



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1496

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

Organiza





¿Es la severidad el principal factor que modula la regeneración de los ecosistemas mediterráneos propensos al fuego?

Beltrán-Marcos, D. (1), Tárrega, R. (1), Valbuena, L. (1), Marcos, E. (1),
 Ansola, G. (1), Sáenz de Miera, L. (2), Prieto Aguilar, I. (1), de la Riva, E.G. (1),
 Fernández-Guisuraga, J.M. (1), Pinto, R. (1), Calvo, L. (1)

(1) Área de Ecología, Universidad de León, 24071 León, España

(2) Área de Genética, Universidad de León, 24071 León, España

Resumen

La cuenca Mediterránea está experimentando importantes cambios en los regímenes de incendios, que podrían comprometer la capacidad de recuperación de los ecosistemas forestales, desencadenando procesos de degradación y alterando la provisión de servicios ecosistémicos. Una de las principales variables del régimen de incendios que ha sufrido un cambio significativo es la severidad. Pero también las estrategias de regeneración de la vegetación dominante juegan un papel crucial en la recuperación. El objetivo del presente trabajo es examinar la influencia de la severidad en la capacidad de regeneración de diferentes tipos de sistemas forestales dominados por especies rebrotadoras y por especies germinadoras obligatorias. Para ello, en el incendio ocurrido en la Sierra de la Culebra en 2022, se han seleccionado 3 sistemas forestales dominados por especies rebrotadoras: encinar de *Quercus ilex* L., y por germinadoras obligatorias: matorral de *Cistus ladanifer* L., y pinar de *Pinus pinaster* Ait. Se han realizado muestreos al año y dos años del incendio, estimando los porcentajes de cobertura de todas las especies del sotobosque, leñosas y herbáceas bajo tres escenarios: control (se consideran sólo las especies del sotobosque, prescindiendo del dosel arbóreo), zonas con baja y zonas con alta severidad. Los resultados indican que la severidad no siempre condiciona la recuperación de la comunidad vegetal. En los ecosistemas de encinar sí que se pone de manifiesto la influencia de la severidad, aunque los valores de riqueza y cobertura de especies herbáceas y leñosas son más parecidos a la situación control en las zonas quemadas con alta severidad que en las zonas de severidad baja. En los ecosistemas de jaral, se observa diferencia entre las zonas quemadas y las no quemadas, pero no hay diferencia en función de la severidad. Por último, en los ecosistemas de pinar, a nivel de sotobosque, no hay una diferencia clara entre las zonas quemadas y las control.

Palabras clave

Recuperación post-fuego, severidad, cobertura vegetal en el sotobosque, riqueza de herbáceas, riqueza de leñosas.

1. Introducción

Los incendios forestales son una perturbación frecuente en los ecosistemas mediterráneos (PAUSAS & VALLEJO, 1999; FERNANDES, 2013), donde históricamente han modelado el paisaje, impulsando notablemente la composición, estructura y dinámica de las comunidades vegetales (TABOADA et al., 2017; FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2020). En estos ecosistemas, muchas especies han desarrollado adaptaciones al fuego, como la capacidad de rebrote, la serotinia o la germinación inducida por altas temperaturas, que les permiten persistir frente a las perturbaciones (CALVO et al., 2008), adquiridos por las especies de plantas como resultado de diferentes vías evolutivas (MOYA et al., 2021). Por ello, los



ecosistemas mediterráneos suelen considerarse resilientes, mostrando una notable capacidad para mantener su estructura y procesos tras eventos de incendio (CALVO et al., 2013). Sin embargo, en las últimas décadas, el cambio climático y el abandono del uso tradicional del suelo han alterado significativamente el régimen de incendios en la cuenca mediterránea (TURCO et al., 2013). La acumulación de combustible (FERNANDES, 2013), sumada al aumento en la frecuencia e intensidad de los veranos cálidos y secos (NOLÉ et al., 2022), ha incrementado la severidad de los incendios forestales. Este atributo del régimen de incendios es ampliamente utilizado para medir el impacto de los incendios forestales (FERNÁNDEZ-GUISURAGA et al., 2023; BELTRÁN-MARCOS et al., 2024), y se define como la magnitud del cambio ecológico en un área quemada con respecto a la situación previa al incendio (LENTILE et al., 2006), midiéndose operacionalmente de manera cualitativa a través de la visualización de los efectos del fuego sobre la vegetación y el suelo (KEY & BENSON, 2005).

Los cambios producidos por incendios de alta severidad pueden generar impactos ecológicos significativos, afectando la estructura y composición de las comunidades vegetales, especialmente en términos de la regeneración post-incendio y la dominancia de determinadas especies (TABOADA et al., 2017; FERNÁNDEZ-GUISURAGA et al., 2020). Trabajos previos han indicado que las especies herbáceas pueden colonizar áreas quemadas más fácilmente que otras formas de crecimiento (CAPITANIO & CARCAILLET, 2008), aprovechando los nutrientes proporcionados por la carbonización de materia vegetal gracias a sus raíces superficiales y crecimiento rápido (CALVO et al. 2003). Centrándose en las especies leñosas, las plantas pueden clasificarse como germinadoras obligadas o rebrotadoras, en función de su capacidad de regenerarse por germinación o rebrote, respectivamente, y facultativas en los casos en que presentan ambos mecanismos (PAUSAS & KEELEY 2014). Los ecosistemas dominados por especies germinadoras obligatorias (p. ej. *Pinus pinaster* Ait.) presentan semillas con alta resistencia al fuego (FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2019), que pueden estimularse por las temperaturas alcanzadas durante el incendio (LAMONT et al., 2019). Sin embargo, las condiciones extremas generadas por incendios de alta severidad pueden afectar notablemente el reclutamiento de plántulas debido a la pérdida de bancos de semillas o por una alta mortalidad (FERNÁNDEZ-GUISURAGA et al., 2019). Por otro lado, en comunidades dominadas por especies rebrotadoras, aquellas con yemas latentes aéreas y subterráneas protegidas del fuego (HUERTA et al., 2021), la capacidad de recuperación puede estar más relacionada con la intensidad de las condiciones ambientales post-incendio (p. ej. humedad) y la competencia en el sotobosque (GONZÁLEZ-DE VEGA et al., 2016). En este sentido, los efectos competitivos tanto intraespecíficos como interespecíficos pueden condicionar la respuesta de la vegetación en los años inmediatamente posteriores al incendio (FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2020), determinando la composición y estructura de los ecosistemas. En consecuencia, estudiar la influencia de la severidad a corto plazo en la regeneración de plantas con diferentes rasgos regenerativos contribuirá a una mejor comprensión del impacto del fuego en la estructura de los ecosistemas, así como a identificar qué rasgos son clave para la futura resiliencia ante nuevos incendios (GONZÁLEZ-DE VEGA et al. 2016).

