

SIGUIENDO LA PISTA

Efecto a medio plazo de la recurrencia de los incendios forestales en la regeneración post-fuego del pinar de Tabuyo del Monte

Paula Monte Santos¹, Reyes Tárrega², Leonor Calvo²

¹Graduada en Biología por la Universidad de León

²Grupo de Ecología Aplicada y Teledetección (GEAT), Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, 24071, León, España

Introducción

La problemática de los incendios forestales en España

En los últimos años, los incendios forestales se han convertido en un grave riesgo para la conservación de los ecosistemas debido a las modificaciones en el régimen de los mismos, que están condicionadas por el cambio climático y el cambio en los usos del suelo. En el contexto de cambio global actual, el fuego en la cuenca mediterránea -y en particular en la Península Ibérica- se ha convertido no sólo en una perturbación necesaria y beneficiosa para la dinámica natural de los ecosistemas, sino también en un grave riesgo ecológico, social y económico (World Wide Fund for Nature, 2019). La tendencia observada en las últimas décadas es la disminución del número de incendios forestales a nivel mundial, aunque, debido al patrón de aumento de la frecuencia e intensidad de las sequías a lo largo de toda la cuenca mediterránea (Tramblay *et al.*, 2020), se espera que la recurrencia, severidad, extensión y área de influencia de los incendios forestales aumente en los próximos años (Ruffault *et al.*, 2020). Para poder gestionar correctamente los incendios forestales y afrontar estos eventos como herramientas de modelización del paisaje y obtención de energía (Naveh, 1994; Doerr y Santín, 2016) se debe tener en cuenta uno de los principales factores que determinan el régimen del fuego, la recurrencia, entendida como el número de incendios acaecidos en una zona determinada durante un período de tiempo dado (Johnson, 1992; Pausas *et al.*, 2008; Santana, 2019).

Estrategias regenerativas de las plantas después del fuego

Generalmente, las plantas que se desarrollan en ecosistemas propensos a los incendios forestales cuentan con dos posibles estrategias fisiológicas y ecológicas que les permiten sobrevivir o recuperarse tras dicha perturbación: el rebrote (regeneración vegetativa a partir de yemas subterráneas o aéreas) (Specht, 1981; Ojeda, 2001; Götzenberg *et al.*, 2003) y la germinación (acumulación de muchas semillas de pequeño tamaño en bancos aéreos o subterráneos y germinación de las mismas por acción del calor provocado por el fuego) (Thanos, 1999; Ojeda, 2001; Montenegro *et al.*, 2004; Fernandes y Rigolot, 2007).

Objetivos del estudio

En el presente trabajo se pretende comparar la regeneración de la comunidad vegetal dominada por *P. pinaster* en Tabuyo del Monte (sierra del Teleno) (**Figura 1**) en dos escenarios de recurrencia de incendios diferentes: una zona afectada por un solo incendio en los últimos cuarenta años (recurrencia 1, incendio de 2012) y una zona afectada por dos incendios en los últimos cuarenta años (recurrencia 2, incendio de 1998 y posteriormente incendio de 2012). Para ello se tomaron datos de porcentaje de suelo descubierto, cobertura vegetal por especies, por biotipos y por estrategia de regeneración (rebrotadoras y germinadoras), así como distintas variables poblacionales de *P. pinaster*.



Figura 1. Imagen general del pinar de Tabuyo del Monte. De atrás adelante: zona control, zona quemada una vez y zona quemada dos veces.

Diseño experimental

Así, se definieron tres zonas de estudio en el pinar de Tabuyo del Monte: zona quemada una vez, zona quemada dos veces y una zona control no afectada por el fuego en los últimos cuarenta años (**Figura 2**). En cada zona de estudio se evaluaron 6 réplicas en forma de transectos de 20 m cada uno, separados los unos de los otros por aproximadamente 10 m para evitar pseudorreplicar los datos. En cada transecto se muestrearon 10 parcelas de 1 m², separadas entre sí por 1 m de distancia, según un diseño de muestreo de tipo sistemático.

