Geografía: Cambios, Retos y Adaptación
AGE y Universidad de La Rioja
pp. 97-106 (2023)

XXVIII Congreso de la Asociación Española de Geografía
ISBN 978-84-09-53925-3
DOI: 10.21138/CG/2023.lc

EL IMPACTO DEL FUEGO SOBRE LA CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN DEL SUELO. EL CASO DEL SURAR DE PINET

FRANCISCO ESCRIVA SANEUGENIO (id)[1]
VIRGINIA APARICIO (id)[2]
MISAGH PARHIZKAR[3]
ENRIC TEROL (id)[4]
ANTONIO GIMÉNEZ-MORERA (id)[5]
JOSÉ LUIS COSTA (id)[2]
SASKIA D. KEESSTRA (id)[6]
ARTEMI CERDÀ (id)[1]

[1]*Soil Erosion and Degradation Research Group. Department of Geography, Valencia University, Blasco Ibàñez, 28, 46010 Valencia, Spain*
[2]*Agronomía, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ruta 226 km 73,5, Balcarce, Argentina*
[3]*Soil Science Department, Faculty of Agricultural Sciences, University of Guilan, 41635-1314, Rasht, Iran*
[4]*Department of Cartographic Engineering, Geodesy, and Photogrammetry, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera, s/n, 46022 Valencia, Spain*
[5]*Departamento de Economía y Ciencias Sociales, Escuela Politécnica Superior de Alcoy, Universidad Politécnica de Valencia. Plaza Ferrandiz y Carbonell s/n, 03801 Alcoy, Alicante, Spain*
[6] *Climate-Kic Holding B.V. Plantage Middenlaan 45, Amsterdam, the Netherlands*

Autor de correspondencia: francisco.escriva@uv.es

Resumen. Los incendios forestales provocan cambios dramáticos en la cubierta vegetal, afectan a los suelos alterando sus propiedades y alteran sus características hídricas, lo que se traduce en cambios en el balance hidrológico de las cuencas de drenaje. La capacidad de infiltración de los suelos es clave para entender el ciclo hidrológico y la respuesta del suelo ante alteraciones como es el fuego. El incendio de Pinet calcinó un alcornocal sobre calizas en agosto de 2018, y el objetivo de este estudio es conocer la evolución de las tasas de infiltración. El estudio se inició en 2017 con mediciones rutinarias sobre la infiltración del agua en los suelos y se ha mantenido hasta 2022, con muestreo siempre en verano. Cien mediciones con un mini-infiltrómetro de cilindro de 50 mm de diámetro y 50 mm de altura se han utilizado para determinar la tasa de infiltración con una medición en la estación seca, para evitar la influencia de la variabilidad de la humedad del suelo. Los resultados muestran siempre altas tasas de infiltración, y el incendio provocó un aumento de la infiltración inmediato que atribuimos a la baja humedad del suelo y a la presencia de cenizas. Sin embargo, el año posterior al incendio se produjo un decrecimiento de la tasa de infiltración y no se han recuperado las tasas previas al incendio ni la distribución espacial de la infiltración.

Palabras clave: fuego, incendios forestales, infiltración, alcornocal, agua, suelo.

THE IMPACT OF FIRE ON THE INFILTRATION CAPACITY OF THE SOIL. THE CASE OF SURAR DE PINET

Abstract. Forest fires cause dramatic changes in the vegetation cover, affect the soil, altering its properties, and alter its water characteristics, which translates into changes in the hydrological balance of drainage basins. The infiltration capacity of soils is key to understanding the hydrological cycle and the response of the soil to disturbances such as fire. The Pinet fire burnt a cork oak forest on limestone in August 2018, and the objective of this study is to determine the evolution of infiltration rates. The study began in 2017 with routine measurements of water infiltration into the soil and has continued until 2022, with sampling always in summer. One hundred measurements with a 50 mm diameter and 50 mm height cylinder mini-infiltrometer

have been used to determine the infiltration rate with a measurement in the dry season, to avoid the influence of soil moisture variability. The results always show high infiltration rates, and the fire caused an immediate increase in infiltration that we attribute to low soil moisture and the presence of ash. However, the year after the fire there was a decrease in the infiltration rate and after four years the infiltration rates neither their spatial distribution was recovered.

Keywords: fire, forest fires, infiltration, oak forest, water, soil

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son recurrentes en todos los biomas de la Tierra excepto en las zonas polares (Bowman *et al.,* 2009). El fuego es parte esencial del funcionamiento del sistema terrestre (Bowman *et al.,* 2009). La presencia de la vegetación en los continentes determinó que también el fuego hiciera acto de presencia en la tierra hace 400 millones de años (Pausas y Keeley, 2009). El fuego había estado presente desde la formación de la tierra en su forma mineral, en la erupción volcánica, pero es a partir de la aparición de la vegetación continental que permite la recurrencia del fuego en los continentes (Cope y Chaloner, 1980).

