2025 GIJÓN | 16·20 JUNIO

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1520

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

Organiza

Efecto a medio plazo posincendio de la edad previa de la masa y la saca de la madera quemada en el comportamiento potencial del fuego en masas de *Pinus pinaster* Ait.

CARRILLO-GARCÍA, C. (1,2), GUIJARRO M. (1), DÍEZ C., HERNANDO, C. (1), CÁCERES, M.L. (1), APONTE, C. (1), DE PAULA, S. (1), NICOLÁS, S. (1), DE LA CRUZ A.C. (1),MADRIGAL J. (1,2)

(1) Grupo de Incendios Forestales, Instituto de Ciencias Forestales (ICIFOR-INIA), CSIC, Ctra. Coruña Km 7,5 28040 Madrid.

(2)ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid (UPM), Ramiro de Maeztu s/n, 28040 Madrid.

Resumen

El aumento de la temperatura y de la frecuencia y duración de las sequías incrementan la disponibilidad del combustible forestal, favoreciendo el inicio de incendios forestales. Además, la ausencia de gestión aumenta la carga y continuidad del combustible, facilitando la propagación del fuego. En este contexto, nuestro objetivo fue evaluar las diferencias en los modelos de combustible regenerados después del incendio de Guadalajara (2005), según tratamientos de gestión posincendio (apeo y saca *vs* control), edad de la masa (latizales *vs* fustales), y tiempo posincendio (8 *vs* 16 años). Los datos se obtuvieron en 15 parcelas mediante dos inventarios de los combustibles vivos y muertos (2013 y 2021). Se realizaron simulaciones con el software *Behave Plus* considerando tres condiciones ambientales según la humedad de los combustibles (vivos y muertos), la temperatura máxima y la velocidad del viento (moderadas, altas y extremas). Se analizaron los parámetros descriptores del comportamiento potencial del fuego obtenidos, mediante la prueba U de Mann-Whitney. Los resultados no indicaron diferencias de estos parámetros entre tratamientos ni edades de la masa previa cuando se analizó cada año individualmente, pero sí un efecto del tiempo transcurrido desde el incendio al comparar los escenarios meteorológicos entre ambos años.

Palabras clave

Behave, combustible forestal, gestión post-incendio, simulación.

1. Introducción

Una de las acciones de restauración activa posincendio más común en Españaconsiste en extraer la madera quemada (BRAVO et al., 2019; MOREIRA et al., 2020). Esta actuación permite el aprovechamiento de productos con valor de mercado, elimina la carga de combustible moribundo y muerto, lo que disminuye el peligro de nuevos incendios, y reduce el riesgo de aparición de plagas de xilófagos.

El apeo y extracción de la madera quemada después de un incendio, en zonas con pendientes pronunciadas, normalmente conlleva la instalación de fajinas (LUCAS-BORJA et al., 2021), realizadas con los restos de la madera con escaso valor comercial (ramas y fustes finos), y/o albarradas (OTERO DE IRIZAR, 2017), con el

objetivo de evitar o, al menos, reducir la erosión. El establecimiento de las fajinas puede aumentar el riesgo de incendio en el corto plazo, como resultado de la acumulación de combustibles más o menos finos. En cambio, el aprovechamiento de los combustibles afectados por el fuego que presentan un mayor diámetro (fustes) reduciría el peligro de incendio (PETERSON et al., 2015), así como su intensidad y severidad a medio y largo plazo, al disminuir la carga y continuidad del combustible disponible para arder en esa superficie (BROWN, 1980).

En las últimas décadas, la gestión posincendio mediante el apeo y extracción de la madera quemada, habitualmente llevada a cabo en España, ha sido objeto de controversia debido al potencial efecto negativo de la retirada de la madera quemada sobre diferentes componentes del ecosistema, demandándose otras alternativas de gestión posincendio en función de las características de la zona y de los objetivos de la restauración (CASTRO et al., 2010).

A pesar de lo anterior, autores como BROWN et al. (2003) y PETERSON et al. (2015) constataron que las fracciones gruesas de la madera quemada pueden permanecer décadas sin descomponer, lo que contribuiría a una mayor severidady frecuencia deincendios, y podría dificultar la regeneración de la masa y disminuirlaresiliencia del ecosistema. 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).