Resultados y discusión

En la zona control el porcentaje de suelo descubierto es significativamente mayor que en la zona afectada por un solo incendio ($F = 9,883$; $p < 0,01$) (**Figura 3**), ya que la sombra del dosel arbóreo frena la proliferación de matorral en el sotobosque. Por el contrario, en la zona quemada sólo una vez se encontró el menor porcentaje de suelo desnudo, puesto que esta zona del pinar se encuentra en una etapa de regeneración intermedia (ocho años tras el último incendio) y, por lo tanto, el desarrollo del sotobosque no se ve limitado por la competencia interespecífica con *Pinus pinaster*.

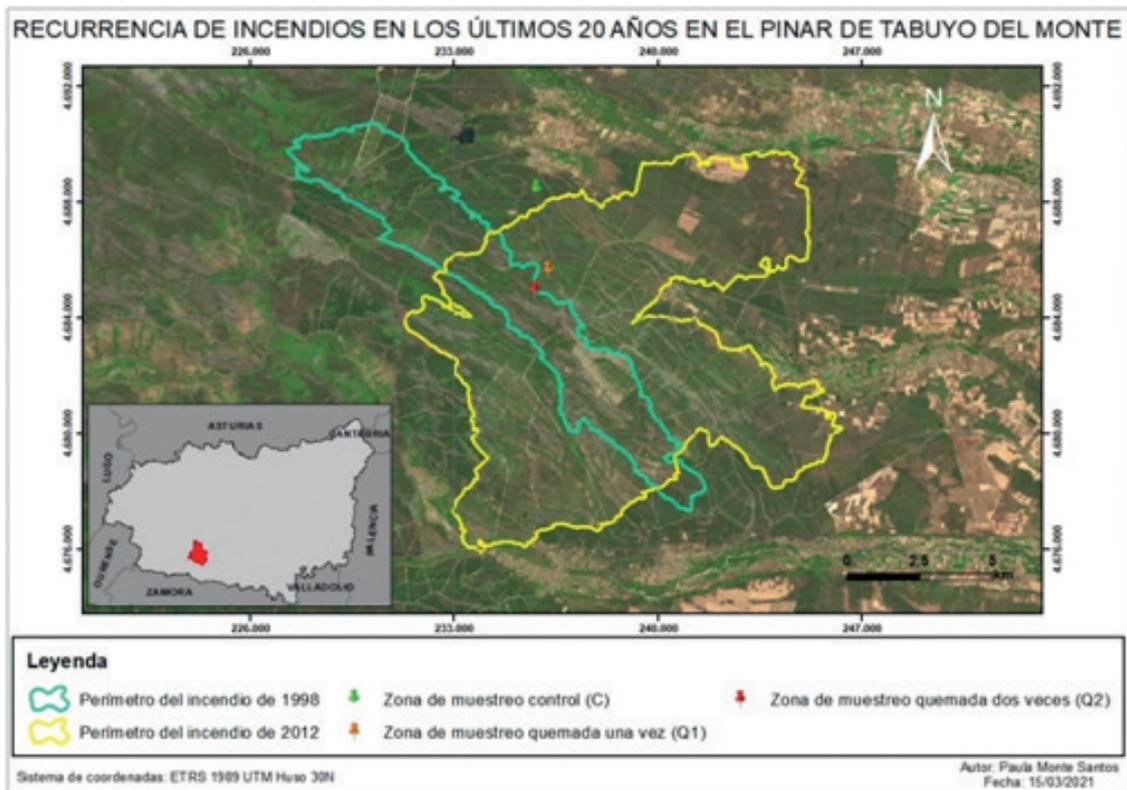


Figura 2. Mapa de recurrencia de incendios forestales desde el año 1998 en el pinar de Tabuyo del Monte (Luyego, León). Se localiza geográficamente la zona estudiada en la esquina inferior izquierda (en rojo), el perímetro de los incendios de 1998 (en azul) y 2012 (en amarillo) y las tres zonas estudiadas (control en verde, quemado una vez en naranja y quemado dos veces en rojo). Fuente: herramienta ArcMap del programa ArcGIS 10.7.1. Autor: Paula Monte.