2. Objetivos

El objetivo del presente trabajo fue examinar la influencia de la severidad del gran incendio forestal ocurrido en la Sierra de la Culebra en 2022 sobre la

capacidad de recuperación de la vegetación del sotobosque (en términos de riqueza y cobertura) en distintos tipos de ecosistemas mediterráneos, dominados por especies con diferentes estrategias regenerativas (rebrote, - *Quercus ilex* L. -, y germinación obligada - *Cistus ladanifer* L. y *Pinus pinaster* Ait. -) durante los dos primeros años posteriores al incendio (2023 y 2024).

3. Metodología

3.1 Área de estudio

La zona de estudio se localizó dentro del perímetro de un incendio forestal ocurrido entre el 15 y el 19 de junio de 2022 en la Sierra de la Culebra (Zamora, Castilla y León, NO España), el cual se convirtió en uno de los más devastadores registrados en la historia reciente del país (BELTRÁN-MARCOS et al., 2024; FERNÁNDEZ-MANSO et al., 2024). Este incendio forestal extremo afectó a 25.228 hectáreas de paisajes caracterizados por una alta diversidad ecológica (Figura 1), incluyendo pinares mediterráneos de *Pinus pinaster* Ait., masas forestales de frondosas de *Quercus pyrenaica* Willd., y *Quercus ilex* L., y matorrales dominados por *Pterospartum tridentatum* (L.) Willk., *Cistus ladanifer* L., y *Erica australis* L. La orografía del área afectada se caracteriza por laderas empinadas y valles amplios, con una altitud que oscila entre 747 y 1205 m sobre el nivel del mar. El clima es mediterráneo, con temperatura media anual y precipitación de 11 °C y 750 mm, respectivamente (NINYEROLA et al., 2005). Las condiciones meteorológicas extremas registradas durante el evento (RODRIGUES et al., 2023), incluidas las altas temperaturas, vientos intensos y una prolongada sequía en la temporada de primavera anterior a la fecha del incendio, contribuyeron a la rápida propagación del fuego y a su comportamiento extremo (QUINTANO et al., 2023).

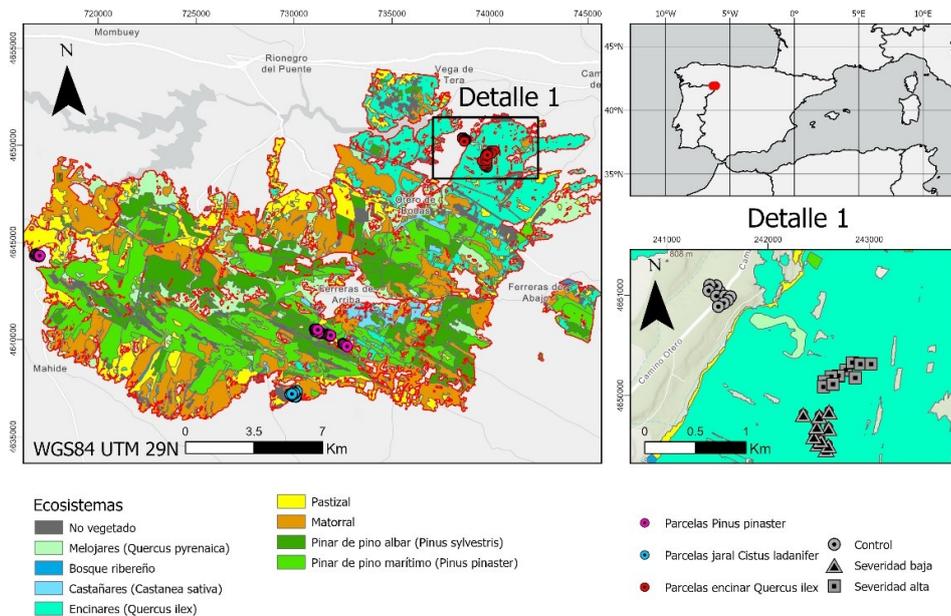


Figura 1. Ubicación de las 90 parcelas de muestreo de vegetación del incendio forestal de Sierra de la Culebra distribuidos por ecosistemas y nivel de severidad. En el Detalle 1 se pueden observar la distribución de las parcelas de encinar (*Quercus*

ilex L.) en las situaciones de control, severidad baja y severidad alta. Los ecosistemas previos al incendio dentro del perímetro del incendio se determinaron siguiendo el Mapa Forestal Nacional de España a escala 1:25.000 (MFNE25).