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo fue analizar los posibles efectos del apeo y extracción de la madera quemada (parcelas de corta o tratadas, C) respecto de la ausencia de intervención posincendio (parcelas de control o testigo, T), en la acumulación de biomasa y los modelos de combustible resultantes a medio plazo, y simular el comportamiento potencial del fuego en la superficie quemada en el gran incendio de Guadalajara del año 2005. Se consideraron tres escenarios ambientales (condiciones meteorológicas moderadas, altas y extremas), asumiendo un contexto de recurrencia de incendios. Se evaluaron los resultados a los 8 y a los 16 años después de la perturbación, así como los efectos en el comportamiento potencial del fuego en ambas fechas. La hipótesis de partida es que los restos de madera quemada y el tipo de gestión posincendio, contribuyen significativamente al comportamiento del fuego en distintos estadios de la regeneración (latizales *vs* fustales).

3. Metodología

3. 1. Área de estudio

En el año 2005, un incendio forestal afectó a 12.887 ha de la Comarca de El Rodenal, en la provincia de Guadalajara (Figura 1), quemándose 10.352 ha de monte arbolado, en su mayoría masas de *Pinus pinaster* Ait. (MAGRAMA, 2012).

Figura 1. Situación del área afectada por el incendio de El Rodenal de Guadalajara de 2005. Fuente: CARRILLO-GARCÍA et al., 2024a.

El área afectada tiene una altitud de 1.200 m a 1.370 m, con terrenos abruptos y áreas de escasa pendiente. La temperatura media anual es de 10,5 ºC y una precipitación media anual de 468 mm (https://sig.mapama.gob.es/siga). La litología 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 los matorrales más representativos del área de estudio, tanto acompañando a las especies arbóreas como dominando extensas superficies de matorral.

3. 2. Diseño experimental

El diseño experimental está formado por siete sitios instalados en el año 2006 (un año posincendio), con parcelas pareadas de 40 m × 40 m cada una. En una de las parcelas de cada sitio se apearon y extrajeron los fustes quemados (parcelas cortadas, C) y se acordonaron los restos en fajinas, mientras que en la otra parcela no se ejecutaron acciones posincendio, estableciéndose como control (parcelas de control o testigo, T). Se consideró, además, la edad de la masa previa al incendio, distinguiendo entre fustales maduros de más de 80 años (parcelas de pinar viejo, PV) y latizales de aproximadamente 30 años (parcelas de pinar joven, PJ) (AGUILAR, 2008).

3. 3. Biomasa de combustible vivo *y muerto (necromasa)*

Para estimar la biomasa de los combustibles vivos, se llevaron a cabo dos inventarios por asignación de rangos de vegetación según HAYDOCK & SHAW (1975), uno en 2013 (8 años posincendio) y otro en 2021 (16 años posincendio). Se definieron 14 rangos teniendo en cuenta las especies presentes, la altura y cobertura de las mismas o, en su caso, ausencia de vegetaciónidentificándose a partir de estos resultados diferentes modelos de combustible (Tabla 1). Así mismo, se llevó a cabo un muestreo destructivo de combustible vivo según la tipología de combustibles identificada visualmente, para lo cual se extrajeron muestras de la parte aérea de la vegetación, así como de la hojarasca y mantillo, de 1 m × 1 m en el caso de las herbáceas y de los rangos de especies arbustivas (rangos del 1 al 6, Tabla 1). Finalmente, se extrajeron muestras de 2 m × 2 m en el caso de rangos con altura de la vegetación mayor de 1 m (rangos 7 al 10, Tabla 1). Posteriormente, se realizó en laboratorio un inventario pormenorizado de estas muestras, separando las fracciones según el tipo de vegetación (herbáceas, vegetación arbustiva, combustible muerto) y la clase de tamaño de combustible.

Tanto en el inventario del año 2013, como en el de 2021, se estimó la carga de la necromasa mediante el método de BROWN y la toma de nueve muestras por parcela de las capas de hojarasca y mantillo. Se realizaron 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).

Tabla 1. Rangos diferenciados en los inventarios de combustible vivo realizados en 2013 y 2021. Fuente: adaptado de CARRILLO-GARCÍA et al., 2024b.