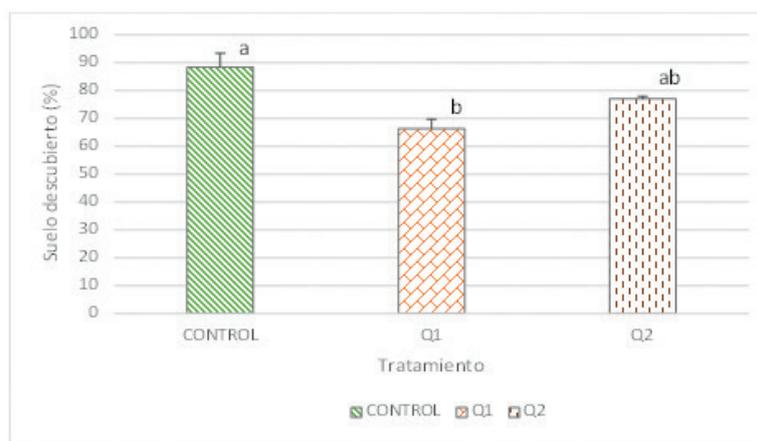


Figura 3. Media y error estándar del suelo descubierto en la zona control o no quemada, la zona quemada una vez (Q1) y la zona quemada dos veces (Q2). Se indican las diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos, según la prueba paramétrica ANOVA de una vía, mediante letras diferentes.

En el análisis de los biotipos se aprecia una disminución significativa de la cobertura de especies herbáceas en las zonas afectadas por los incendios en relación a la zona control ($H = 6,845$; $p = 0,02887$) (**Figura 4**), lo que se puede explicar mediante la competencia ejercida por parte de las especies leñosas con una elevada regeneración ocho años después del incendio (Luis Calabuig *et al.*, 2000). Además, los resultados obtenidos concuerdan con otros estudios (Calvo *et al.*, 2003) en los que se concluye que, en comunidades dominadas por *Pinus sp.* -propensas a incendios-, la cantidad basal de herbáceas perennes es baja debido a que el fuego destruye las semillas almacenadas en los primeros centímetros del suelo. Además, *Pinus pinaster* produce oleorresinas alelopáticas que podrían inhibir el crecimiento de especies de biotipo herbáceo.

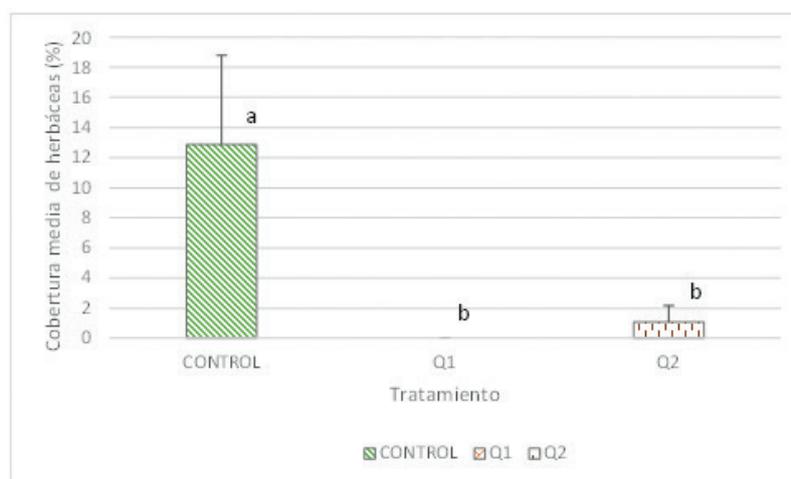


Figura 4. Media y error estándar de la cobertura de especies herbáceas en la zona control o no quemada, la zona quemada una vez (Q1) y la zona quemada dos veces (Q2). Se indican las diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos, según la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis, mediante letras diferentes.