Los humanos iniciamos el control del fuego hace un millón de años (MacDonald *et al,* 2021). La presencia y el uso del fuego por los humanos ha condicionado su evolución (MacDonald, 2017). Un claro ejemplo es que la distribución de la población humana está claramente determinada por el uso del fuego (Glikson, 2103), tanto en zonas templadas como en África (Archibald *et al.,* 2012). Por lo tanto, a la presencia natural del fuego se le debe sumar un uso humano que ha llevado a la modificación del régimen de incendios desde la Prehistoria (Perry *et al.*, 2012). Podemos afirmar que los humanos han manejado el fuego, y con él han modificado los ecosistemas terrestres.

El primer impacto visual de un incendio forestal son los daños en la vegetación, y un cambio radical en el paisaje (Gill, 2005). En la mayoría de los casos, la parte aérea de la vegetación desaparece y crea un paisaje de desolación (Bright y Burtz, 2006). Los estudios científicos pronto verificaron que gran parte de las plantas están adaptadas al fuego (Keeley *et al.,* 2011) y ello llevó a entender que plantas y fuego han evolucionado conjuntamente (Simon *et al.,* 2009). Dos estrategias son las más desarrolladas para sobreponerse al paso del fuego: rebrotar o favorecer la abundante dispersión de semillas (Bond *et al.,* 2001; He *et al.,* 2016).

Los suelos también reciben cambios como consecuencia del impacto del fuego. Es bien conocida una súbita reducción del contenido de carbono en el suelo, la alteración de la estabilidad de los agregados, un aumento de la actividad microbiológica en los primeros meses tras el fuego. Sin duda, el suelo es el recurso no renovable que disponemos los humanos pues del suelo proviene la comida, pero también muchos otros servicios ecosistémicos (Keesstra *et al.,* 2018). Los suelos mantienen la vegetación natural y los cultivos, son el mayor reservorio de carbono y son filtros y depósitos de aguas, son los grandes reguladores del ciclo hidrológico terrestre. La primera alteración humana de los suelos fue mediante el fuego. Pero el fuego también puede provocar erosión, degradar los suelos y provocar cambios en la vegetación (Peduto *et al.,* 2022; Agbeshie *et al.,* 2022; Kastridis *et al.,* 2022). También la fauna sufre cambios como consecuencias de los incendios, lo que puede alterar el ecosistema (Spencer *et al.,* 2022).

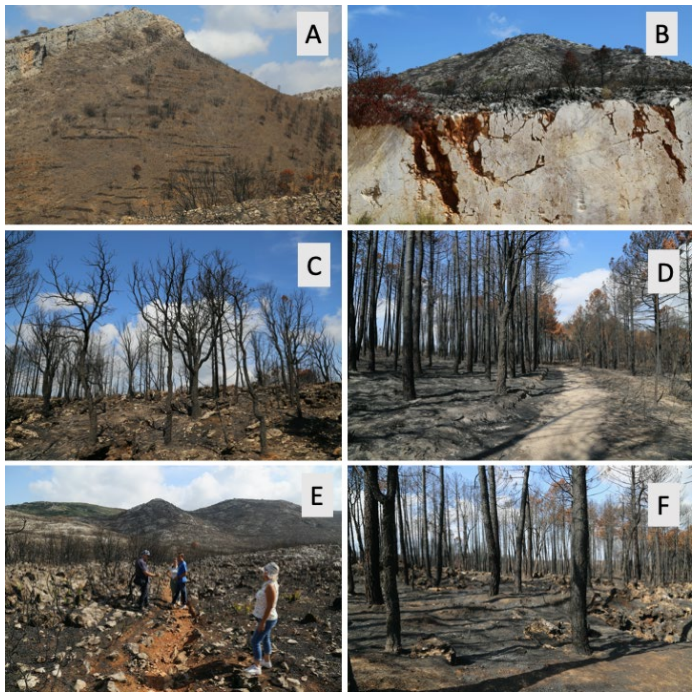
El impacto del fuego sobre los recursos hídricos es fruto de la alteración de la cubierta vegetal y los suelos. Al desaparecer temporalmente la vegetación, la capacidad de interceptación se reduce drásticamente (Su *et al.,* 2022). La escorrentía se genera por ello antes, y es de mayor volumen en parte debido a la falta de vegetación que reduce la velocidad de la arroyada superficial (Evelpidou *et al.,* 2022; Cerdà *et al.,* 2022). A escala de cuenca de drenaje se produce un súbito aumento de los caudales fruto de la mayor escorrentía generada superficialmente en las laderas (Cawson *et al.,* 2012; Morales *et al.,* 2013).