3.2 Muestreo de campo

Con el fin de evaluar la recuperación en diferentes ecosistemas en función de la severidad del fuego, se establecieron y muestrearon 90 parcelas de 2 m × 2 m durante los meses de junio y julio de los años 2023 y 2024 en el incendio de Sierra de la Culebra de 2022 (Figura 1). La distribución de parcelas siguió un diseño aleatorio estratificado, utilizando como situaciones: (i) escenarios de control, severidad baja y alta, y (ii) tipos de ecosistema caracterizados por presentar especies dominantes con diferentes características reproductivas adaptadas al fuego: germinadoras obligatorias (matorrales de *Cistus ladanifer* L., y pinares de *Pinus pinaster* Ait.) y rebrotadoras (encinares de *Quercus ilex* L.). El número de réplicas para cada situación fueron 10. La severidad del fuego en cada parcela quemada se estimó utilizando una versión ligeramente modificada (FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2018) del Composite Burn Index (CBI; KEY & BENSON, 2005). Se calificaron visualmente desde una puntuación de 0 (no quemado) a 3 (máxima severidad) varios indicadores impacto ecológico inducido por el fuego (p. ej., hojarasca consumida, profundidad de carbón y color del suelo, follaje consumido, altura de la quema, mortalidad de árboles y color del dosel) en 5 estratos verticales de suelo y vegetación. El consenso de al menos dos observadores se consideró necesario para validar una medición (DE SANTIS & CHUVIECO, 2007). La puntuación final de la parcela se obtuvo con el promedio de todos los estratos evaluados diferenciando dos niveles de severidad: baja y alta. Estudios previos (HUERTA et al., 2022; FERNÁNDEZ-GUISURAGA et al., 2023) han demostrado la idoneidad de estas mediciones del CBI en comunidades de plantas mediterráneas similares a las de la zona de estudio.

Cada parcela quemada (severidad alta y baja) y no quemada (2 m × 2 m) se dividió en cuatro unidades de muestreo de 1 m × 1 m, donde se identificaron todas las plantas vasculares presentes en el sotobosque a nivel de especie, cuantificándolas en términos de porcentaje de cobertura. El porcentaje de cobertura se estimó visualmente como la proyección vertical de cada especie (CALVO et al., 2008) a partir del consenso de al menos dos observadores especializados. Debido a la superposición de especies, el sumatorio de cobertura puede ser superior al 100% (ANDERSON et al., 2005). No se tuvo en cuenta el dosel arbóreo en las zonas no quemadas. A partir de las 4 unidades de muestreo, se calculó la cobertura promedio de cada especie para cada parcela de 2 m × 2 m. Finalmente, la riqueza se estimó como el número total de especies (herbáceas, leñosas y total) que aparecía en cada parcela.

3.3 Análisis de datos

Con el fin de determinar si había diferencias significativas en los valores de riqueza y cobertura de la vegetación según la severidad del incendio (control, severidad baja y severidad alta) en cada tipo de ecosistema y año de muestreo por separado (2023 y 2024), se emplearon diferentes métodos estadísticos dependiendo del cumplimiento de ciertos supuestos. Inicialmente, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) en los casos en que las variables estudiadas presentaban una distribución normal, evaluada mediante el test de Shapiro-Wilk, y varianzas



homogéneas, verificadas con el test de Levene. Cuando el ANOVA reveló diferencias significativas ($p < 0,05$), se llevaron a cabo comparaciones post-hoc mediante el test de Tukey para identificar diferencias entre pares de grupos. En los casos donde las variables no cumplían con los requisitos de normalidad o de homogeneidad de varianzas, se utilizó el test de Kruskal-Wallis como alternativa no paramétrica. Las comparaciones entre pares en este contexto se realizaron mediante el test de Mann-Whitney. Las variables analizadas mediante test no paramétricos fueron: para el muestreo 2023, la riqueza de leñosas en el jaral y todas las variables del encinar y pinar; en el muestreo de 2024, cobertura de herbáceas y riqueza de leñosas en el jaral y el encinar y todas las variables del pinar.

Para identificar tendencias generales, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) por separado para cada tipo de ecosistema y año de muestreo, considerando variables relacionadas con la cobertura y la riqueza (leñosa, herbácea y total). Además, la composición específica de las comunidades vegetales se comparó en función de la severidad del incendio mediante análisis de similitud cuantitativos, también desglosados por ecosistema y año. En estos análisis, se utilizó el índice de similitud de Bray-Curtis combinado con el método de clasificación U.P.G.M.A.

Dado que los resultados de los análisis de 2024 mostraron patrones muy similares a los observados en 2023, se incluyeron únicamente los gráficos de componentes principales y los dendrogramas de similitud correspondientes a 2023. Todos los análisis estadísticos fueron realizados empleando el software PAST4.0 (HAMMER et al., 2001).

4. Resultados

En el ecosistema de jaral (*Cistus ladanifer* L.) los resultados mostraron una mayor cobertura de leñosas en las zonas control (JC) en comparación con las zonas quemadas (JA y JB) en ambos años de muestreo (2023 y 2024; Figura 2). Por otro lado, las zonas quemadas tanto a alta como baja severidad presentaron una mayor cobertura y riqueza de herbáceas en comparación con las zonas control. No se detectaron diferencias significativas en la cobertura ni en la riqueza de especies en función de la severidad del incendio (JA vs. JB) durante los dos años posteriores al incendio.

