

Restauración posincendio en pinares de *Pinus pinaster*: efecto a medio plazo de la saca de la madera quemada en el comportamiento del fuego

Cristina Carrillo-García^{1,2},
Carmen Hernando¹,
Javier Madrigal^{1,2},
Mercedes Guijarro¹

¹Instituto de Ciencias Forestales (ICIFOR-INIA), CSIC

²ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid (UPM)

En este trabajo evaluamos las diferencias entre la corta y saca de la madera quemada y acumulación de residuos en fajinas frente a la no intervención posincendio, distinguiendo entre masas de latizal y de fustal de pino resinero. El área de estudio se centra en el incendio ocurrido en 2005 en la provincia de Guadalajara, donde se instalaron siete pares de parcelas de 1600 m². En 2021 se inventariaron los combustibles de cada parcela para conocer su estructura y acumulación, y se simuló el comportamiento potencial del fuego con el programa *Behave Plus*. No se detectaron diferencias significativas entre sacar y no sacar la madera quemada en las variables más importantes de comportamiento del fuego, pero sí una tendencia a un mayor peligro y comportamiento potencial en fustales no cortados. Ante la probable recurrencia de incendios, los resultados muestran que 15 años después del incendio es necesario realizar trabajos preventivos para minimizar el riesgo de inicio, propagación y severidad. Los resultados sugieren que es imprescindible investigar la dinámica de descomposición de la madera para conocer su efecto en la acumulación y comportamiento potencial del combustible a largo plazo.

Palabras clave: Combustible forestal, gestión posincendio, descomposición de la madera, pino resinero

1. INTRODUCCIÓN

Tras un incendio forestal es habitual aplicar tratamientos de restauración para mitigar o revertir los impactos negativos del fuego, facili-

tando la regeneración de la vegetación (Vallejo y Alloza, 2015; Pereira *et al.*, 2019; Underwood *et al.*, 2022) y restaurando el funcionamiento del ecosistema. En la cuenca medite-

rránea, la restauración posincendio incluye acciones destinadas a proteger el suelo, así como la gestión de árboles quemados y el uso de técnicas activas o pasivas (Vallejo *et al.*, 2012). En España, las acciones de restauración en zonas quemadas han estado tradicionalmente dirigidas por una gestión forestal activa (Bravo *et al.*, 2019; Moreira *et al.*, 2020).

En masas de coníferas afectadas por el fuego, la corta y saca de la madera quemada es una práctica habitual de gestión posincendio. Esta actuación tiene como objetivos, además de facilitar la regeneración de la masa afectada, reducir el riesgo de aparición de plagas asociadas a la madera quemada, eliminar carga de combustible muerto para reducir el peligro de nuevos incendios y el aprovechamiento de productos con valor de mercado. Sin embargo, en los últimos años, la aplicación sistemática de esta práctica ha sido objeto de controversia, argumentando un potencial efecto negativo de la retirada de la madera quemada sobre diferentes componentes del ecosistema y demandando otras alternativas de gestión posincendio en función de las características de la zona y de los objetivos de la restauración (Castro *et al.*, 2010).

Desde el punto de vista del peligro de incendios, la corta y saca del arbolado quemado, que suele venir acompañado del establecimiento de fajinas y albarradas, puede aumentar el riesgo de incendio a corto plazo, como resultado de la acumulación de combustibles finos en dichas fajinas, mientras que el aprovechamiento de los combustibles gruesos (fustes) reduciría el peligro de incendio, y su intensidad y siniestralidad a medio y largo plazo (Brown, 1980). Sin embargo, existen pocos estudios que hayan analizado el efecto a medio plazo de la eliminación de árboles quemados sobre el comportamiento potencial del fuego, y la mayor parte han sido llevados a cabo en Estados Unidos (p.ej.; Coppoletta *et al.*, 2016; Kennedy *et al.*, 2024).