N	RANGO	Tipo de material	Altura rango (m)

1	R0	Suelo mineral descubierto	-		
2	R1	Herbáceas	-		
3	R2	Hojarasca	-		
4	R20	Restos	-		
5	R3	*Cistus*	spp. bajo	< 0,8	
6	R4	*Cistus*	spp. alto	> 0,8	
7	R5	*Cistus*	spp. mixto	-	
8	R6	Matorral spp.	-		
9	R7	*Quercus pyrenaica*	> 1,0		
10	R7b	*Q. pyrenaica*	bajo	< 1,0	
11	R8	*Q. pyrenaica*	y *Cistus*	spp.	> 1,0 y 0,8
12	R8b	*Q. pyrenaica*	y *Cistus*	spp. bajo	< 1,0 y 0,8
13	R9	*Pinus pinaster*	-		
14	R10	*Pinus pinaster*	y otras spp.	Indiferente	

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	1.000 horas

3. *4. Modelización con BehavePlus 6.0.0*

Para obtener los datos de comportamiento potencial del fuego en tres escenarios de peligro de incendio, se empleó el software de modelización del Servicio Forestal de Estados Unidos (USDA), BehavePlus 6.0.0 (ANDREWS et al., 2008).A partir de los datos de inventario de cada una de las parcelas de muestreo y la humedad de los combustibles, se generó un modelo de combustible, seleccionando posibles condiciones de temperatura y humedad ambiental, así como diferentes velocidades del viento.

Para predecir el comportamiento potencial del fuego se introdujeron diferentes datos de humedad del combustible. Así mismo, se introdujeron las variables ambientales de acuerdo con tres escenarios meteorológicos de riesgo en función de la humedad de los combustibles vivos y de la humedad de los combustibles muertos (Moderado ~ Percentil 50, valores medios de los meses de abril a junio y de septiembre y octubre; Alto ~ Percentil 95, valores medios de los meses de julio y agosto; Extremo ~ fuera de percentil), que pueden observarse en la Tabla 3.

En las simulaciones se consideraron velocidades del viento a media llama de 0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 90, 100, 110 y 120 km h^{-1} a 10 m en los tres escenarios, seleccionando para el análisis de los factores estudiados, una velocidad de 20 km h^{-1} a 10 m de altura para el escenario de condiciones moderadas, de 40 km h^{-1} en el caso de riesgo alto y de 80 km h^{-1} para condiciones extremas.

3. 5. Análisis de datos

Se seleccionaron cuatro variables de salida de las simulaciones realizadas con BehavePlus: (a) Velocidad de propagación del fuego de superficie (m min^{-1}); (b) Calor por unidad de área (kJ m^{-2}); (c) Intensidad lineal del fuego de superficie (kW m^{-1}); (d) Longitud de llama del fuego de superficie (m). Las variables no cumplían los requisitos paramétricos para realizar ANOVAs, por tanto, los parámetros se analizaron mediante estadística no paramétrica mediante la prueba U de Mann & Whitney (1947). Para cada una de las fechas se comparó entre los siguientes factores: tratamientos de gestión posincendio (saca de madera con establecimiento de fajinas *vs* control sin actuación), edad de la masa previa al incendio (latizales *vs* fustales) y la interacción entre ambos. Así mismo, se compararon entre años (2013, 2021) cada uno de los tratamientos, edades de la masa previa al incendio y las posibles interacciones entre ambos para conocer el efecto temporal del estado del regenerado en la propagación potencial de incendios. Los análisis estadísticos se realizaron con el software IBM SPSS 29®.

Tabla 3. Variables comunes en las parcelas del estudio de comportamiento potencial del fuego en función de tres posibles escenarios de riesgo de incendio. Fuente: CARRILLO-GARCÍA, 2024c.

Variables		Escenario			
Moderado	Alto			Extremo	
Humedad	(%)	Combustible vivo	135	70	35
Necromasa	Grupo I	9	7	5	
Grupo II	10	8	6		
Grupo III	12	10	8		

Ambiente	Humedad relativa (media mensual)	Mínimas (%)	49	39	29
Temperatura	(media mensual)	Máximas (ºC)	10	21,2	32,2
Velocidad del viento	km h-1		a 10 m	0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 90, 100, 110, 120	
Poder calorífico	Combustible vivo	kJ kg-1	18.622,36		
Necromasa					
Superficie Volumen-1	Combustible vivo	m2	m-3	6.561,68	
Necromasa		4.921,26			

4. Resultados

4. 1. Acumulación de biomasa en el complejo de combustible

Considerando conjuntamente toda la biomasa, tanto de combustible vivo como de combustible muerto, destacaron las parcelas testigo y las de fustal en el año 2013. En la interacción entre edad y tratamiento, las parcelas de fustal no cortadas, por sus altos valores alcanzados, son las que mayor carga aportaron al complejo de combustible, con 154,27 t ha-1 en 2013 y que se redujeron hasta 46,06 t ha-1 en 2021. En cuanto al Grupo I, los valores de 11–16 t ha-1en 2021 indicaron que las proporciones de combustible disponible representaban entre un 30% y un 50% de la biomasa total en cada tratamiento.