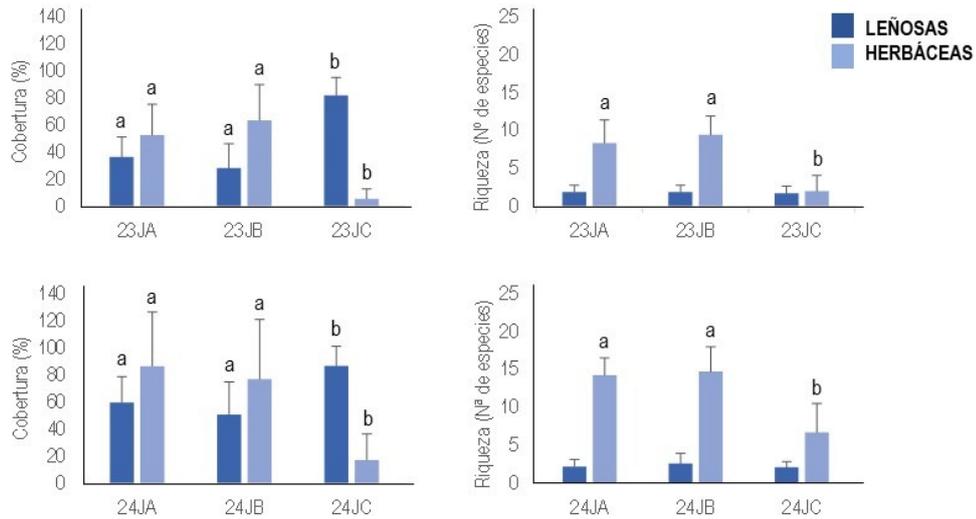


Figura 2. Valores medios (y desviación estándar) de cobertura (derecha) y riqueza de especies (izquierda) leñosas (color oscuro) y herbáceas (color claro) en el ecosistema de jaral (*Cistus ladanifer* L.). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) para una misma variable (comparando leñosas y herbáceas por separado). El número indica el año de muestreo (23 = 2023 y 24 = 2024). JA = Jaral quemado con severidad alta, JB = Jaral quemado con severidad baja, JC = Jaral control no quemado.

En los ecosistemas dominados por *Quercus ilex* L. se observaron diferencias significativas en los tres tipos de situaciones de severidad analizados (Figura 3). Se encontró que la cobertura de leñosas es significativamente mayor en las áreas control en ambos años de muestreo (2023 y 2024), mientras que en las áreas quemadas predominan las herbáceas, con mayores valores de cobertura y riqueza, fundamentalmente en aquellas quemadas con una baja severidad.

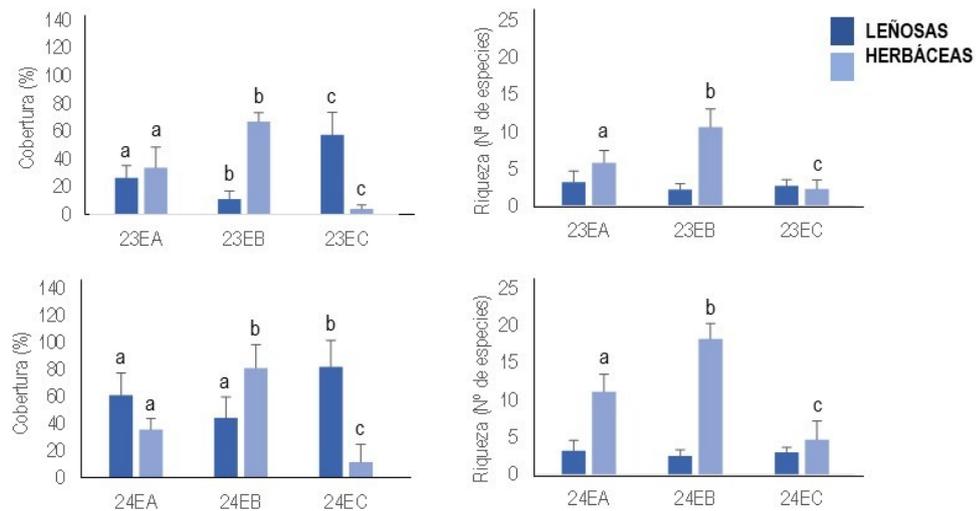


Figura 3. Valores medios (y desviación estándar) de cobertura (derecha) y riqueza de especies (izquierda) leñosas (color oscuro) y herbáceas (color claro) en el ecosistema de encinar (*Quercus ilex* L.). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) para una misma variable (comparando leñosas y herbáceas

por separado). El número indica el año de muestreo (23 = 2023 y 24 = 2024). EA = Encinar quemado con severidad alta, EB = Encinar quemado con severidad baja, EC = Encinar control no quemado.

En el caso del pinar de *Pinus pinaster* Ait. (Figura 4), los resultados muestran que no se detectan diferencias significativas ni en la cobertura ni en la riqueza de especies leñosas entre las diferentes zonas (quemadas con severidad alta y baja, y control no quemado) en ninguno de los dos años de muestreo (2023 y 2024). En el caso de las herbáceas, se observa una mayor cobertura y riqueza en las zonas quemadas en comparación con las zonas control, pero los valores son considerablemente bajos en comparación con los otros dos tipos de ecosistemas analizados.