En este contexto, el objetivo del presente trabajo es analizar los

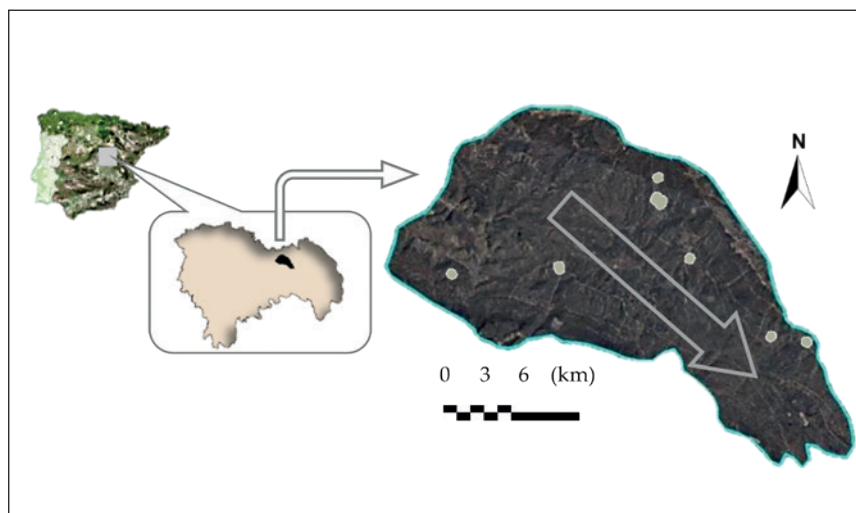


Fig. 1. Situación del área afectada por el incendio de El Rodenal de Guadalajara de 2005 (Fuente: Carrillo-García *et al.* 2024)

efectos de la corta y saca de la madera quemada frente a la no intervención sobre las características de los complejos de combustible resultantes a medio plazo y el comportamiento potencial del fuego en la zona afectada por el incendio de El Rodenal (provincia de Guadalajara) en el año 2005, en un escenario de recurrencia de incendios, 15 años después de la perturbación.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

En el año 2005, un gran incendio forestal iniciado en el término municipal de La Riba de Saelices (Guadalajara) afectó a 12 887 ha de la comarca de El Rodenal (Figura 1), quemándose 10 352 ha de monte arbolado, en su mayor parte una masa regular madura y resinada de *Pinus pinaster* Ait., 2380 ha de monte no arbolado y 155 ha de superficie no forestal (MAGRAMA, 2012). Por la superficie recorrida por el fuego, superior a 10 000 ha, este incendio puede calificarse como megaincendio (Linley *et al.*, 2021).

El área afectada tiene una altitud de 1200 m a 1370 m, con alternancia entre terrenos escarpados y áreas de escasa pendiente. La temperatura media anual es de 10,5 °C, y una precipitación media anual, de 468 mm (<https://sig.mapama.gob.es/siga>). La composición litológica se caracteriza por areniscas rojas del Buntsandstein, calizas secundarias y sedimentos silíceos (Ruíz de la Torre,

2006). Aproximadamente el 80 % de la zona incendiada estaba formada por masas dominadas por *Pinus pinaster* Ait. (Serrada *et al.*, 2009). Después del incendio, además del pino resinero, otras especies arbóreas dominan zonas del interior del perímetro, como *Juniperus thurifera* L. o *Quercus pyrenaica* Willd, apareciendo diseminadas *J. oxycedrus* L., *Q. faginea* L. o *Q. ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp (Carrillo *et al.*, 2021). Las cistáceas (*Cistus laurifolius* L., *C. populifolius* L. y *C. ladanifer* L.) son las especies de matorral más representativas del área de estudio, tanto acompañando a las especies arbóreas como dominando extensas superficies de matorral.