4. 2. Comportamiento potencial del fuego

Analizando las cuatrovariables de salida de las simulaciones con BehavePlus, solo el calor por unidad de área mostró resultados significativos y únicamente en función de la edad de la masa previa al incendio. En 2013 las parcelas de latizal tuvieron valores significativamente superiores a las de fustal en el test U de Mann-Whitney ($p = 0,043$) en los escenarios alto y moderado. En 2021, al contrario, las parcelas de fustal fueron significativamente superiores a las de latizal ($p = 0,043$) en el escenario extremo. En ambos casos el resultado fue independiente de la velocidad del viento analizada (0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 90, 100, 110, 120 km h^{-1} a 10 m). En la interacción entre la edad y el tratamiento en 2013, las parcelas de latizal cortado tuvieron un calor por unidad de área significativamente superior al de las de fustal cortado en 2013 ($p = 0, 057$).

En cuanto al análisis de los parámetros entre fechas de inventario (2013 y 2021) la velocidad de propagación solo arrojó resultados significativos en el escenario moderado, tanto en función de la edad ($p = 0,007$), el tratamiento ($p = 0,017$), como en la interacción entre ambos ($p = 0,029$), mostrando que la velocidad de propagación del fuego en las parcelas de latizal y/o cortadas fue inferior en 2021 con independencia de la velocidad del viento (Figura 2).

El calor por unidad de área, alcanzó valores significativamente superiores para todos los parámetros de edad y tratamiento en el inventario de 2021 en el escenario de riesgo extremo. Las parcelas de fustal en 2021 también mostraron un calor por unidad de área significativamente superior a las de fustal en 2013 ($p = 0,041$) en el escenario de riesgo alto. Por el contrario, en el caso del escenario de riesgo moderado, el calor por unidad de área en 2013 fue superior en las parcelas de latizal y las de latizal cortado (Figura 2).

La intensidad lineal del fuego en el escenario de riesgo extremo fue superior en 2021 tanto en función de la edad como del tratamiento para cualquier velocidad de viento, salvo en ausencia de éste. En el escenario moderado hubo significación en parcelas de latizal y/o parcelas cortadas, con mayor intensidad lineal en 2013 en todo el rango de velocidades de viento analizadas salvo en ausencia del mismo (Figura 2).

La longitud de llama fue significativamente superior en función de la edad y del tratamiento en el segundo inventario (2021) y escenario de riesgo extremo. En el escenario moderado, los valores fueron significativamente superiores en 2013 en parcelas de latizal y/o cortadas. Los valores mínimos en 2021 en los tres escenarios correspondían a parcelas de latizal cortado y los máximos con las de fustal no cortado. Las longitudes de llama en 2013 tuvieron una menor variabilidad y, en general, quedan dentro del rango de las de 2021 (Figura 2).