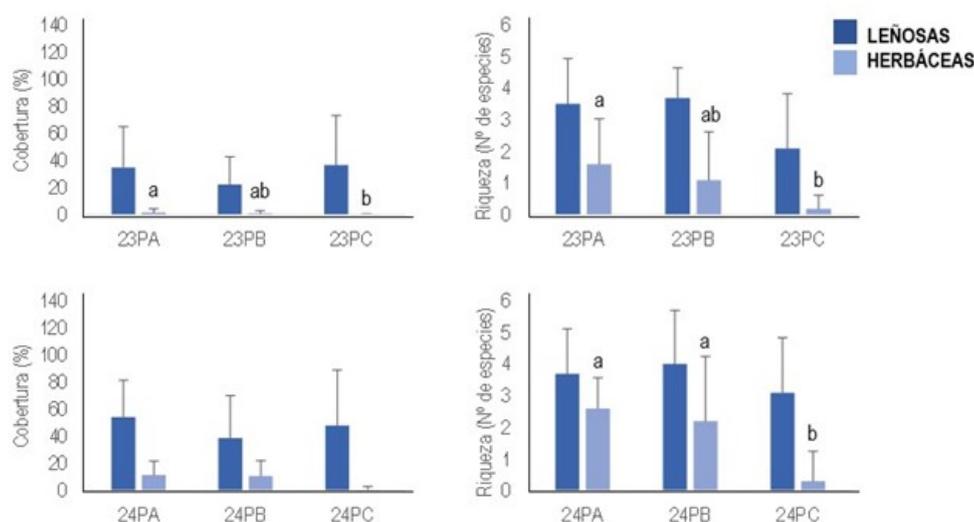


Figura 4. Valores medios (y desviación estándar) de cobertura (derecha) y riqueza de especies (izquierda) leñosas (color oscuro) y herbáceas (color claro) en el ecosistema de pinar (*Pinus pinaster* Ait.). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) para una misma variable (comparando leñosas y herbáceas por separado). El número indica el año de muestreo (23 = 2023 y 24 = 2024). PA = Pinar quemado con severidad alta, PB = Pinar quemado con severidad baja, PC = Pinar control no quemado

El análisis en componentes principales permitió identificar diferencias globales entre los tres ecosistemas estudiados en términos de cobertura y riqueza de especies, tanto herbáceas como leñosas (Figura 5). En el encinar, se observó una diferenciación clara en la respuesta regenerativa en función de la severidad, mostrando un patrón donde las zonas de severidad baja presentan mayor distancia respecto al control. En el jaral, las zonas control se diferenciaron claramente de las quemadas, pero no se observaron diferencias entre las zonas de severidad baja y alta. Por último, en el pinar no se distinguieron diferencias claras entre las tres situaciones.

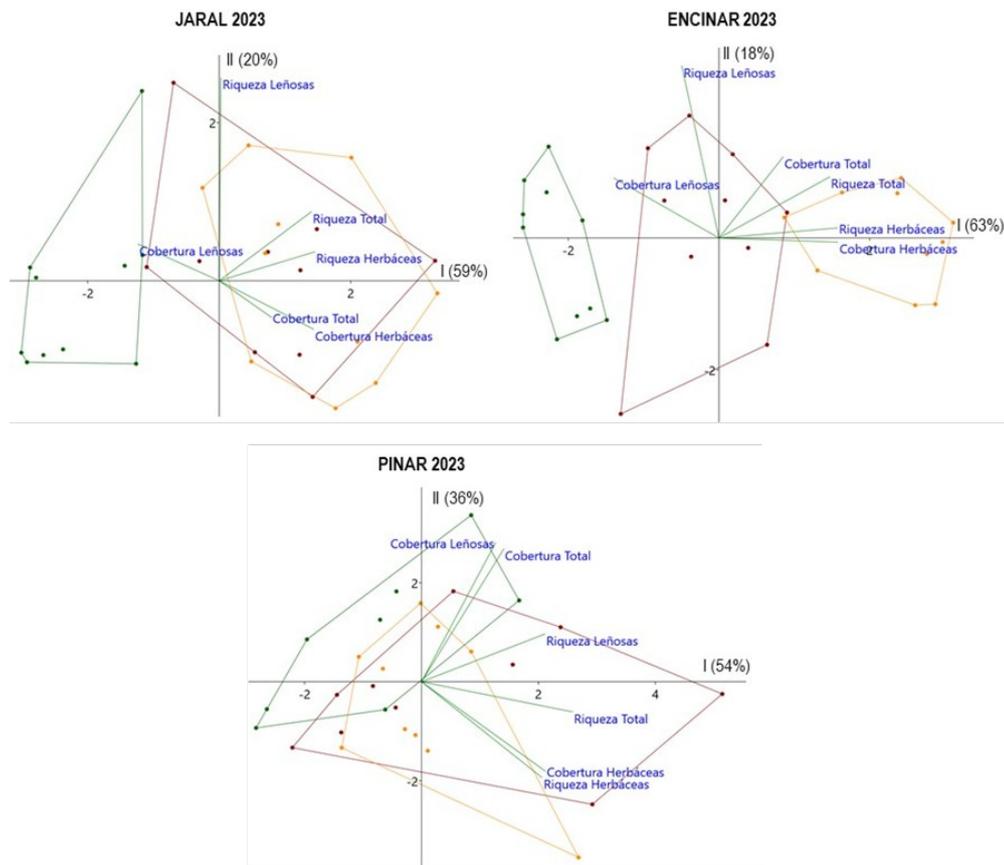


Figura 5. Representación en el plano definido por los dos primeros ejes del ACP de las parcelas muestreadas en el año 2023 (en verde zonas control no quemadas, en naranja zonas quemadas a severidad baja y en granate zonas quemadas a severidad alta) y las variables de riqueza y cobertura consideradas, de forma independiente para cada tipo de ecosistema.

Por último, el análisis de similitud basado en el índice de Bray-Curtis refleja patrones diferenciados en la composición específica del sotobosque entre los tres ecosistemas estudiados (Figura 6). En el encinar, se observa una clara separación de las zonas control, que forman un grupo bien definido, mientras que las zonas quemadas tienden a agruparse según su nivel de severidad (baja y alta). En el jaral, las zonas control también se agrupan de manera consistente, indicando una composición específica distinta de las zonas quemadas. Sin embargo, la agrupación de las zonas quemadas no sigue un patrón claro en función de la severidad. En el pinar no se observa la agrupación por zonas, indicando que no existen especies diferentes en el sotobosque entre el pinar control y las zonas quemadas.