2.2. Diseño experimental

El dispositivo está formado por siete sitios experimentales instalados durante el año después del incendio (año 2006), con dos parcelas de 40 m x 40 m cada uno, en una de las cuales se procedió a la tala y extracción de los fustes quemados (parcelas cortadas, C) con el posterior acordonado de residuos en fajinas, mientras que en la otra no se realizó ningún tratamiento posincendio, dejándose como control (parcelas testigo, T). Se consideró, además, la edad de la masa previa al incendio, distinguiendo entre fustales maduros de más de 80 años, con densidades medias de 300 pies/ha y área basimétrica de 20,5 m²/ha (parcelas de pinar viejo, PV), y latizales de unos 30 años, con densidades



1



2



3



4

de 700 pies/ha y área basimétrica de 10,1 m²/ha (parcelas de pinar joven, PJ) (Aguilar, 2008).

El inventario de combustible vivo se llevó a cabo por asignación de rangos de vegetación según Haydock y Shaw (1975). Se identificaron 14 rangos teniendo en cuenta las especies presentes y la altura y cobertura de las mismas (Tabla 1) a lo largo de tres transectos de 40 m de longitud y 4 m de anchura, de forma que se asignó un rango a un total de 480 m² para cada una de las parcelas.

La estimación de la biomasa de combustible muerto se realizó mediante siete transectos por parcela siguiendo el método de Brown (1974) y Brown et al. (1982), que caracteriza los restos por clases de tamaño (Tabla 2). Además, se recogieron nueve cuadradillos de 40 cm x 40 cm en cada una de las parcelas, anotando el espesor medio de las capas presentes, con el fin de caracterizar las capas de hojarasca y mantillo (LFH) en el Laboratorio de Incendios Forestales del ICIFOR, INIA-CSIC.

Para obtener los datos de comportamiento potencial del fuego en condiciones de verano (julio) se utilizó el *software* Behave Plus (Andrews et al., 2008). Se introdujeron los modelos de combustible contruidos para cada una de las parcelas a partir de los datos de los inventarios, con humedades del combustible vivo del 70 % (Mulero, 2016) y humedades de los combustibles secos de 6, 8 y 10 % para las clases de tamaño I, II y III, respectivamente. Con relación a los escenarios meteorológicos de las simulaciones, se consideraron temperaturas correspondientes al valor medio de las máximas y humedad relativa media de los valores mínimos (Fuente: Aemet). Las simulaciones se realizaron para velocidades del viento de 0 a 120 km/h a 10 m de altura.

2.3. Análisis de datos

Se analizaron mediante estadística no paramétrica (prueba U de Mann y

Fig. 2. Aspecto de la zona de estudio en el año 2006 (fotografías 1 y 3) y en el año 2021 (fotografías 2 y 4), mostrando parcelas cortadas (1 y 2) y parcelas testigo (3 y 4)

Tabla 1. Rangos diferenciados en el inventario de combustible vivo realizado en 2021

N	RANGO	TIPO DE MATERIAL	ALTURA MEDIA (M)
1	R0	Suelo mineral descubierto	-
2	R1	Herbáceas	-
3	R2	Hojarasca	-
4	R20	Restos	-
5	R3	<i>Cistus</i> sp. bajo	0,58
6	R4	<i>Cistus</i> sp. alto	1,35
7	R5	<i>Cistus</i> spp. mixto	1,15
8	R6	Matorral spp.	0,56
9	R7	<i>Quercus pyrenaica</i>	1,,59
10	R7b	<i>Q. pyrenaica</i> bajo	0,74
11	R8	<i>Q. pyrenaica</i> + <i>Cistus</i> spp.	1,44
12	R8b	<i>Q. pyrenaica</i> + <i>Cistus</i> spp. bajo	0,52
13	R9	<i>Pinus pinaster</i>	0,96
14	R10	<i>Pinus pinaster</i> + otras spp.	1,11

Tabla 2. Clases de tamaño para la estimación del combustible muerto (Brown 1974, Brown et al. 1982) y su equivalencia en tiempos de respuesta (Fosberg & Deeming, 1971)

CLASE DE TAMAÑO	DIÁMETRO PARTÍCULA (MM)	TIEMPO DE RESPUESTA
I	≤ 6	1 hora
II	6 < II ≤ 25	10 horas
III	25 < III ≤ 75	100 horas
IV	> 75	1000 horas

Whitney, 1947) los valores de los parámetros resultantes de las simulaciones para cuatro variables de salida: (1) Velocidad de propagación del fuego de superficie (m/min); (2) Calor por

unidad de área (kJ/m²); (3) Intensidad lineal del fuego de superficie (kW/m); (4) Longitud de llama del fuego de superficie (m). El análisis estadístico se realizó con el software IBM SPSS 29®.