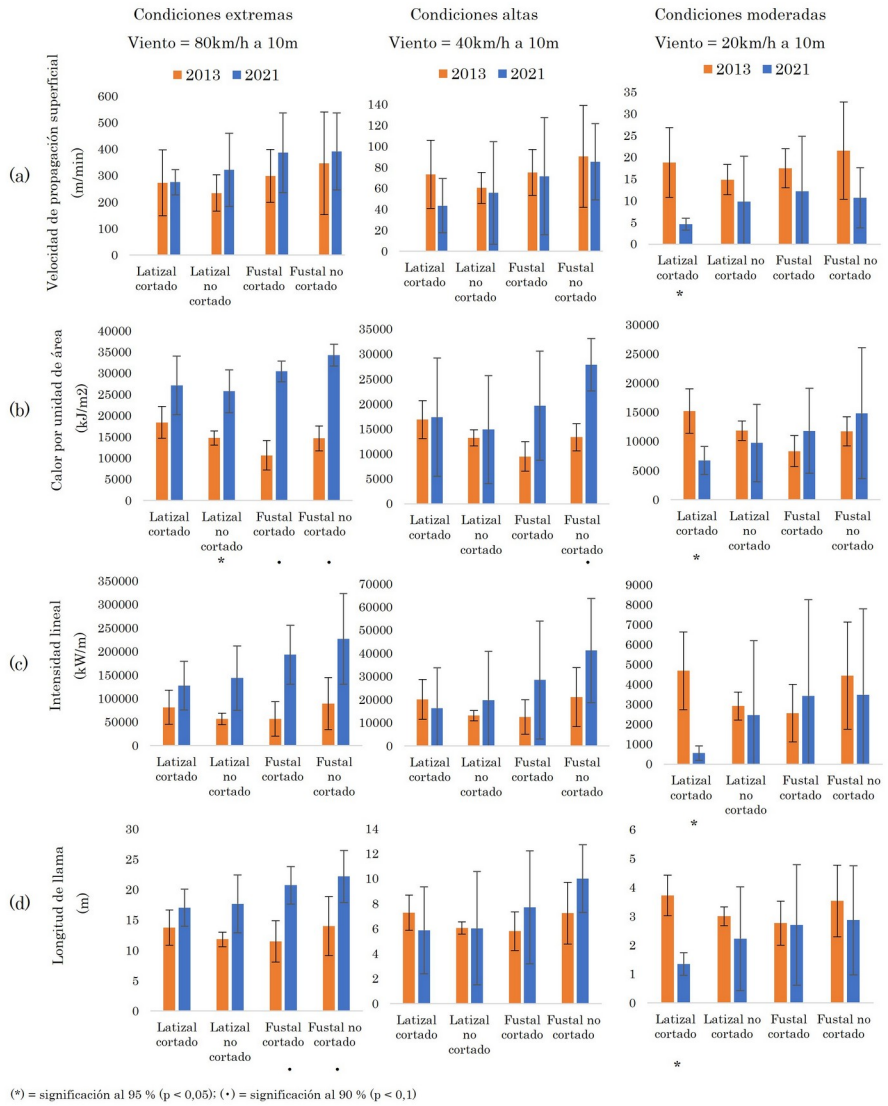

Figura 2. Efecto de la interacción entre el tratamiento posincendio y la edad de la masa previa en los tres escenarios de riesgo analizados para: (a) la velocidad de propagación del fuego de superficie, (b) el calor por unidad de área, (c) la intensidad lineal del fuego y (d) la longitud de llama. Escenario moderado: temperaturas máximas y de las humedades relativas mínimas de abril a junio y de septiembre y octubre, con velocidad del viento de 20 h-1 a 10 m. Escenario de riesgo alto: del mes de julio, y una velocidad del viento de 40 km h-1 a 10 m. Escenario extremo: temperaturas máximas y de las humedades relativas mínimas fuera del percentil de riesgo alto, con vientos de 80 km h-1 a 10 m.
Fuente: CARRILLO-GARCÍA, 2024c.

5. Discusión

Tras los dos inventarios de combustible realizados en el área de estudio se confirmó, por una parte, que el crecimiento del regenerado natural 16 años posincendio aumentó la carga de combustible vivo respecto a la obtenida 8 años posincendio, indicando la paulatina acumulación de combustible regenerado en la zona, tal como ha sido observado por otros autores (PETERSON et al., 2015;

BROWN et al., 2003). Además, se constató la variación de los grupos de vegetación dominantes 16 años posincendio en parte del área de estudio. Las cistáceas y, seguidamente el rebollo, son la vegetación más frecuente. La representación global media del pino resinero en las parcelas de investigación, cercana al 10%, disminuyó considerablemente respecto del predominio del 100% previo al incendio. Autores como Fernández-García et al. (2019) ya apuntaban al favorecimiento de especies rebrotadoras (Q. pyrenaica) sobre germinadoras (P. pinaster, Cistusspp.) en el regenerado posincendio, o la abundancia diferencial de la germinación de unas especies frente a otras, como es el caso de las jaras vs pino, tal como se había observado con anterioridad en la misma área (CARRILLO-GARCÍA et al., 2023).

En cuanto a la necromasa, el combustible de 1.000 horas (> 7,5 cm de diámetro, Grupo IV) supuso el grupo con mayor biomasa. Esto se debió a la acumulación de materiales del Grupo IV procedentes, en su mayoría, de fustes y ramas gruesas que fueron depositándose en el suelodespués del incendio (BROWN et al., 2003) y también contribuyó la madera muerta depositada en las fajinas en parcelas cortadas principalmente en el inventario de 2013. El deterioro de este material fue mucho más rápido que el de los individuos muertos en pie, al estar en contacto con los procesos físico-químicos y biológicos de la superficie del suelo (PASSOVOY & FULÉ, 2006). A pesar de que el combustible de 1.000 h no sea tenido en cuenta por el software de simulación, podría contribuir al fuego de rescoldo y dar lugar a reproducciones del incendio que pudieran contribuir a su propagación (STEPHENS et al., 2022).