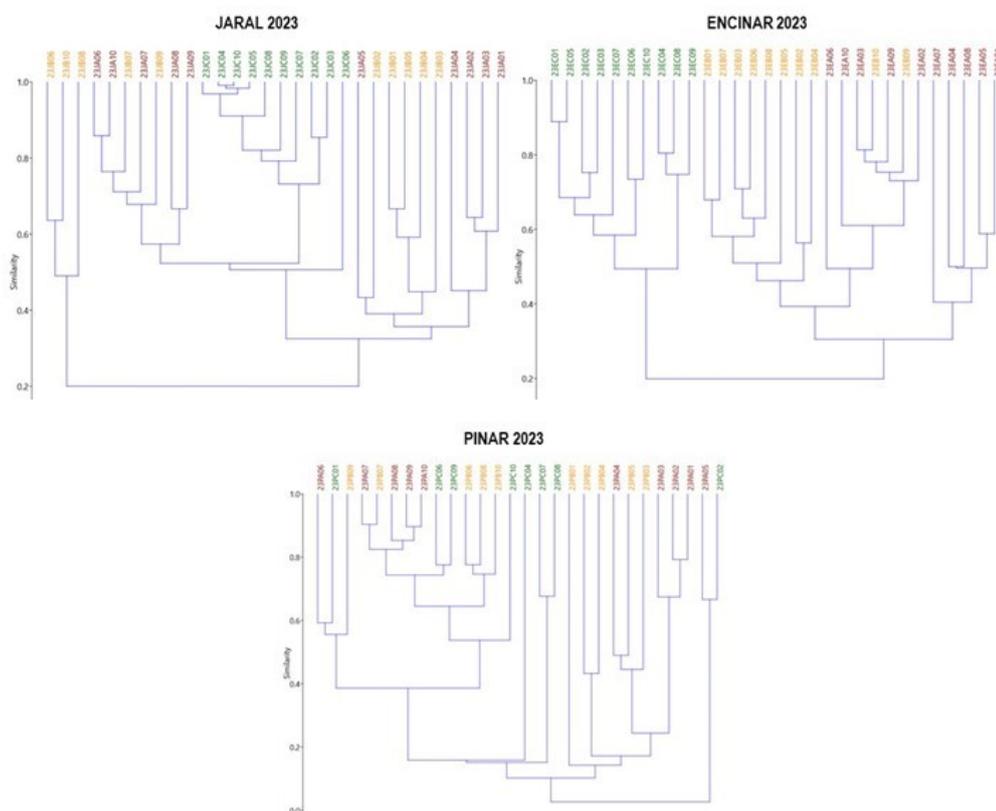


Figura 6. Resultado del análisis de similitud (índice de Bray-Curtis, UPGMA) teniendo en cuenta la cobertura por todas las especies en cada tipo de ecosistema para el muestreo de 2023 (en verde zonas control no quemadas, en naranja zonas quemadas a severidad baja y en granate zonas quemadas a severidad alta).

5. Discusión

Los ecosistemas mediterráneos, caracterizados por su adaptación a regímenes naturales de fuego, se enfrentan a desafíos significativos en la regeneración de su vegetación tras incendios de comportamiento extremo (FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2020; BELTRÁN-MARCOS et al., 2024). Los resultados del presente estudio evidencian diferencias notables en la regeneración post-incendio entre los tres ecosistemas mediterráneos analizados (encinar, jaral y pinar), influenciados por la severidad del incendio y las características específicas de cada ecosistema.

Tanto en los ecosistemas dominados por *Quercus ilex* L. como por *Cistus ladanifer* L., se evidenciaron que las áreas quemadas favorecen la regeneración de herbáceas en mayor medida que las leñosas. Este resultado es consistente con lo esperado, dado el alto potencial regenerativo de las herbáceas tras un incendio (HUERTA et al., 2022). Se ha demostrado que el aporte de nutrientes liberados tras el proceso de combustión, sumado a la creación de espacios abiertos en el dosel arbustivo o arbóreo, que favorecen la disponibilidad de luz, puede favorecer los procesos de recuperación en la vegetación herbácea (CALVO et al., 2008). Sin embargo, específicamente en el encinar, se observó una mayor proporción de herbáceas en las zonas de severidad baja en comparación con las de severidad alta, lo que podría deberse a un mayor pastoreo o a una composición florística previa distinta en estas zonas, con mayor diversidad de especies herbáceas y menos leñosas antes del fuego. Esta hipótesis, aunque no estudiada directamente



en este trabajo, es respaldada por estudios previos (CALVO et al., 2003; FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2020), que subrayan que además de los parámetros del régimen de incendios como la recurrencia y la severidad, la respuesta de la vegetación post-incendio se puede ver afectada tanto por variables ambientales (p. ej. disponibilidad de nutrientes en el suelo o condiciones climáticas), como por las características de la vegetación previa a la perturbación. Respecto a la respuesta de las leñosas, en los sistemas de *Quercus ilex* L. se observó una mejor recuperación en áreas afectadas por alta severidad, sobre todo dos años después del incendio, lo cual puede estar relacionado con la mayor resistencia del sistema radicular de especies rebrotadoras, asegurando una regulación del suministro de agua y nutrientes en los siguientes años post-incendio (CHIATANTE et al., 2015). De hecho, estudios recientes (PARRA & HINOJOSA, 2023) han demostrado que los encinares presentan una alta plasticidad al fuego, presentando una regeneración más rápida en áreas quemadas con alta severidad debido a su eficiencia en el uso del agua. Consecuentemente, la recuperación post-incendio de estas especies podría verse comprometida en caso de eventos extremos de sequía, cada vez más comunes en los ecosistemas mediterráneos debido al cambio climático (RODRIGUES et al., 2023). Por otro lado, en el jaral, las zonas control también mostraron una composición diferenciada respecto a las quemadas, pero no se observó una separación clara en el análisis de similitud entre áreas afectadas con diferente severidad. Esto sugiere que la regeneración en este ecosistema está menos condicionada por la intensidad del fuego y más relacionada con la capacidad de las especies dominantes, como *Cistus ladanifer* L., para regenerarse tras incendios severos ya que sus semillas requieren temperaturas altas para germinar. Esto crea una ventaja competitiva en las etapas iniciales de recuperación (SALESA et al., 2024).