La recuperación del ecosistema después de un incendio forestal depende del suelo y el agua almacenada en él. El agua y los nutrientes van a permitir la recuperación de la vegetación que frenará los procesos erosivos, y el agua permitirá que se produzcan los procesos edáficos básicos para la liberación de nutrientes. Sin agua en los suelos, las zonas afectadas por los incendios forestales iniciarán un camino hacia la degradación que puede desembocar en la desertificación del territorio. La infiltración es el proceso que incorpora agua al suelo desde la atmósfera. A pesar de su importancia, hay pocos estudios del

comportamiento de los procesos erosivos tras los incendios forestales. La mayoría de los estudios se dedica a la escorrentía, a la vegetación, a la erosión, y en menor medida a la fauna.

Este trabajo tiene por objetivo caracterizar la evolución temporal de la infiltración del suelo en suelos afectados por incendios forestales. Como zona de estudio se ha elegido un paraje singular, un alcornocal en la localidad de Pinet, Valencia, donde la presencia de incendios es recurrente.

Figura 1. Vista de la zona afectada por el incendio de Pinet de 2018. A, la presencia de campos abandonados es generalizada; B, las calizas y dolomías presentan un alto nivel de karstificación; C, los alcornoques están presentes en la parte alta de la montaña de Pinet; D, los pinares de repoblación han afectado a los alcornocales que sobreviven en algunos espacios no repoblados; E, los espacios abiertos están ocupados por la maquia mediterránea. F, los pinares han dado lugar a espacios desnudos después de los incendios



Fuente: Elaboración propia

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de Estudio

Se seleccionó la zona afectada por el incendio de Pinet de 2018 al ser una zona representativa de los paisajes mediterráneos y por haber sido estudiada previamente, por lo que disponíamos de información que nos permitía comparar la situación post-incendio con el pre-incendio. El incendio afecto los términos municipales de Ador, Barx, Gandia, Llutxent, Pinet, Quatretonda y Rótova, y a dos comarcas: La Safor y La Vall d'Albaida. El incendio se inició el 6 de agosto y no pudo ser extinguido hasta el día 12 de agosto de 2018. La superficie afectada fue de 3146,5 ha forestales, si bien campos abandonados y en activo también fueron afectados por el fuego.

El incendio de 2018 no es nuevo en la zona de estudio. En 1978 se produjo uno de similares características con 3120 ha quemadas. De hecho, dos tercios de la zona quemada en 2018 corresponden a la ya quemada 40 años antes. El 20 % de la zona afectada por el fuego en 2018 ha sufrido dos incendios en esos 40 años. La extensión del territorio presenta dificultades ya que las condiciones meteorológicas (viento, sequedad y altas temperaturas) varían de un punto a otro además de su topografía abrupta, con altitudes de 721 msnm en l'Alt de la Lletera, y de sólo 300 m en la población de Pinet. Así, el 29 % de la

zona quemada presenta pendientes superiores al 45%. La zona estudiada drena al Riu Vernissa, afluente del Riu Serpís, conformando una red hidrográfica encajada en las calizas que complicó la extinción. Las calizas y las dolomías presentan suelos poco profundos, en fisuras y muy pedregosos. Son en general suelos esqueléticos (Entisoles según la Soil Taxonomy, Leptosoles según la FAO). En los fondos de valle y en las grietas de disolución se forman suelos más profundos (Alfisoles según la Soil Taxonomy, y Luvisol cromic y eutric según la FAO). La textura es limo-arcillosa, de colores rojizos, anaranjados y marrones, que han sufrido la descarbonatación, lo que permite la colonización de los alcornoques en el paraje del Surar de Pinet. En el resto del territorio la vegetación está dominada por las encinas, la maquia y los pinares de repoblación, o espontáneos.

Tabla 1. Extensión del incendio por municipios

Termino municipal	Superficie forestal afectada (ha)	Superficie (%)
Ador	179,27	5,70
Barx	71,90	2,29
Gandia	901,88	28,66
Llutxent	1175,42	37,36
Pinet	801,86	25,48
Quatretonda	14,40	0,46
Rótova	1,60	0,05
Total Forestal	3146,50	99,94

Fuente: Elaboración propia a *partir* de Alloza *et al., (2018)*

Figura 2. Localización de la zona de estudio en el municipio de Pinet

Fuente: Elaboración propia

El clima es típicamente mediterráneo, con temperaturas medias anuales de 16-18 ºC dependiendo de la cercanía a la costa, y precipitaciones siempre superiores a los 650 mm. La sequía estival mediterránea es muy acentuada con lluvias esporádicas por tormentas estivales. El otoño es la estación húmeda, cuando se alcanzan valores diarios elevados que suelen superar los 100 mm diarios. Hay registros extraordinarios con valores superiores a los 400 mm en un día. Las lluvias torrenciales son parte de la climatología de la zona, con récords de 720 mm en Gandia y 817 mm en Oliva el 3 de noviembre de 1987.