Por lo que respecta al combustible de hasta 100 h, el hecho de que la biomasa del Grupo I destacase en cada uno de los tratamientos advirtió de un mayor peligro de inicio y propagación de incendio que si los materiales se distribuyeran en grupos de mayor tamaño (PASSOVOY & FULÉ, 2006). Es previsible que la degradación de la biomasa muerta de Grupo IV, incorporará combustible a los Grupos I a III en años sucesivos, lo que podría agravar la vulnerabilidad de la masa ante la recurrencia de incendios a medio plazo (PASSOVOY & FULÉ, 2006).

En cuanto al comportamiento potencial del fuego, 8 años tras el incendio se obtendrían valores de velocidad de propagación potencialmente similares a los obtenidas 16 años posincendio. Teniendo en cuenta cada fecha por separado (2013 y 2021), solo el calor por unidad de área fue significativo, relacionándose más con la edad de la masa previa que con el tratamiento, lo que tiene implicaciones para la gestión. El hecho de que, en general, el calor fuese mayor en zonas en las que previamente la masa instalada era de pinar joven en el caso del inventario 8 años posincendio, se atribuyó principalmente a las zonas cortadas con acordonado de restos. Destacó el importante incremento en el valor del calor por unidad de área en todos los escenarios entre 2013 y 2021, excepto en el escenario moderado, por lo que este sí es un valor que se incrementa con el tiempo, al contrario de lo observado para la velocidad.

La intensidad lineal aumentó con el endurecimiento de las condiciones meteorológicas de la simulación, acentuándose en las parcelas de fustal de 2021

respecto a las de 2013. La intensidad en pinares jóvenes cortados (salvo en condiciones extremas) fue superior en el inventario 8 años posincendio, cuando las fajinas estaban solo parcialmente degradadas. En 2021 los latizales testigo hubieran presentado mayor intensidad en caso de incendio, al haber caído los fustes quemados y estar muy degradadas las fajinas en las parcelas cortadas.

Las mayores longitudes de llama obtenidas en las simulaciones en el escenario de condiciones altas en fustales y en ambas edades en condiciones extremas de 2021, se relacionaron con la mayor acumulación en los 16 años posincendio del combustible de hasta 100 h, especialmente de Grupo I. Salvo en ausencia de viento, las longitudes de llama superarían los 3,5–4 m, desaconsejando la extinción mediante ataque directo en ambas fechas de inventario, de acuerdo conARELLANO et al. (2016).

Teniendo en cuenta el contexto de cambio climático (LINDNER et al., 2010; STEVENS RUMANN et al., 2018) podrían darse condiciones extremas (escenario fuera de percentil) y, por tanto, los valores estimados para los parámetros de comportamiento potencial del fuego serían todavía más desfavorables.

El estado actual de la regeneración, aun considerando la heterogeneidad espacial de la zona y las elevadas cargas de combustible continuas (Figura 3) junto a la propia orografía del terreno, aconsejan la realización de trabajos preventivos para reducir el peligro de incendios que puedan afectar a una gran superficie y/o sean de alta severidad. 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 (Figura 3.1, 3.3), sobre todo en las zonas de fustal (Figura 3.3).

Figura 3. Aspecto del estado de la regeneración en 2021 en parcelas de (a) fustal no cortado, (b) fustal cortado, (c) latizal no cortado y (d) latizal cortado. Fuente: CARRILLO-GARCÍA et al., 2024b.

6. Conclusiones

Los resultados del estudio de los combustibles vivos y muertos realizado 8 y 16 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.

Las simulaciones de cada inventario por separado con el sistema BehavePlus, que incluyen la biomasa de los grupos I, II y III de combustible muerto, así como de matorral y herbáceas vivas, no mostraron diferencias significativas entre

tratamientos de gestión posincendio, edad de la masa previa (salvo en casos puntuales para el calor por unidad de área), ni en la interacción entre tratamientos y edad. A pesar de la falta de significación se observa una clara tendencia en los resultados, con menores valores en masas de latizal cortado respecto a las masas de fustal no cortado.

Las masas regeneradas tras incendios, en el clima y sitio estudiado presentan un fuerte potencial de comportamiento peligroso para todos los casos y escenarios desde 2013, con lo que la vulnerabilidad temporal es muy alta ya 8 años después del incendio, independientemente del tratamiento posincendio. Las masas de pinar maduro previas al incendio (PV) sin cortar (Control sin saca del arbolado) tienen una mayor vulnerabilidad a comportamientos extremos de fuego 8 años tras el incendio que las masas en las que se sacó la madera. Este efecto se diluye con el tiempo excepto para el calor por unidad de área que sigue siendo significativamente mayor en las parcelas sin saca de madera.