Centrándonos en los pinares de *Pinus pinaster* Ait., los resultados muestran una limitada regeneración en términos de cobertura de herbáceas en las zonas quemadas, lo que contrasta con los patrones observados en el jaral y el encinar. Esto podría explicarse por un banco de semillas reducido en estas áreas, que restringe la capacidad de recolonización (FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2019), combinado con el impacto negativo de prácticas post-incendio como la extracción de madera quemada. Respecto a las especies leñosas, los patrones de regeneración en el sotobosque de poblaciones de *Pinus pinaster* Ait. han mostrado ser muy reducidos durante el primer año post-incendio, aumentando considerablemente con el paso del tiempo (CALVO et al., 2008). Además, el sotobosque de los pinares densos tiende a ser más pobre en diversidad y cobertura vegetal en comparación con otros ecosistemas, lo que limita aún más la respuesta regenerativa tras el fuego (FERNÁNDEZ-GUISURAGA et al., 2019). Estos hallazgos destacan que la regeneración post-incendio en los pinares está condicionado no solo por la severidad del incendio, sino también por la estructura previa del ecosistema y las prácticas de manejo posteriores a un gran evento.

Por tanto, hay que resaltar la importancia de considerar nuevas variables en conjunto para comprender las trayectorias de recuperación de los ecosistemas mediterráneos y orientar estrategias de gestión adaptativas que promuevan su resiliencia frente a futuros incendios (FERNÁNDEZ-GUISURAGA et al., 2019). La interacción entre los rasgos regenerativos de las especies y las condiciones iniciales del ecosistema debe ser prioritaria en futuros estudios para desarrollar estrategias que minimicen los impactos del fuego en estos paisajes (HUERTA et al., 2002). Nuestros resultados son relevantes en el contexto un cambio de régimen de



incendios caracterizado por una mayor ocurrencia de eventos de comportamiento extremo (BELTRÁN-MARCOS et al., 2024), ya que la alta regeneración de especies herbáceas y la recuperación más lenta de la vegetación arbustiva podrían conducir a una mayor degradación de algunas comunidades mediterráneas, comprometiendo incluso la resiliencia de estos ecosistemas adaptados a incendios forestales frecuentes (PAUSAS & KEELEY, 2014).

6. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este trabajo indican que la severidad del incendio puede condicionar la recuperación de la comunidad vegetal del sotobosque en los dos primeros años después del fuego, pero esto es altamente dependiente del tipo de ecosistema. Sin embargo, son necesarios más estudios para determinar hasta qué punto las características previas de cada ecosistema antes del incendio influyen en la severidad alcanzada durante el mismo y cómo ambos condicionantes interactúan determinando la regeneración.

7. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación, la Agencia Estatal de Investigación y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER, UE) en el marco del proyecto LANDSUSFIRE (PID2022-139156OB-C21), dentro del Programa Nacional de Fomento de la Investigación Científico-Técnica (2021-2023) y por la Junta de Castilla y León en el marco del proyecto IA-FIREXTCyL (LE081P23).

8. Bibliografía

ANDERSON, S.; ANDERSON, W.; HINES, F.; FOUNTAIN, A. 2005. Determination of field sampling methods for the assessment of curing levels in grasslands. Bushfire Cooperative Research Centre, Project A, 1.

BELTRAN- MARCOS, D.; SUAREZ-SEOANE, S.; FERNANDEZ-GUISURAGA, J.M.; AZEVEDO, J.C., CALVO, L., 2024. Fire regime attributes shape pre-fire vegetation characteristics controlling extreme fire behavior under different bioregions in Spain. *Fire Ecol.* 20, 1–22.

CALVO, L., GARCIA-DOMINGUEZ, C., NARANJO, A., AREVALO, J.R., 2013. Effects of light/darkness, thermal shocks and inhibitory components on germination of *Pinus canariensis*, *Pinus halepensis* and *Pinus pinea*. *Eur. J. For. Res.* 132, 909–917.

CALVO, L., SANTALA, S., MARCOS, E., VALBUENA, L., TARREGA, R., LUIS, E., 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *For. Ecol. Manage.* 184, 209–223.

CALVO, L., SANTALLA, S., VALBUENA, L., MARCOS, E., TARREGA, R., LUIS-



CALABUIG, E., 2008. Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecol.* 197, 81–90.

CAPITANOP, R., CARCAILLET, C., 2008. Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *For. Ecol. Manage.* 255, 431–439.

CHIATANTE, D., TOGNETTI, R., SCIPPA, G.S., CONGIU, T., BAESSO, B., TERZAGUI, M., MONTAGNOLI, A., 2015. Interspecific variation in functional traits of oak seedlings (*Quercus ilex*, *Quercus trojana*, *Quercus virgiliana*) grown under artificial drought and fire conditions. *J. Plant Res.* 128, 595–611.

De SANTIS, A., CHUVIECO, E., 2007. Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. *Remote Sens. Environ.* 108, 422–435.

FERNANDES, P.M., 2013. Fire-smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global change. *Landsc. Urban Plan.* 110, 175–182.

FERNANDEZ-GARCIA, V., FULE, P.Z., MARCOS, E., CALVO, L., 2019. The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *For. Ecol. Manage.* 444, 59–68.

FERNANDEZ-GARCIA, V., MARCOS, E., FULE, P.Z., REYES, O., SANTANA, V.M., CALVO, L., 2020. Fire regimes shape diversity and traits of vegetation under different climatic conditions. *Sci. Total Environ.* 716, 137137.

FERNANDEZ-GARCIA, V., SANTAMARTA, M., FERNANDEZ-MANSO A., QUINTANO, C., MARCOS, E., CALVO, L., 2018. Burn severity metrics in fire-prone pine ecosystems along a climatic gradient using Landsat imagery. *Remote Sens. Environ.* 206, 205–217.