Las especies leñosas muestreadas en función del tipo de estrategia de regeneración después del fuego fueron las germinadoras *Pinus pinaster*, *Calluna vulgaris*, *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides* y *Erica umbellata*, y las rebrotadoras *Erica australis* subsp. *aragonensis* y *Pterospartum tridentatum* subsp. *lasianthum*. De manera general, los porcentajes de cobertura de las especies germinadoras no varían de forma significativa entre las zonas de estudio ($H = 5,373$; $p = 0,05525$). Sin embargo, las especies rebrotadoras presentan valores de cobertura más elevados en la zona quemada dos veces (Q2) con respecto a la zona control y a la quemada una sola vez (Q1) ($H = 10,01$; $p = 0,006324$) (**Figura 5**).

La cobertura de *Pinus pinaster* es significativamente mayor ($F = 44,88$; $p = 4,668 \times 10^{-7}$) en la zona control que en las zonas quemadas una ($p = 8,804 \times 10^{-4}$) y dos veces ($p = 2,897 \times 10^{-7}$) (**Figura 6**). Se aprecia el patrón opuesto en el caso *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides*, donde se observan valores de cobertura en la zona control significativamente más bajos que los de las zonas quemadas una y dos

veces ($p = 0,01099$), así como un porcentaje mucho mayor de cobertura en la zona quemada dos veces con respecto a la quemada sólo una vez ($p = 0,01522$) (**Figura 6**). El notable aumento de cobertura de esta especie germinadora y pionera en las zonas afectadas por el fuego podría deberse a que la eliminación de la biomasa aérea favorece que algunas especies oportunistas, con baja representación en la situación original, aumenten su abundancia a medio plazo debido a la ausencia de competencia interespecífica (Luis Calabuig *et al.*, 2000). Por otro lado, la cobertura de *Pterospartum tridentatum* subsp. *lasianthum* presenta diferencias significativas entre ambos escenarios de recurrencia de incendios y la zona control, en la cual la cobertura es significativamente menor ($H = 11,79$; $p = 2,417 \times 10^{-3}$) (**Figura 6**). *Erica australis* subsp. *aragonensis*, una de las especies dominantes del sotobosque, presenta una cobertura media significativamente mayor en la zona control y en la zona quemada dos veces con respecto a la zona quemada sólo una vez ($p = 6,505 \times 10^{-3}$ y $p = 7,616 \times 10^{-4}$ respectivamente) (**Figura 6**). Esta especie tiende a influir negativamente (por competencia) en los patrones de regeneración del resto de la comunidad, ya que sus característicos lignotubérculos le confieren una gran ventaja regenerativa con respecto a otras especies acompañantes (Luis Calabuig *et al.*, 2000; Calvo *et al.*, 2002)

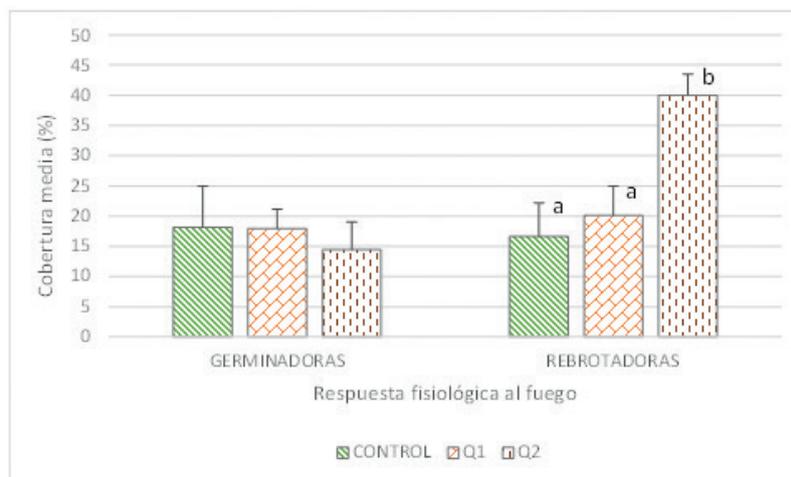


Figura 5. Media y error estándar de la cobertura de las especies leñosas germinadoras y rebrotadoras muestreadas en la zona control o no quemada, la zona quemada una vez (Q1) y la zona quemada dos veces (Q2). Se indican las diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos para cada grupo de plantas, según la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis, mediante letras diferentes.