Las masas de pinar joven previas al incendio son más vulnerables a nuevos incendios en etapas tempranas (8 años posincendio) y las masas no cortadas son más vulnerables 16 años posincendio para las condiciones moderadas, diluyéndose las diferencias para escenarios meteorológicos altos y extremos. 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.

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 severidad de un posible nuevo incendio.

7. Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el proyecto PID2020-116494RR-C41 (Mejora de la resiliencia a los incendios 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”).

8. Bibliografía

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. EUITF, Universidad Politécnica de Madrid. 152 pp. Madrid

ANDREWS, P.L.; BEVINS, C.D.; SELI, R.C.; 2008. BehavePlus fire modeling system, version 4.0: User's guide.General Technical Report RMRS-GTR-106WWW. Revised. Ogden, UT. 132 pp. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

ARELLANO, S.; VEGA, J.A.; RUÍZ, A.D.; ARELLANO, A.; ÁLVAREZ, J.G.; VEGA, D.J.; PÉREZ, E.; 2016. Foto-guía de combustibles forestales de Galicia, Versión I. Andavira Editora SL. 224 pp. Santiago de Compostela

BRAVO, F.; FABRIKA, M.; AMMER, C.; BARREIRO, S.; BIELAK, K.; COLL, L.; FONSECA, T.; KANGUR, A.; LÖF, M.; MERGANIČOVÁ, K.; PACH, M.; PRETZSCH, H.; STOJANOVIĆ, D.; SCHULER, L.; PERIC, S.; RÖTZER, T.; DEL RÍO, M.; DODAN, M.; BRAVO-OVIEDO, A.; 2019.Modelling Approaches for Mixed Forests Dynamics Prognosis. Research Gaps and Opportunities. *For Syst* 28(1): eR002-eR002

BROWN, J.K.; 1974. Handbook for inventorying downed woody material. General Technical Report INT-16. USDA Forest Service

BROWN, J.K.; 1980. Influence of harvesting and residues on fuels and fire management. En: Proceedings: Environmental consequences of timber harvesting in Rocky Mountain coniferous forests. General Technical Report INT-90. 417-432. USDA Forest Service. Ogden, Utah

BROWN, J.K.; OBERHEU, R.D.; JOHNSTON, C.M.; 1982. Handbook for inventorying Surface fuels and biomass in the Interior West. General Technical Report INT-129. USDA Forest Service

BROWN, J.K., REINHARDT, E.D., KRAMER, K.A., 2003. Coarse woody debris: managing benefits and fire hazard in the recovering forest (No. 105). 16 pp. USDA Forest Service. Rocky Mountain Research Station

CARRILLO-GARCÍA, M.C.; 2024c. Vulnerabilidad frente al fuego de masas forestales del sistema Ibérico Central. Tesis doctoral. ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid. 218 pp. Madrid

CARRILLO, C.; MADRIGAL, J.; NAVARRO, R.; 2021.Caso Práctico XIV: Restauración posincendio en El Rodenal de Guadalajara (Sistema Ibérico). Caso Práctico en: Bases técnicas y ecológicas del proyecto de repoblación forestal. Tomo 2: 493-506. J. Pemán García, R.M. Navarro Cerrillo, M.A. Prada Sáez y Rafael Serrada (Coord.). Ministerio para la transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO)

CARRILLO-GARCÍA,C.;GIROLA-IGLESIAS,L.;GUIJARRO,M.;HERNANDO,C.;MADRIGAL,J.;MATEO,R.G.;2023.Ecological niche models applied to post-megafire vegetation restoration in the context of climate change.*Sci Total Environ*855: 158858

CARRILLO-GARCÍA, C.; HERNANDO, C.; DÍEZ, C.; GUIJARRO, M.; MADRIGAL, J.; 2024a.Severity, Logging and Microsite Influence Post-Fire Regeneration of Maritime Pine.*Fire* 7(4): 125

CARRILLO-GARCÍA, C.; HERNANDO, C.; MADRIGAL, J.; GUIJARRO, M.; 2024b. Restauración post-incendio en pinares de *Pinus pinaster*: efecto a medio plazo de la saca de la madera quemada en el comportamiento del fuego. *FORESTA* 76-82

CASTRO, J.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A.; LORITE J.; 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 (Ed.) Proyectos de investigación en parques nacionales: 2006-2009. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. 139-157. Madrid

COPPOLETTA, M.; MERRIAM, K.E.; COLLINS, B.M.; 2016. Post-fire vegetation and fuel development influences fire severity patterns in reburns.*Ecol Appl* 26(3): 686-699

