaica* y *C. sativa*, vemos como a medida que avanza el tiempo post-incendio, la recuperación de las leñosas del sotobosque alcanzan valores cercanos a los ecosistemas no quemados.



4.3. Cobertura horizontal global

La cobertura horizontal global de los ecosistemas de *Q. pyrenaica* y *C. sativa* varían dependiendo en el periodo post-incendio en el que nos encontremos ($p < 0.001$).

En el ecosistema no quemado, la vegetación viva representa un 68.1% del valor total de cobertura global. El siguiente valor en importancia es el de la necromasa tumbada con un porcentaje del 28% y el del suelo vacío con un valor del 4%. Estos datos nos dan una aproximación del alto valor de vegetación que hay en estos ecosistemas y también de necromasa muerta. Los ecosistemas QCP tienen una cobertura de la vegetación del 54%. La cobertura de la necromasa tumbada aumenta con respecto al no quemado en un 39%, mientras que el suelo vacío y la necromasa en pie presentan valores semejantes, 5.4 y 1.9%, respectivamente.

La cobertura de vegetación en la etapa a medio plazo tras incendio alcanza un valor del 85.5%, siendo muy superior al no quemado ($p < 0.001$). El valor de necromasa tumbada, alcanza un valor inferior al no quemado (13.1%) y los valores de suelo vacío y necromasa en pie son cercanos al 1%. Por último, en los ecosistemas QLP, el porcentaje de vegetación es similar al no quemado 63%, y la necromasa tumbada también 32.6%. El suelo vacío alcanza un valor del 4.4%, pudiendo haber llegado a la etapa clímax del ecosistema en esta variable.

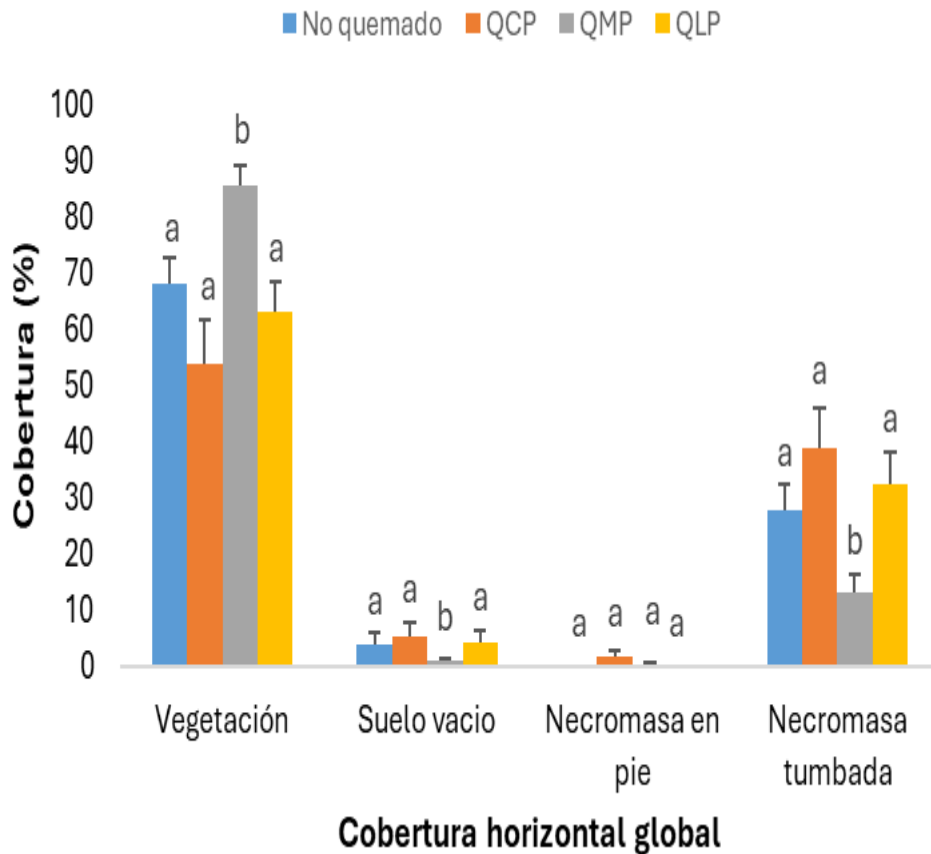


Figura 4: Cobertura horizontal global de las etapas tras incendio estudiadas (No quemado; QCP: corto plazo tras incendio; QMP: medio plazo tras incendio; QLP: largo plazo tras incendio). Variables de cobertura global: Vegetación, Necromasa tumbada, Necromasa en pie y Suelo vacío. Letras minúsculas indican diferencias significativas, dentro de cada categoría de cobertura, entre las cuatro comunidades estudiadas.