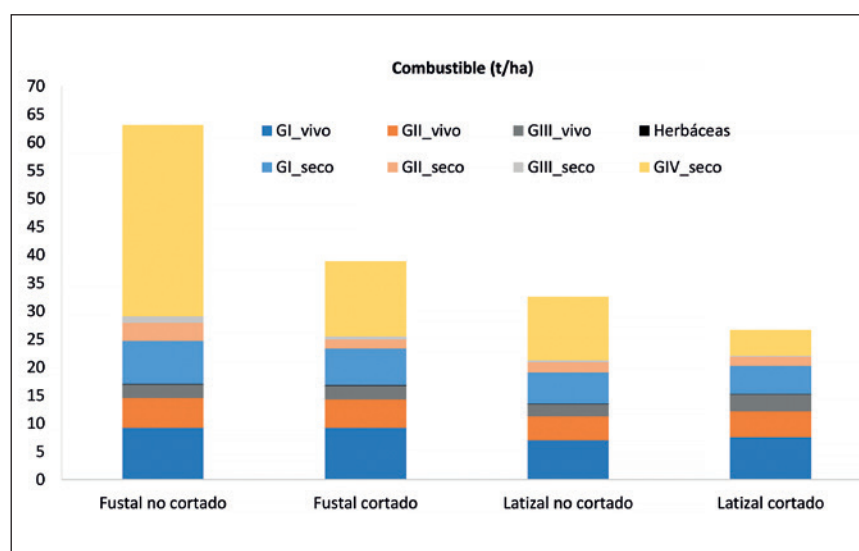


Fig. 3. Biomasa de combustible vivo y combustible muerto, por clases de tamaño, en función de la interacción entre el tratamiento posincendio y la edad de la masa previa al incendio, inventariada 15 años después del fuego

3.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La biomasa estimada de combustible vivo osciló entre 13 y 17 t/ha, predominando los tamaños de partícula inferiores a 6 mm de diámetro o clase de tamaño I, con valores de entre 7 y 9 t/ha en parcelas de latizal y fustal, respectivamente (Figura 3). Las herbáceas, también correspondientes a la clase de tamaño I, tuvieron una presencia muy reducida, en general inferior a 0,1 t/ha (Figura 3).

En cuanto a los resultados del inventario de combustible muerto, salvo en latizal cortado, los resultados mostraron un predominio de tamaños superiores a 75 mm (no incluidos en las simulaciones de Behave Plus), destacando en las parcelas de pinar maduro, debido a la acumulación de materiales del grupo IV procedentes de los fustes quemados que, en gran parte, fueron cayendo al suelo a lo largo de quince años tras el incendio, y en los que los procesos de descomposición se encuentran en diferentes estadios. De los combustibles de hasta 100 h, la clase de tamaño más representada fue el grupo I (Figura 3), lo que sugiere la descomposición de parte de los elementos de las clases de tamaño superiores en los quince años transcurridos desde el incendio, que han ido incorporándose con menores diámetros al grupo I. Esta clase, conocida como combustible de 1 h o “combustible disponible para arder”, tiene valores medios similares entre grupos, alcanzando 7,6 t/ha en las parcelas de fustal no cortado. Considerando conjuntamente toda la biomasa del grupo I, tanto de combustible vivo como de combustible muerto, los valores de entre 11 y 16 t/ha indican que las proporciones de combustible disponible alcanzan de un 30 a un 50 % de la biomasa total en cada tratamiento, lo que advierte de un mayor peligro de inicio y propagación de incendio que si los materiales se distribuyeran en grupos de mayor tamaño.