De acuerdo con la bibliografía cotejada, la comunidad de matorral de los ecosistemas propensos a los incendios forestales se caracteriza por contar con una serie de pre-adaptaciones que le otorgan un alto grado de resiliencia, en especial a las especies principalmente rebrotadoras (Calvo *et al.*, 2002; Götzenberg *et al.*, 2003), si bien es cierto que incendios de elevada severidad suelen favorecer la recuperación mayoritaria de las especies germinadoras en detrimento de las rebrotadoras (Luis Calabuig *et al.*, 2000; Fernández-García *et al.*, 2019). Esce-

narios de elevada recurrencia de incendios pueden suponer un importante obstáculo en la regeneración de la comunidad si esta se basara principalmente en la germinación, ya que la vegetación no contaría con el tiempo necesario para su floración, producción de semillas y germinación, lo que podría provocar la extinción local de las poblaciones típicamente germinadoras (Ojeda, 2001). No obstante, si se sucediesen más incendios con una frecuencia más elevada, la reserva de nutrientes del suelo disminuiría drásticamente y las plantas rebrotadoras también verían comprometida su supervivencia (Pausas y Vallejo, 1999; Ojeda, 2001).

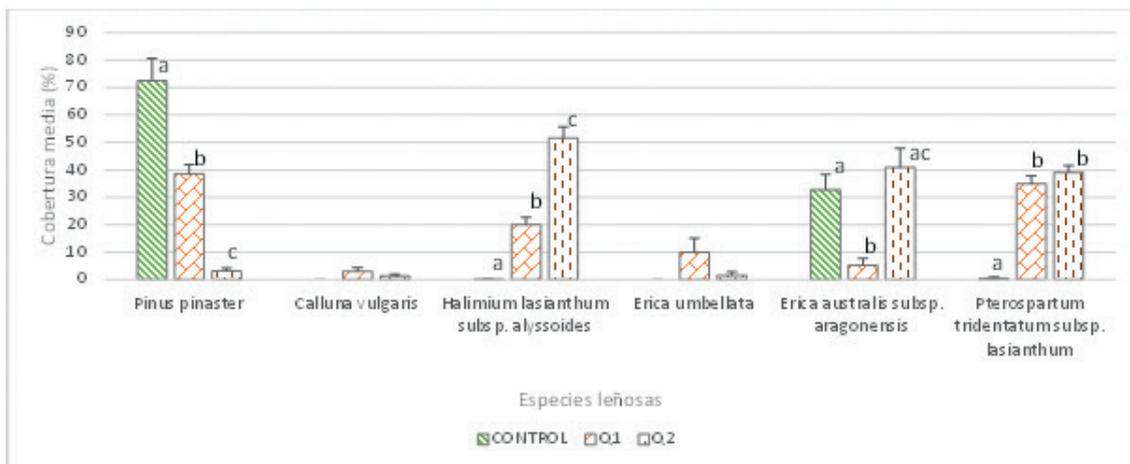


Figura 6. Media y error estándar de la cobertura de *Pinus pinaster*, *Calluna vulgaris*, *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides*, *Erica umbellata*, *Erica australis* subsp. *aragonensis* y *Pterospartum tridentatum* subsp. *lasianthum* en la zona control o no quemada, la zona quemada una vez (Q1) y la zona quemada dos veces (Q2). Se indican las diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de estudio para cada especie leñosa, según la prueba ANOVA de una vía, para las variables paramétricas, o la prueba Kruskal-Wallis, para las variables no paramétricas, mediante letras diferentes.

De todo ello se puede deducir que la respuesta diferencial frente al fuego de las especies germinadoras y rebrotadoras tiene como consecuencia inevitable la alteración de la diversidad funcional y florística de la comunidad de sotobosque (Ojeda, 2001). En el dendrograma de la **Figura 7** se puede observar cómo la composición florística del sotobosque presenta una diferencia clara entre la zona control y las zonas quemadas, mientras que en el análisis de correspondencias de la **Figura 8** se observa que *Pinus pinaster* es mucho más frecuente en la zona control, puesto que se trata de una formación de pino marítimo no afectada por incendios forestales en los últimos cuarenta años, por lo que conforma una agrupación forestal mucho más madura y estable de lo que podemos encontrar en la zona quemada sólo en 2012 y en la zona quemada en 1998 y en 2012. Sin embargo, la composición florística de las zonas afectadas por el fuego en ambos escenarios de recurrencia es más similar entre sí que con respecto a la zona control, si bien se encuentran diferencias entre las zonas quemadas, ya que los polígonos están claramente separados.