La vegetación dominante es el matorral con el 90 % de la superficie quemada. El resto lo ocupan el pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.), algunos rodales de pino rodeno (*Pinus pinaster*), la *carrasca (Quercus ilex*) y el alcornoque (*Quercus suber)* como especie exótica en un mundo de calizas.

2.2. Cuantificación de la infiltración del suelo y toma de muestras

Para determinar la capacidad de infiltración se aplicó el tradicional método del infiltrómetro de cilindro de tamaño de 50 mm de diámetro y de altura. Se utilizó un infiltrómetro de este tamaño para determinar la variabilidad espacial de la infiltración. Así, se tomaban mediciones simultáneas a lo largo de 1 m con diez

infiltrómetros. Estas diez mediciones se realizaban cada 10 cm para cubrir un 1 m^2. En total en un m^2 se tomaban 100 puntos de muestreo. En cada punto de muestreo se inundaba el infiltrómetro, y se media en el minuto 1, 2, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55 y 60 el rebajamiento de la inundación, y se anotaba, para volver a llenar el infiltrómetro. Esto ha permitido disponer de 100 curvas de infiltración por periodo de medición. Los datos de la curva se ajustaron a la ecuación del Horton para determinar la tasa de infiltración final estable, que se identifica como la conductividad hidráulica saturada. Este será el parámetro que utilizaremos para caracterizar la infiltración en los suelos de Pinet. Ver Cerdà (1997) para más detalles en la metodología.

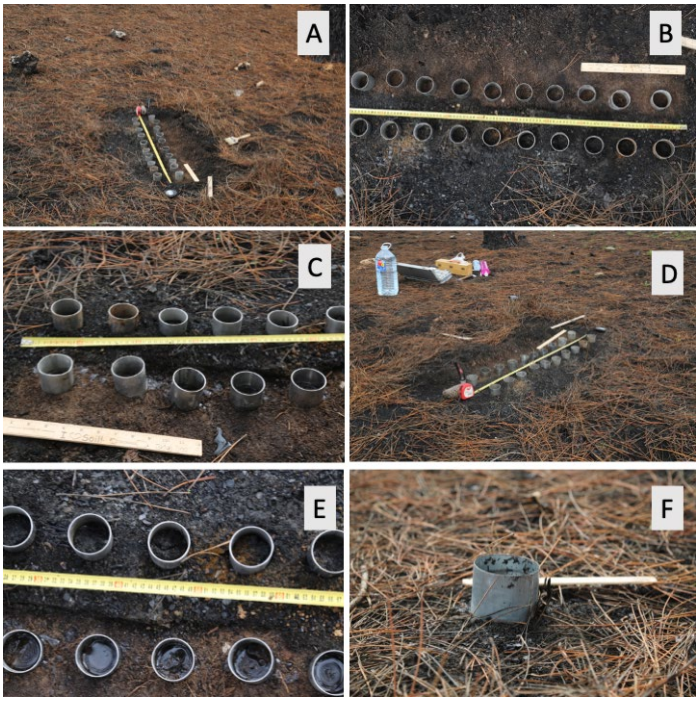
$$f = fc + (fo - fc)^{a}$$

Donde f = tasa de infiltración instantánea; fc = tasa de infiltración instantánea; fo = tasa de infiltración inicial; a = constante empírica (hace referencia a la forma de la curva)

Se realizaron las mediciones antes del incendio en el verano de 2017 entre el 18 y el 30 de agosto, en 2018 entre el 18 y 31 de agosto, en 2019 entre el 1 y e 13 de agosto, en 2020 entre el 2 y 12 de agosto, en 2021 entre el 18 y 26 de julio y en 2022 entre el 18 y 30 de julio.

Se tomaron muestras de suelo (10) en cada campaña de campo para determinar la humedad, densidad, materia orgánica. Las muestras se tomaron entre 0 y 1 cm de profundidad para la materia orgánica y entre 0 y 5 cm de profundidad para el resto de propiedades edáficas.

Figura 3. Vista de las mediciones realizadas



Fuente: Elaboración propia

3. RESULTADOS Y DISCUSSION

3.1. Propiedades de los suelos. Materia orgánica, densidad del suelo, humedad del suelo

Las mediciones de la materia orgánica muestran valores que oscilan entre 4,78 y 9,5 % en 2017. La media es de 6,12 %. En cambio, en 2018, tras el incendio, hay un aumento hasta alcanzar un valor medio de 7,15 %. Este incremento lo atribuimos a las cenizas y carbones que se han instalado en los poros y grietas del suelo. El muestreo es muy superficial (1 cm) pues el efecto del fuego es muy superficial en los suelos por su elevada capacidad de amortiguar las altas temperaturas (Valette *et al.,* 1994). A partir de 2019 se aprecia un descenso rápido de la materia orgánica que, entendemos, se debe al efecto de la

erosión hídrica y eólica que retira los pequeños carbones y cenizas, además de erosionar el suelo superficial, el que dispone de mayor cantidad de materia orgánica. En realidad, a partir del incendio, y fruto de la erosión estamos midiendo cada vez a más profundidad pues parte del suelo de la superficie es erosionado.