FERNÁNDEZ-GARCÍA, V.; E. MARCOS, E.; FERNÁNDEZ-GUISURAGA, J.M.; TABOADA, A.; SUÁREZ-SEOANE, S.; CALVO, L.; 2019.Impact of burn severity on soil properties in a *Pinus pinaster* ecosystem immediately after fire. *Int J Wildland Fire* 28: 354-364

FOSBERG, M.A.; DEEMING, J.E.; 1971. Derivation of the 1- and 10-hour timelag fuel moisture calculation for fire danger rating. Research Paper RM-207. USDA Forest Service. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station

HAYDOCK, K.P.; SHAW, N.H.; 1975. The comparative yield method for estimating dry matter yield in pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry*15: 663-670

KENNEDY, M.C.; JOHNSON, M.C.; HARRISON, S.C.; 2024. Model analysis of post-fire management and potential reburn fire behavior. *J Environ Manag* 351: 119664

LINDNER, M.; MAROSCHEK, M.; NETHERER, A.; BARBATI, A.; GARCIA-GONZALO, J.; SEIDL, R.; DELZON, S.; CORONA, P.; KOLSTRÖM, M.; LEXER, M.J.; MARCHETTI, M.; 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems.*For Ecol Manag*259(4): 698-709

LUCAS-BORJA, M.E.; DELGADO-BAQUERIZO, M.; MUÑOZ-ROJAS, M.; PLAZA-ÁLVAREZ, P.A.; GÓMEZ-SANCHEZ, M.E.; GONZÁLEZ-ROMERO, J.; PEÑA-MOLINA, E.; MOYA, D.; DE LAS HERAS, J.; 2021.Changes in ecosystem properties after post-fire management strategies in wildfire-affected Mediterranean forests. *J Appl Ecol* 58(4): 836-846

MAGRAMA.2012. Los incendios forestales en España. Decenio 2001-2010. Área de Defensa contra lncendios Forestales del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.Madrid

MOREIRA, F.; ASCOLI, D.; SAFFORD, H.; ADAMS, M.A.; MORENO, J.M.; PEREIRA, J.M.C.; CATRY, F.X.; ARMESTO, J.; BOND, W.; GONZÁLEZ, M.E.; CURT, T.; KOUTSIAS, N.; MCCAW, L.; PRICE, O.; PAUSAS, J.G.; RIGOLOT, E.; STEPHENS, S.; TAVSANOGLU, C.; VALLEJO, V.R.; WILGEN, B.W.V.; XANTHOPOULOS, G.; FERNANDES, P.M.; 2020. Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed. *Environ Res Lett* 15(1): 011001

OTERO DE IRIZAR, J.; 2017.Aprovechamiento y restauración de montes incendiados. Experiencia y resultados en la zona afectada por el incendio del Rodenal (julio de 2005, Guadalajara). Empresa de Transformación Agraria, S.A., S.M.E., M.P. (Tragsa).M-16366-2017

PASSOVOY, M.D.; & FULÉ, P.Z.; 2006. Snag and woody debris dynamics following severe wildfires in northern Arizona ponderosa pine forests. *For Ecol Manag* 223(1-3): 237-246

PETERSON, D.W.; DODSON, E.K.; HARROD, R.J.; 2015. Post-fire logging reduces surface woody fuels up to four decades following wildfire. *For Ecol Manag*338: 84-91

RUIZ DE LA TORRE, J; 2006. Flora mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Dirección General para la Biodiversidad. 1759 pp. Madrid

SERRADA HIERRO, R.; AGUILAR PARRA, V.; AROCA FERNÁNDEZ, M.J.; CARRILLO PATIÑO, A.; OCAÑA BUENO, L.; 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). En V Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales y Junta de Castilla y León, Ávila.

STEPHENS, S. L.; BERNAL, A. A.; COLLINS, B. M.; FINNEY, M. A.; LAUTENBERGER, C.; SAAH, D.; 2022. Mass fire behavior created by extensive tree mortality and high tree density not predicted by operational fire behavior models in the southern Sierra Nevada. *For Ecol Manag* 518: 120258

STEVENS-RUMANN, C.S.; KEMP, K.B.; HIGUERA, P.E.; HARVEY, B.J.; ROTHER, M.T.; DONATO, D.C.; MORGAN, P.; VEBLEN, T.T.; LLORET, F.; 2018. Evidence for declining forest resilience to wildfires under climate change. *Ecol Lett* 21(2): 243-252