FERNANDEZ-GUISURAGA, J.M., CALVO, L., FERNANDEZ-GARCIA, V., MARCOS-PORRAS, E., TABOADA Á., SUAREZ-SEOANE, S., 2019. Efficiency of remote sensing tools for post-fire management along a climatic gradient. *For. Ecol. Manage.* 433, 553–562.

FERNANDEZ-GUISURAGA, J.M., CALVO, L., QUINTANO, C., FERNANDEZ-MANSO, A., FERNANDES, P.M., 2023. Fractional vegetation cover ratio estimated from radiative transfer modeling outperforms spectral indices to assess fire severity in several Mediterranean plant communities. *Remote Sens. Environ.* 290, 113542.

FERNANDEZ-GUISURAGA, J.M., SUAREZ-SEOANE, S., CALVO, L.,



2020. Transferability of vegetation recovery models based on remote sensing across different fire regimes. *Appl. Veg. Sci.* 23, 441–451.

FERNANDEZ-MANSO, A., QUINTANO, C., FERNANDEZ-GUISURAGA, J.M. ROBERTS, D., 2024 Next-gen regional fire risk mapping: Integrating hyperspectral imagery and National Forest Inventory data to identify hot-spot wildland-urban interfaces. *Sci. Total Environ.* 940, 173568.

GONZALEZ-De VEGA, S., De las HERAS, J., MOYA, D., 2016. Resilience of Mediterranean terrestrial ecosystems and fire severity in semiarid areas: Responses of Aleppo pine forests in the short, mid and long term. *Sci. Total Environ.* 573, 1171–1177.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., & RYAN, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (Versión 4.0. 2) (Software). *Palaeontologia Electronica*. Retrieved from http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

HUERTA, S., FERNANDEZ-GARCIA, V., MARCOS, E., SUAREZ-SEOANE, S., CALVO, L., 2021. Physiological and Regenerative Plant Traits Explain Vegetation Regeneration under Different Severity Levels in Mediterranean Fire-Prone Ecosystems. *For.* 2021, Vol. 12, Page 149 12, 149.

HUERTA, S., MARCOS, E., FERNANDEZ-GARCIA, V., CALVO, L., 2022. Resilience of Mediterranean communities to fire depends on burn severity and type of ecosystem. *Fire Ecol.* 18, 1–15.

KEY, C.H., BENSON, N., 2005. Landscape assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. In: FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System (D.C. Lutes, R.E. Keane, J.F. Caratti, C.H. Key, N.C. Benson and L.J. Gangi, Eds.), USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164, Ogden, UT. CD: LA1–LA51.

LAMONT, B.B., He, T., YAN, Z., 2019. Evolutionary history of fire-stimulated resprouting, flowering, seed release and germination. *Biol. Rev.* 94, 903–928.

LENTILE, L.B., HOLDEN, Z.A., SMITH, A.M.S., FALKOWSKI, M.J., HUDAK, A.T., MORGAN, P., LEWIS, S.A., GESSLER, P.E., Benson, N.C., 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *Int. J. Wildl. Fire.*

MILLER, J.D., THODE, A.E., 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio



(dNBR). *Remote Sens. Environ.* 109, 66–80.

MOYA, D., FONTURBEL, M.T., LUCAS-BORJA, M.E., PEÑA, E., ALFARO-SANCHEZ, R., PLAZA-ÁLVAREZ, P.A., GONZALES-ROMERO, J., de Las HERAS, J., 2021. Burning season and vegetation coverage influenced the community-level physiological profile of Mediterranean mixed-mesogean pine forest soils. *J. Environ. Manage.* 277, 111405.

NINYEROLA, M., PONS, X., ROURE, J.M., 2005. Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. Universidad noma de Barcelona. [dataset].

NOLE, A., RITA, A., SPATOLA, M.F., BORGUETTO, M., 2022. Biogeographic variability in wildfire severity and post-fire vegetation recovery across the European forests via remote sensing-derived spectral metrics. *Sci. Total Environ.* 823, 153807.

PARRA, A., HIJOSA, M.B., 2023. Burn Severity Effect on the Short-Term Functional Response of *Quercus ilex* after Fire. *Fire* 6, 286.

PAUSAS, J.G., KEELEYy, J.E., 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytol.* 204, 55–65.

PAUSAS, J.G., VALLEJO, V.R., 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. *Remote Sens. Large Wildfires* 3–16.

QUINTANO, C., CALVO, L., FERNANDEZ-MANSO, A., SUAREZ-SEOANE, S., FERNANDES, P.M., FERNANDEZ-GUISURAGA, J.M., 2023. First evaluation of fire severity retrieval from PRISMA hyperspectral data. *Remote Sens. Environ.* 295, 113670.

RODRIGUES, M., CUNIL CAMPRUBI, À., BALAGUER-ROMANO, R., COCO MEGIA, C.J., CASTAÑARES, F., RUFFAULT, J., FERNANDES, P.M., RESCode DIOS, V., 2023. Drivers and implications of the extreme 2022 wildfire season in Southwest Europe. *Sci. Total Environ.* 859, 160320.

SALESA, D., BAEZA, M.J., SANTANA, V.M., 2024. Fire severity and prolonged drought do not interact to reduce plant regeneration capacity but alter community composition in a Mediterranean shrubland. *Fire Ecol.* 20, 1–15.

TABOADA, A., TARREGA, R., MARCOS, E., VALBUENA, L., SUAREZ-SEOANE S., CALVO, L., 2017. Fire recurrence and emergency post-fire management influence seedling recruitment and growth by altering plant interactions in fire-prone ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 402, 63–75.



TURCO, M., LLASAT, M.C., Von HARDENBERG, J., PROVENZALE, A., 2013. Impact of climate variability on summer fires in a Mediterranean environment (northeastern Iberian Peninsula). *Clim. Change* 116, 665–678.