Tabla 2. Evolución del contenido de materia orgánica del suelo entre 2017 y 2023. La medición de 2018 es posterior al incendio

Materia orgánica (0-1 cm)	2017 (%)	2018 (%)	2019 (%)	2020 (%)	2021 (%)	2022 (%)
1	5,26	7,25	6,21	5,32	5,35	5,32
2	5,98	6,44	6,24	5,47	5,22	5,22
3	5,48	6,88	6,75	5,6	5,32	5,14
4	6,58	6,14	5,48	5,84	5,14	5,2
5	5,78	8,65	5,95	5,25	5,23	4,12
6	4,85	7,48	5,36	5,35	5,35	4,11
7	4,78	6,48	5,21	5,42	5,14	4,98
8	7,52	7,25	5,45	5,23	5,02	4,85
9	6,50	7,36	5,52	5,12	4,36	4,28
10	8,45	7,65	5,74	5,11	4,85	5,44
Media	6,12	7,16	5,79	5,37	5,10	4,87
Std	1,18	0,72	0,49	0,22	0,30	0,51
Coef. Var. (%)	19,21	10,12	8,41	4,18	5,94	10,46

Fuente: Elaboración propia

La densidad aparente del suelo sufrió un aumento constante a partir del incendio, lo que se explica por el impacto de las gotas de lluvia en el suelo, el colapso de los poros y macroporos, o bien porque las cenizas se han incorporado a ellos y han aumentado progresivamente la densidad del suelo. El aumento de la compactación del suelo supone un aumento de la erosión del suelo en el futuro por el aumento de los caudales y decrecimiento de la capacidad de retención hídrica del suelo.

Tabla 3. Evolución de la densidad aparente del suelo entre 2017 y 2023. La medición de 2018 es posterior al incendio

Densidad del suelo (0-1 cm)	2017 (%)	2018 (%)	2019 (%)	2020 (%)	2021 (%)	2022 (%)
1	1,02	1,01	1,02	1,01	1,02	1,04
2	0,98	1,01	1,01	1,00	1,03	1,09
3	0,97	1,00	1,04	1,02	1,05	1,06
4	0,96	0,99	1,03	1,03	1,04	1,08
5	1,02	0,98	1,02	1,05	1,06	1,05
6	0,96	0,97	0,97	1,06	1,08	1,04
7	0,98	0,96	1,06	1,04	1,04	1,06
8	0,99	0,98	1,01	1,02	1,05	1,05
9	0,97	0,99	1,00	1,07	1,04	1,06
10	1,02	0,98	1,02	1,02	1,06	1,06
Media	0,99	0,99	1,02	1,03	1,05	1,06
Std	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Coef. Var. (%)	2,48	1,66	2,35	2,18	1,63	1,51

Fuente: Elaboración propia

La humedad del suelo fue de 7,78 % en 2017 para decrecer drásticamente hasta los 4,08 % en 2018 después del incendio. En los años siguientes la humedad del suelo fue mayor, hasta alcanzar los 9,40, 9,61, 8,89 y 7,78 % para los años 2019, 2020, 2021 y 2022, respectivamente. El mayor contenido de humedad de los suelos se debe a la falta de vegetación y por ello a la reducción de la transpiración.

Tabla 4. Evolución de la humedad del suelo entre 2017 y 2023. La medición de 2018 es posterior al incendio

Humedad del suelo (0-1 cm)	**2017** (%)	**2018** (%)	**2019** (%)	**2020** (%)	**2021** (%)	**2022** (%)
1	6,47	4,25	7,65	10,25	8,98	7,98
2	8,65	4,32	8,98	10,67	8,75	7,25
3	8,36	3,65	7,98	8,35	8,35	9,78
4	8,45	5,32	9,65	8,45	9,35	7,68
5	9,20	4,25	10,21	9,58	8,36	8,25
6	5,65	4,32	10,32	9,74	7,98	6,87
7	7,25	3,75	10,25	9,63	9,65	9,03
8	6,68	4,65	10,36	9,85	9,48	6,15
9	9,48	2,98	9,65	9,75	9,75	8,25
10	7,58	2,75	8,98	9,78	8,24	6,58
Media	7,78	4,02	9,40	9,61	8,89	7,78
Std	1,26	0,77	0,98	0,71	0,64	1,12
Coef. Var. (%)	16,17	19,03	10,46	7,44	7,24	14,37