Con relación al comportamiento potencial del fuego, se observaron los valores medios más altos, en las cuatro variables analizadas 15 años posincendio, en las parcelas de fustal no cortado (Figura 4). Los porcentajes de desviación estándar fueron

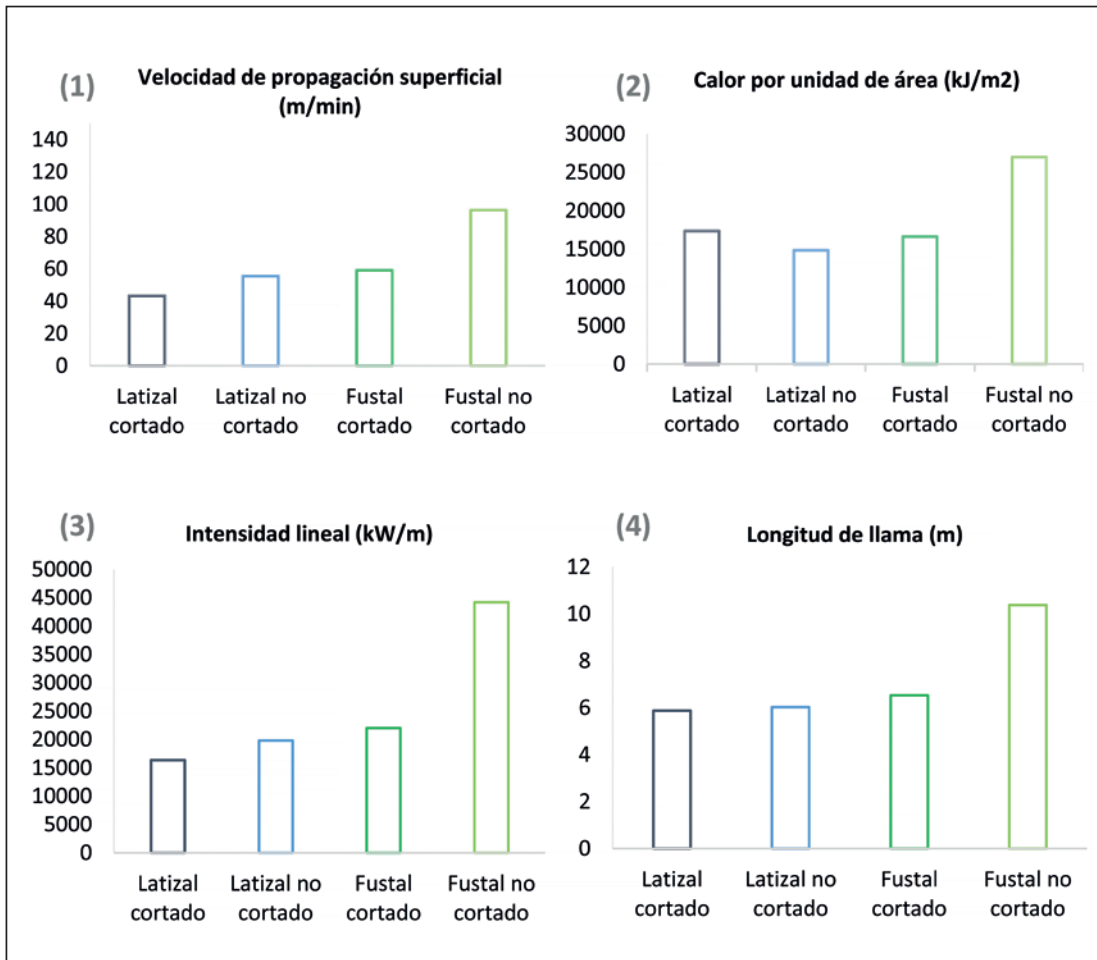


Fig. 4. Efecto de la interacción entre el tratamiento posincendio y la edad de la masa previa en (1) la velocidad de propagación del fuego de superficie, (2) el calor por unidad de área, (3) la intensidad lineal del fuego y (4) la longitud de llama en condiciones medias de las temperaturas máximas y de las humedades relativas mínimas del mes de julio, y una velocidad del viento de 40 km/h a 10 m