5. Discusión

En este estudio, evaluamos el efecto de los incendios forestales en la regeneración de la vegetación de un ecosistema como es el bosque atlántico caducifolio en función del tiempo transcurrido post-incendio. Detectamos distintas respuestas de los bosques en función del tiempo transcurrido post-incendio con respecto al bosque no quemado. La estructura vertical del sotobosque en el bosque QMP es diferente a los demás, mientras que, en los estratos de copas, encontramos variabilidad en los ecosistemas QMP y QLP. La altura media de las especies leñosas destaca porque el bosque QMP presenta gran altura con respecto al resto. Por último, en la cobertura horizontal, encontramos, en tres de las cuatro variables estudiadas, gran variabilidad en los bosques QMP con respecto a las otras comunidades.

En primer lugar, en la estructura vertical de la vegetación, los estratos del sotobosque, que van desde el nivel del suelo a los 2 metros, se recuperan completamente en los tiempos estudiados después del incendio forestal, salvo el estrato de 1-2 m de la comunidad QMP, estos datos los encontramos en otros bosques atlánticos caducifolios (ÁLVAREZ et al., 2009; CRUZ et al., 2024). Además, los bosques de *Q. pyrenaica* tienen un poder recuperación mayor que los bosques de especies del mismo género (PLIENINGER et al. 2010). A nivel de copas, con una



altura superior a 2 m, destaca que a medida que ha habido mayor tiempo de regeneración después de la perturbación, estos estratos son semejantes al ecosistema no quemado o aumentan. En los ecosistemas QMP, donde el estrato de 8-16 m tiene una cobertura del 80%, y en los estratos del sotobosque hay un aumento significativo de la cobertura de la vegetación, sería posible gracias a que estos bosques no son alterados por la actividad humana, ni se le realizan claros para conservarlas, pudiendo provocar que las masas se repueblen naturalmente y haya un aumento de la cobertura en los estratos del sotobosque (PAUSAS et al., 2009, PLIENINGER et al. 2010).

La altura media de las leñosas en los ecosistemas analizados se encuentra entre 32-46 cm, salvo en el ecosistema QMP, que alcanza una altura de 86 cm. En este ecosistema, encontramos que al igual que en la estructura del sotobosque, su cobertura es elevada. Esto es posible, debido a que los bosques mixtos, tanto especies propias de los árboles más abundantes, como especies arbustivas y herbáceas presentes en estos bosques pueden sobrevivir durante períodos más largos de tiempo bajo su propio dosel (GRACIA et al., 2001). Después de un incendio, las especies leñosas se regeneran después del fuego como dice HANES (1971), las especies herbáceas regresan durante los primeros años posteriores al incendio y aparecen bancos de semilla adicionales de vida corta (KEELEY & KEELEY, 1981).

Por último, la cobertura horizontal global, el porcentaje de vegetación que encontramos es elevado, siendo mayor como hemos comprobado en las otras dos variables analizadas, en la comunidad QMP, alcanzando un valor del 86%. Estos valores altos de vegetación son gracias a la regeneración que existen en estos bosques después de incendio, ya que se producen en otros ecosistemas similares de género *Quercus* (CRUZ et al., 2024). La necromasa tumbada o en pie, la cual hay mayor cantidad de necromasa tumbada, puede llegar a ser una fuente muy importante para el funcionamiento natural del ecosistema, ya que hace que haya una gran biodiversidad de especies que hacen de un buen funcionamiento al ecosistema (ZUMR et al., 2021). Por ello, la recuperación de la vegetación y la cobertura de la necromasa, hacen que sean dos variables que actúan positivamente.

6. Conclusiones

En este trabajo, se muestra que los bosques caducifolios atlánticos después de una perturbación son altamente resilientes, ya que un año después de incendio, alcanzan valores de las tres variables analizadas similares a la etapa climática. A medio plazo y largo plazo, estas comunidades forestales tienen un poder de recuperación enorme y no se aprecian los efectos de los incendios forestales, pero las pequeñas diferencias que encontremos se pueden deber a las condiciones ambientales de las zonas de estudio.

Estos bosques deben ser conservados ya que pueden actuar como barreras naturales ante los incendios forestales, presentando un poder de recuperación enorme, incluso sin una clara gestión en ellos. Podemos afirmar que los bosques autóctonos de las zonas biogeográficas que estudiemos son los lugares naturales para su proliferación y la sustitución por plantaciones forestales pueden perjudicar al medio y a la belleza natural de los territorios donde se instalan como ocurre en la zona de estudio.

7. Agradecimientos

Este trabajo está financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y



Universidades LANDSUSFIRE (PID2022–139156OB-C22) y el Grupo de Referencia Competitiva BIOAPLIC (ED431C2019/07). O. Cruz está financiado por la colaboración que hay entre la Xunta de Galicia y la Universidad de Santiago de Compostela que regula el Campus de Especialización “Campus Terra” y el proyecto: Papel de los incendios forestales sobre la dinámica de las características estructurales de la vegetación, la diversidad de especies, las especies vulnerables y las especies exóticas invasoras en ecosistemas de alta montaña (2023-PU003).

8. Bibliografía

ÁLVAREZ, J. y CARBALLAL, R. 2002. Vegetación liquénica epífita de la sierra del Caurel (Lugo, Galicia). *Acta Botánica Malacitana*, 27, 5-14.