Fuente: Elaboración propia

3.2. Tasas de infiltración. El impacto del fuego

Las tasas de infiltración (fc) media fue de 91,73 mm h^{-1} en 2017, un año antes del incendio. Tras el incendio se produjo un aumento que alcanzó los 242,51 mm h^{-1}, y en los siguientes años se redujo drásticamente hasta alcanzar los 35,83 en 2019 mm h^{-1} y 44,14 en 2020 mm h^{-1}. En los años 2021 y 2022 se produjo una recuperación hasta los 54,27 mm h^{-1} y los 68,19 mm h^{-1}. La influencia del incendio provocó un aumento rápido de la infiltración que atribuimos a la reducción de la humedad del suelo y por lo tanto la disponibilidad de más poros libres para ser ocupados por el agua de infiltración. Antes del incendio, la capacidad de infiltración era muy variable en el espacio (coeficiente de variación de 142,27 %) lo que se debe a la infiltración en macroporos. Después del incendio, la ceniza superficial y la baja humedad favorecieron una alta capacidad de infiltración general para luego reducirse drásticamente al quedar los poros obturados por la ceniza. No obstante, en el tercer y cuarto año postincendio se produce una mejora substancial de la capacidad de infiltración, pero no se alcanzan los valores de antes del incendio. Debemos destacar que la variabilidad espacial es baja (coeficientes de variación entre 33,03 y 36,56 %). La importancia de la ceniza en las tasas de infiltración postincendio ha sido reconocida por los estudios realizados hasta el momento, tanto de los pioneros (Burgy y Scott, 1952) como los más recientes (Balfour *et al.,* 2014). Sin embargo, no hay mediciones suficientes para entender el papel de las cenizas después de un incendio. Los trabajos de Bodí *et al.*, (2013); Keesstra *et al.,* (2014) arrojaron algo de luz sobre un tema al que le falta una base experimental amplia. Este trabajo aporta información relevante en este tema.

Tabla 5. Media, máxima, mínima, desviación estándar y coeficiente de variación entre 2017 y 2022 medidos en verano. Se realizaron 100 mediciones en cada estación

Infiltración; nº 600	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Media	91,73	244,86	35,83	44,14	54,27	68,19
Máxima	675,32	324,23	65,30	84,25	89,35	162,50
Mínima	12,75	154,52	24,00	19,32	12,32	13,68
Std	130,49	26,35	8,68	12,56	18,37	26,48
Coef. Var. (%)	142,27	10,76	24,23	28,45	33,85	38,83

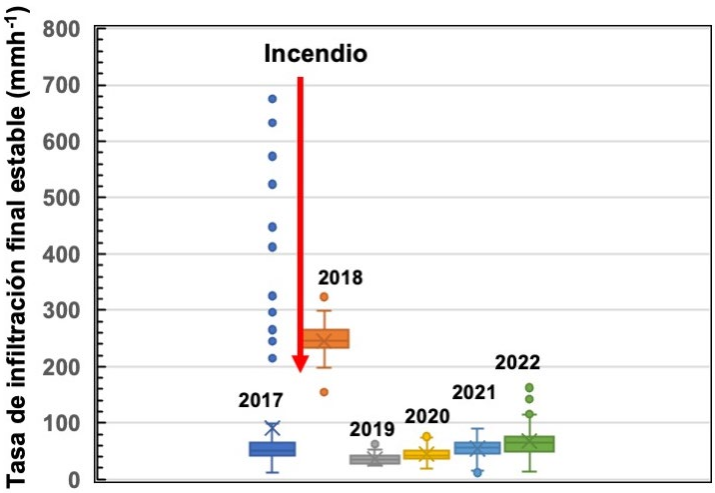
Fuente: Elaboración propia

La infiltración del agua en el suelo se produce mediante el flujo en la matriz del suelo o en los macroporos. El que el agua fluya en la matriz del suelo permite una distribución homogénea del agua en el suelo, con un frente de humedad único, que avanza en profundidad dependiendo de la textura del suelo. En cambio, la infiltración en macroporos genera espacios secos dentro del mismo frente de humedad, y la profundidad de los macroporos da lugar a zonas húmedas en profundidad, por lo que se producen multitud

de frentes de humedad. Desde la superficie del suelo, la infiltración a través de la matriz valores en la tasa de infiltración muy homogéneos. En cambio, la infiltración en macroporos da lugar a valores muy elevados junto a otros muy bajos.

Antes del incendio, y después de 40 años sin incendios, la zona de estudio de Pinet mostraba un comportamiento de la infiltración del suelo dominada por tasas muy variables, con valores que oscilaban entre 12,75 y 675,32 mmh^{-1}. Las tasas bajas se deben a la repelencia del agua en suelos forestales, y las altas a las zonas de macroporos (grietas, raíces, o canales construidos por los insectos y arácnidos). El coeficiente de variación era de 142,27 %. Después del incendio de 2018, la infiltración aumentó por la capa de cenizas y la sequedad del suelo, y también se rompió la distribución heterogénea de la infiltración. Ahora las tasas de infiltración oscilaron entre 154,52 y 324,23 mm h^{-1}. La variabilidad espacial fue muy baja, con un coeficiente de variación de 10,76 %, algo inusual en la infiltración del suelo que suele ser muy alta. En este caso son las cenizas las que facilitaron una alta infiltración del suelo por su alta porosidad. Pero, además, nuestras mediciones indican que el fuego eliminó la hidrofobia del suelo en estos suelos bajo cubierta de alcornoques.