superiores al 30 %, detectándose alta variabilidad entre parcelas. No hubo diferencias estadísticamente significativas entre parcelas cortadas (C) y testigo (T), entre edades de la masa previa de latizal (PJ) y fustal (PV), ni en la interacción entre los tratamientos y la edad. Aunque no se detectó significación, la tendencia observada en los resultados sugiere que ante un nuevo incendio, muy probablemente, la siniestralidad del fuego, el riesgo y la dificultad técnica para los medios de extinción, así como el coste económico de la misma, serán mayores, en general, en los pinares de mayor edad y, en concreto, en rodales en los que no se extrajo la madera quemada. Es previsible que la biomasa muerta de grupo IV, en diferentes fases de descomposición, incorporará cantidades importantes de combustible a las clases de tamaño de I a III en años sucesivos conforme vaya avanzando su degradación, lo que podría agravar la situación en los próximos años.

La velocidad de propagación del fuego predicha varió entre 2,6 km/h

(43,3 m/min) en zonas de latizal cortado hasta 5,8 km/h (96,7 m/min) en las de fustal no cortado (Figura 4.1). El calor por unidad de área predicho, relacionado con la siniestralidad potencial del fuego en el suelo, alcanzaría los 27 000 kJ/m² en las parcelas de fustal no cortado, manteniéndose cerca de los 16 000 kJ/m² en el resto de grupos (Figura 4.2). La intensidad lineal del fuego de superficie predicha (kW/m) tuvo un intervalo entre 16 360 kW/m² en latizal cortado hasta los 44 186 kW/m² en rodales de fustal no cortado (Figura 4.3), lo que implica un incendio fuera de capacidad de extinción en cualquiera de las situaciones (Arellano *et al.*, 2016). Por su parte, las simulaciones indicaron unas longitudes de llama de entre 5,9 m en latizal cortado hasta 10,4 m en fustal no cortado (Figura 4.4). Estas dos últimas variables se asocian a un tipo de comportamiento del fuego y a las posibilidades de ataque de los medios de extinción (Arellano *et al.* 2016). Con base en estos valores, a partir de vientos de 20 km/h, si se produce

un incendio en las condiciones definidas por las temperaturas máximas y humedades relativas mínimas de verano, y dado que los resultados en esta situación indican longitudes de llama que sobrepasan los 3,5 m e intensidades lineales por encima de los 3500 kW/m, los servicios de extinción solo podrían efectuar un ataque indirecto del fuego. En ausencia de viento sí existiría la posibilidad de realizar ataque directo con autobomba, *bulldozer* o medios aéreos. Teniendo en cuenta el contexto de cambio climático, con incremento de las temperaturas medias máximas, la reducción de la precipitación, un aumento de los períodos de sequía estival y una disminución de los valores de humedad ambiental (Lindner *et al.*, 2010; Stevens Rumann *et al.*; 2018), podrían darse condiciones extremas fuera de percentil que hagan aún más vulnerables estas masas ante la recurrencia de incendios, y por tanto los valores estimados para los parámetros de comportamiento potencial del fuego serían aún más desfavorables.

El estado actual de la regeneración, con elevadas cargas de combustible continuas (Figura 5), junto al relieve irregular en muchas zonas del área incendiada en 2005, aconsejan la realización de trabajos preventivos (Carrillo-García *et al.*, 2023) que reduzcan el peligro de incendios que afecten a una gran superficie o sean de alta siniestralidad. Estos tratamientos presentarían dificultades de mecanización si en el perímetro del incendio se hubiesen dejado grandes superficies con la madera quemada sin extraer, tal y como muestra el estado de las parcelas testigo (T, Figura 5.1, 5.3), sobre todo en las zonas de fustal (PV, Figura 5.1).