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. *For. Ecol. Manag.*, 257, 1596-1602.

CELAYA, R.; FERREIRA, L.M.M.; LORENZO, J.M.; ECHEGARAY, N.; CRECENTE, S.; SERRANO, E. & BUSQUÉ, J. 2022. Livestock Management for the Delivery of Ecosystem Services in Fire-Prone Shrublands of Atlantic Iberia. *Sustainability*, 14, 2775.

CHAZARRA, A.; BARCELÓ, A.M.; PIRES, V.; CUNHA, S.; MENDES, M. y NETO, J. 2011. Atlas Climático Ibérico.

CRUZ, O.; F. RIVEIRO, S.; GARCÍA-DURO, J.; CASAL, M. & REYES, O. 2024. European Atlantic deciduous forests are more resilient to fires than *Pinus* and *Eucalyptus* plantations. *For. Ecol. Manag.*, 561, 121849.

GANTEAUME, A.; CAMIA, A.; JAPPIOT, M.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J., LONG-FOURNEL, M. & CORINNE, L. 2013. A Review of the Main Driving Factors of Forest Fire Ignition Over Europe. *Environmental Management*, 51, 651-662.

GRACIA, M.; RETANA, J. & PICO, F.X. 2001. Seedling bank dynamics in managed holm oak (*Quercus ilex*) forests. *Ann. For. Sci.*, 58, 843–852.

HANES, T.L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecol. Monogr.*, 41, 27-52.

HE, T.; LAMONT, B.B. & PAUSAS, J.G. 2019. Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biol. Rev.*, 94 (6), 1983-2010.

IEPNB (Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad), 2025. https://iepnb.es/areas-tematicas/espacios-protegidos/ES1120001_LIC-ZEC/ancares---courel (Visitado 09 de enero de 2025).

IZCO, J.; GUITÁN, J. y AMIGO, J. 1986. Datos sobre la vegetación herbácea del Caurel (Lugo). *Studia Botanica*, 5, 71-84.

KEELEY, J.E. & KEELEY, S.C. 1981. Post-fire regeneration of southern California Chaparral. *Am. J. Bot.*, 68, 524-530.

MATAIX-SOLERA, J. y GUERRERO, C. 2007. Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas, en: Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica. Mataix-Solera, J (ed.). CEMACAM Font Roja-Alcoi. 5-40. Alicante.

MUÑOZ, A.; GARCÍA-DURO, J.; ÁLVAREZ, R.; PESQUEIRA, X.M.; REYES, O. & CASAL, M. 2012. Structure and diversity of *Erica ciliaris* and *Erica tetralix* heathlands at different successional stages after cutting. *J. Environ. Manag.*, 94(1), 34-40.

PAUSAS, J.G.; MARAÑÓN, T.; CALDEIRA, M. & PONS, J. 2009. Natural regeneration,



in: Cork oak woodlands on the edge: Ecology, adaptive management, and restoration. Island Press. 115-124.

PLIENINGER, T.; ROLO, V. & MORENO, G. 2010. Large-scale patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber*, and *Quercus pyrenaica* regeneration in central-western Spain. *Ecosystems*, 13, 644-660.

SILVA-PANDO, F.J.; ROZADOS LORENZO, M.J.; ALONSO SANTOS, M. y IGNACIO QUINTEIRO, M.F. 2012. Relaciones entre suelo y vegetación en la Sierra de Ancares (Lugo-León). Comunidades herbáceas y arbustivas. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, (35), 111-118

URBIETA, I.R.; FRANQUESA, M.; VIEDMA, O. & MORENO, J.M. 2019. Fire activity and burned forest lands decreased during the last three decades in Spain. *Ann. For. Sci.*, 76, 1-13.

VILA LAGE, R.; PAÜL CARRIL, V. & TRILLO SANTAMARÍA, J.M. 2020. Autonomous Communities borders and protected areas: an analysis of three biosphere reserves at the interface between Galicia, Asturias and León. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, (86).

XANTHOPOULOS, G.; CABALLERO, D.; MIGUEL GALANTE, M.; ALEXANDRIANA, D.; RIGOLOT, E. & MARZANO, R. 2006. Forest Fuels Management in Europe, in: Andrews, Patricia L.; Butler, Bret W., comps. 2006. Fuels Management—How to Measure Success: Conference Proceedings. USDA Forest Service. 29-46. Portland, OR.

ZIN, E.; KUBERSKI, Ł.; DROBYSHEV, I. & NIKLASSON, M. 2022. First Spatial Reconstruction of Past Fires in Temperate Europe Suggests Large Variability of Fire Sizes and an Important Role of Human-Related Ignitions. *Front. Ecol. Evol.*, 10, 768464.

ZUMR, V.; REMEŠ, J. & PULKRAB, K. 2021. How to Increase Biodiversity of Saproxyllic Beetles in Commercial Stands through Integrated Forest Management in Central Europe. *Forests*, 12(6), 814.