Figure 4. Evolución de la tasa de infiltración en el Surar de Pinet. Mediciones anuales en verano con 100 mediciones por año



Fuente: Elaboración propia

En el año 2019, un año después del incendio, las tasas de infiltración decrecen dramáticamente y la variabilidad se mantiene baja. Los suelos después de un año muestran encostramientos de cenizas y poros obturados por las cenizas que hacen que las tasas de infiltración final estable oscilen entre 24 y 65,3 mm h-1, y el coeficiente de variación aumenta hasta 24,23 %. La variabilidad se recuperará progresivamente con valores de 28, 45, 33,85 y 38,83 % para las mediciones realizadas en 2020, 2021 y 2022. Además de la recuperación de las tasas de infiltración pre-incendio se produce una recuperación la alta variabilidad, pero cuatro años después aún no se han alcanzado valores a los cuantificados previamente.

4. CONCLUSIONES

La tasa de infiltración final estable media antes del incendio fue de 91,73 mm h^{-1} y muy variable en el espacio, lo que se debe a la presencia de macroporos y la hidrofobia de la capa superficial que favorece la infiltración concentrada. Tras el incendio, las tasas de infiltración se disparan y alcanzan valores de hasta 244,86 mm h^{-1} a causa de las cenizas y la baja humedad, pero la variabilidad se reduce drásticamente, de 142,27 a 10,76 % para el coeficiente de variación. Pasado un año las tasas de infiltración descienden drásticamente debido a que los poros son saturados con las cenizas. La recuperación posterior es lenta, pero se aprecia un incremento progresivo. Por una parte, aumenta la tasa de infiltración y también la variabilidad espacial, pero cuatro años después no se ha recuperado la situación inicial. En todo caso la variabilidad en la tasa de infiltración es baja tras el incendio y eso lo atribuimos a la pérdida de la repelencia del suelo al agua por la combustión de los materiales hidrofóbicos.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido realizado en el marco de los proyectos de investigación REACT4MED (Grant Agreement No. 2122). Y el proyecto SECOMAL AICO/2021/68

REFERENCIAS

Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., Awuah, R. (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, 33(5), 1419-1441. https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4

Alloza, J. A., García, S., Gimeno, T., Baeza, M. J., Vallejo, V. R. (2014). *Guía técnica para la gestión de montes quemados.* Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 188 pp.

Alperson-Afil, N. (2012). Archaeology of fire: methodological aspects of reconstructing fire history of prehistoric archaeological sites. *Earth-Science Reviews*, 113(3-4), 111-119. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.03.012

Archibald, S., Staver, A. C., Levin, S. A. (2012). Evolution of human-driven fire regimes in Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(3), 847-852. https://doi.org/10.1073/pnas.1118648109

Balfour, V. N., Doerr, S. H., Robichaud, P. R. (2014). The temporal evolution of wildfire ash and implications for post-fire infiltration. *International Journal of Wildland Fire*, 23(5), 733-745.

Bodí, M. B., Muñoz-Santa, I., Armero, C., Doerr, S. H., Mataix-Solera, J., Cerdà, A. (2013). Spatial and temporal variations of water repellency and probability of its occurrence in calcareous Mediterranean rangeland soils affected by fires. *Catena*, 108, 14-25.

Bond, W. J., Midgley, J. J. (2001). Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in ecology & evolution*, 16(1), 45-51. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)02033-4

Bond, W. J., Scott, A. C. (2010). Fire and the spread of flowering plants in the Cretaceous. *New Phytologist*, 188(4), 1137-1150. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03418.x

Bowman, D. M., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., ... Pyne, S. J. (2009). Fire in the Earth system. *Science*, 324(5926), 481-484. https://doi.org/10.1126/science.1163886

Bowman, D. M., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W. J., Cochrane, M. A., D'antonio, C. M., ... Swetnam, T. W. (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of biogeography*, 38(12), 2223-2236. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x

Bright, A. D., Burtz, R. T. (2006). Creating defensible space in the wildland–urban interface: the influence of values on perceptions and behavior. *Environmental Management*, 37, 170-185. https://doi.org/10.1007/s00267-004-0342-0

Burgy, R. H., Scott, V. H. (1952). Some effects of fire and ash on the infiltration capacity of soils. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 33(3), 405-416.