4.- CONCLUSIONES

Los resultados del estudio de los combustibles vivos y muertos realizado quince años después del incendio de El Rodenal de Guadalajara de 2005 indican una mayor acumulación de combustible muerto del grupo IV, procedente de los fustes quemados en masas de pinar maduro en las que no se extrajo la madera, que están en diferentes fases de descomposición, y que es previsible que se incorporen a las clases de tamaño de I a III en años sucesivos conforme vaya avanzando su proceso de pudrición. Desde un punto de vista integral, el efecto del tratamiento de corta y extracción de la madera quemada, especialmente en función de la edad de la masa previa al incendio, debe ser tenido en cuenta en la toma de decisiones de apoyo a la regeneración posincendio de este tipo de masas puras o mixtas de *P. pinaster*.

Las simulaciones con el sistema *Behave Plus*, que incluyen la biomasa de los GI, II y III de combustible seco, así como de matorral y herbáceas vivas, no mostraron diferencias significativas entre tratamientos de gestión posincendio y edad de la masa previa, ni en la interacción entre tratamientos y edad. A pesar de la falta de significación se observa una clara tendencia en los resultados, con



1



2



3



4

Fig. 5. Aspecto del estado de la regeneración en 2021 en parcelas de (1) fustal no cortado, (2) fustal cortado, (3) latizal no cortado y (4) latizal cortado

menores valores en masas de latizal cortado respecto a las masas de fustal no cortado.

Con independencia de la masa analizada, el comportamiento potencial del fuego indica valores elevados de calor por unidad de área, intensidad lineal y longitud de llama, destacando en rodales de pinar maduro no cortado, que ponen de manifiesto la necesidad de realizar labores preventivas para modificar la estructura de las masas hacia una transición a modelos de combustible que representen un menor peligro de incendio asociado, o una menor intensidad o siniestralidad del mismo en caso de

producirse.

Es necesaria la investigación a largo plazo para identificar la dinámica de la descomposición posincendio de los combustibles muertos de mayor diámetro (que aún permanecen al menos parcialmente sin descomponer) para conocer durante cuánto tiempo pueden influir en el comportamiento del fuego y en el aumento de la siniestralidad de un posible nuevo incendio.

5.- AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se enmarca en el proyecto PID2020-116494RR-C41 (Mejora de la resiliencia a los incen-

dios de los bosques mediterráneos, ENFIRES) financiado por el MCIN/AEI/10.13039/501100011033, y el proyecto RTA2017-00042-C05-01 (Vulnerabilidad integral de los sistemas forestales frente a incendios: implicaciones en las herramientas de gestión forestal, VIS4FIRE), financiado por el MCIN/AEI/10.13039/501100011033 (Cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional, FEDER, “Una manera de hacer Europa”). Cristina Carrillo ha sido financiada por el MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y cofinanciada por el Fondo Social Europeo (El FSE “Invierte en tu futuro”).