Cawson, J. G., Sheridan, G. J., Smith, H. G., Lane, P. N. J. (2012). Surface runoff and erosion after prescribed burning and the effect of different fire regimes in forests and shrublands: a review. *International Journal of Wildland Fire*, 21(7), 857-872. https://doi.org/10.1071/WF11160

Cerdà, A. (1997). Seasonal changes of the infiltration rates in a Mediterranean scrubland on limestone. *Journal of Hydrology*, 198(1-4), 209-225. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03295-7

Cerdà, A., Ebel, B. A., Serpa, D., Lichner, L. (2022). Introduction to the special issue on fire impacts on hydrological processes. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, (4), 385-387. https://doi.org/10.2478/johh-2022-0036

Cope, M. J., Chaloner, W. G. (1980). Fossil charcoal as evidence of past atmospheric composition. *Nature*, 283(5748), 647-649.

Evelpidou, N., Tzouxanioti, M., Gavalas, T., Spyrou, E., Saitis, G., Petropoulos, A., Karkani, A. (2022). Assessment of fire effects on surface runoff erosion susceptibility: the case of the summer 2021 forest fires in Greece. *Land*, 11(1), 21. https://doi.org/10.3390/land11010021

Gill, A. M. (2005). Landscape fires as social disasters: an overview of 'the bushfire problem'. *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards*, 6(2), 65-80. https://doi.org/10.1016/j.hazards.2005.10.005

Glikson, A. (2013). Fire and human evolution: The deep-time blueprints of the Anthropocene. *Anthropocene*, 3, 89-92. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2014.02.002

He, T., Belcher, C. M., Lamont, B. B., Lim, S. L. (2016). A 350-million-year legacy of fire adaptation among conifers. *Journal of Ecology*, 104(2), 352-363. https://doi.org/10.1002/ece3.973

Kastridis, A., Stathis, D., Sapountzis, M., Theodosiou, G. (2022). Insect outbreak and long-term post-fire effects on soil erosion in mediterranean suburban forest. *Land*, 11(6), 911. https://doi.org/10.3390/land11060911

Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., Bradstock, R. A. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in plant science*, 16(8), 406-411. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002

Keesstra, S. D., Maroulis, J., Argaman, E., Voogt, A., Wittenberg, L. (2014). Effects of controlled fire on hydrology and erosion under simulated rainfall. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 269-294. https://doi.org/10.18172/cig.2532

Keesstra, S., Mol, G., De Leeuw, J., Okx, J., De Cleen, M., Visser, S. (2018). Soil-related sustainable development goals: Four concepts to make land degradation neutrality and restoration work. *Land*, 7(4), 133. https://doi.org/10.3390/land7040133

MacDonald, K. (2017). The use of fire and human distribution. *Temperature*, 4(2), 153-165. https://doi.org/10.1080/23328940.2017.1284637

MacDonald, K., Scherjon, F., van Veen, E., Vaesen, K., Roebroeks, W. (2021). Middle Pleistocene fire use: The first signal of widespread cultural diffusion in human evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(31), e2101108118. https://doi.org/10.1073/pnas.2101108118

Morales, D., Rostagno, C. M., Manna, L. (2013). Runoff and erosion from volcanic soils affected by fire: the case of Austrocedrus chilensis forests in Patagonia, Argentina. *Plant and soil*, 370, 367-380. https://doi.org/10.1007/s11104-013-1640-1

Pausas, J. G., Keeley, J. E. (2009). A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593-601. https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10

Peduto, D., Lervolino, L., Foresta, V. (2022). Experimental analysis of the fire-induced effects on the physical, mechanical, and hydraulic properties of sloping pyroclastic soils. *Geosciences*, 12(5), 198. https://doi.org/10.3390/geosciences12050198

Perry, G. L., Wilmshurst, J. M., McGlone, M. S., McWethy, D. B., Whitlock, C. (2012). Explaining fire-driven landscape transformation during the Initial Burning Period of New Zealand's prehistory. *Global Change Biology*, 18(5), 1609-1621. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02631.x

Santín, C., Doerr, S. H. (2016). Fire effects on soils: the human dimension. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696), 20150171. https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0171

Simon, M. F., Grether, R., de Queiroz, L. P., Skema, C., Pennington, R. T., Hughes, C. E. (2009). Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(48), 20359-20364. https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106

Spencer, E. E., Dickman, C. R., Wardle, G. M., Newsome, T. M., Greenville, A. C. (2022). One year on: rapid assessment of fauna and red fox diet after the 2019–20 mega-fires in the Blue Mountains, New South Wales. *Australian Zoologist*, 42(2), 304-325. https://doi.org/10.7882/AZ.2022.033

Su, L., Yang, J., Zhao, X., Miao, Y. (2022). Effects of fire on interception loss in a coniferous and broadleaved mixed forest. *Journal of Hydrology*, 613, 128425. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128425

Valette, J. C., Gomendy, V., Maréchal, J., Houssard, C., Gillon, D. (1994). Heat-transfer in the soil during very low-intensity experimental fires-the role of duff and soil-moisture content. *International Journal of Wildland Fire*, 4(4), 225-237. https://doi.org/10.1071/WF9940225