REFERENCIAS

- Aguilar V. 2008. *Estudio sobre la regeneración de las masas forestales afectadas por el incendio ocurrido el día 16 de julio de 2005 en la comarca del Rodenal (GU)*. Proyecto Fin de Carrera. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Andrews PL, Bevins CD, Seli RC. 2008. *BehavePlus fire modeling system, version 4.0: User's guide. General Technical Report RMRS-GTR-106WWW. Revised*. USDA Forest Service, Ogden.
- Arellano S, Vega JA, Ruiz AD et al. 2016. *Foto-guía de combustibles forestales de Galicia, Versión I*. Andavira Editora, Santiago de Compostela.
- Bravo F, Fabrika M, Ammer C et al. 2019. Modelling approaches for mixed forests dynamics prognosis. Research gaps and opportunities. *For. Syst.* 28(1): eR002.
- Brown JK. 1974. *Handbook for inventorying downed woody material*. General Technical Report INT-16. USDA Forest Service, Ogden,
- Brown JK. 1980. Influence of harvesting and residues on fuels and fire management. *Proceedings: environmental consequences of timber harvesting in Rocky Mountain coniferous forests*. General Technical Report INT-90. USDA Forest Service, Ogden.
- Brown JK, Oberheu RD, Johnston CM. 1982. *Handbook for inventorying Surface fuels and biomass in the Interior West*. General Technical Report INT-129. USDA Forest Service, Ogden.
- Carrillo C, Madrigal J, Navarro R. 2021. Caso práctico XIV: restauración posincendio en El Rodenal de Guadalajara (Sistema Ibérico). En: Pemán J, Navarro RM, Para MA et al. (Eds.) *Bases técnicas y ecológicas del proyecto de repoblación forestal*. Pp. 493-506. Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico, Madrid.
- Carrillo-García C, Girola-Iglesias L, Guijarro M et al. 2023. Ecological niche models applied to post-megafire vegetation restoration in the context of climate change. *Sci. Total Environ.* 855: 158858.
- Castro J, Marañón-Jiménez S, Sánchez-Miranda A et al. 2010. Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica. En: Ramírez L, Asensio B (Eds.) *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2006-2009*, pp. 139-157. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid.
- Coppoletta M, Merriam KE, Collins BM. 2016. Post-fire vegetation and fuel development influences fire severity patterns in reburns. *Ecol. Appl.* 26(3): 686-699.
- Fosberg MA, Deeming JE. 1971. Derivation of the 1- and 10-hour timelag fuel moisture calculation for fire danger rating. Research Paper RM-207. USDA Forest Service.
- Haydock KP, Shaw NH. 1975. The comparative yield method for estimating dry matter yield in pasture. *Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb.* 15: 663-670.
- Kennedy MC, Johnson MC, Harrison SC. 2024. Model analysis of post-fire management and potential reburn fire behavior. *J. Environ. Manag.* 351: 119664.
- Lindner M, Maroschek M, Netherer A et al. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *For. Ecol. Manag.* 259: 698-709.
- Linley GD, Jolly CJ, Doherty TS et al. 2022. What do you mean, 'megafire'? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 31(10): 1906-1922.
- MAGRAMA. 2012. *Los incendios forestales en España. Decenio 2001-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
- Mann HB, Whitney DR. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann. Math. Stat.* 18(1): 50-60.
- Moreira F, Ascoli D, Safford H et al. 2020. Wildfire management in Mediterranean type regions: paradigm change needed. *Environ. Res. Lett.* 15(1): 011001.
- Mulero A. 2016. *Caracterización de la evolución espacio-temporal del contenido de humedad e inflamabilidad de las principales especies presentes en la vegetación regenerada tras el incendio en la zona de El Rodenal (Guadalajara)*. Trabajo Fin de Grado. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Pereira P, Martínez-Murillo JF, Francos M. 2019. Environments affected by fire. En: Pereira P (Ed.) *Advances in chemical pollution, environmental management and protection; soil degradation, restoration and management in a global change context*, pp. 119-155. Elsevier.
- Ruiz de la Torre J. 2006. *Flora mayor*. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid.
- Serrada R, Aguilar V, Aroca MJ et al. 2009. Estudio sobre la regeneración de las masas forestales afectadas por el incendio ocurrido el día 16 de julio en la comarca del Rodenal (Guadalajara). *Actas 5º Congreso Forestal Español*. Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Stevens CS, Kemp KB, Higuera PE et al. 2018. Evidence for declining forest resilience to wildfires under climate change. *Ecol. Lett.* 21(2):243-252.
- Underwood EC, Hollander AD, Molinari NA et al. 2022. Identifying priorities for postfire restoration in California chaparral shrublands. *Restor. Ecol.* 30(3): e13513.
- Vallejo VR, Alloza JA. 2015. Postfire ecosystem restoration. En: Shroder JF, Paton D (Eds.) *Wildfire hazards, risks and disasters*, pp. 229-246. Elsevier, Oxford.
- Vallejo VR, Arianoutsou M, Moreira F. 2012. Fire ecology and post-fire restoration approaches in Southern European forest types. En: Moreira F, Arianoutsou M, Corona P et al. (Eds.) *Post-fire management and restoration of Southern European forests*, pp. 93-119. Springer, Dordrecht.