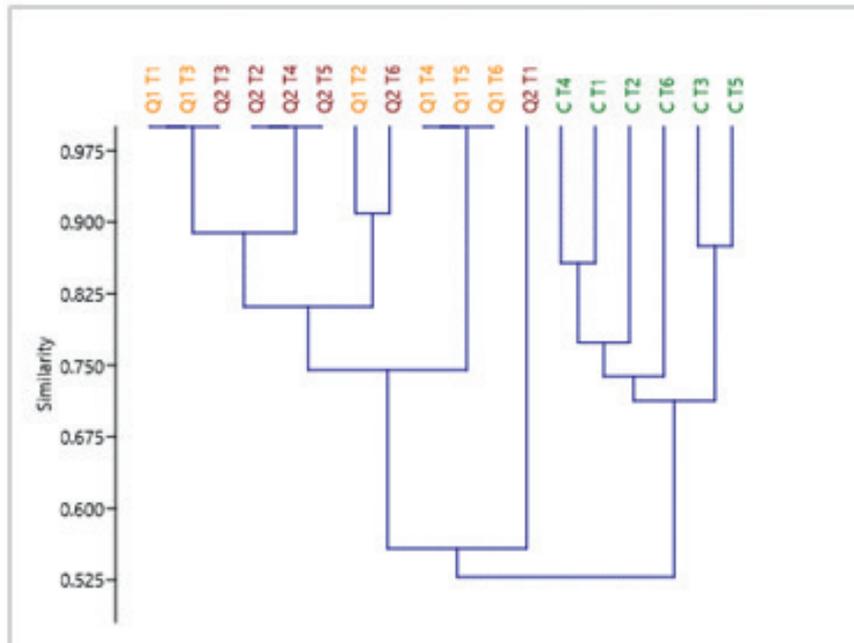


Figura 7. Dendrograma de clasificación cualitativa según el algoritmo UPGMA que agrupa las zonas cuya composición florística es más similar según el índice de Jaccard. En color verde y mediante la letra “C” se representan los seis tramos muestreados en la zona control o no quemada (C T1, C T2, C T3, C T4, C T5, C T6); en color amarillo y mediante el código “Q1” se representan los seis tramos muestreados en la zona quemada una vez (Q1 T1, Q1 T2, Q1 T3, Q1 T4, Q1 T5, Q1 T6); en color rojo y mediante el código “Q2” se representan los seis tramos muestreados en la zona quemada dos veces (Q2 T1, Q2 T2, Q2 T3, Q2 T4, Q2 T5, Q2 T6).

De todo ello se puede deducir que lo que realmente diferencia a la zona control, la zona quemada una vez y la zona quemada dos veces es la abundancia de cada especie en cada unidad experimental y no su presencia o ausencia. A su vez, en cuanto a lo que a composición florística se refiere, se observa cómo las especies de matorral son las que mayor presencia tienen en las zonas afectadas por los incendios. Por lo tanto, los resultados indican que los fuegos sólo inducen pequeños cambios en la composición de especies y en la estructura general de la vegetación, pero que estos no son tan importantes para el estudio funcional de la comunidad como sí lo son las variaciones en la abundancia de dichas especies (Götzenberg *et al.*, 2003).

A nivel de población, la reducción de la cobertura de *Pinus pinaster* a medida que aumenta la recurrencia de los incendios forestales (Figura 6) podría indicar que su condición de germinador obligado conlleva ciertas desventajas respecto a otras especies rebrotadoras de sotobosque, las cuales son capaces de aprovechar los recursos de manera más rápida y, por lo tanto, son capaces de reemplazar al arbolado original (Calvo *et al.*, 2003; Fernandes *et al.*, 2008; Fernández-García *et al.*, 2019).

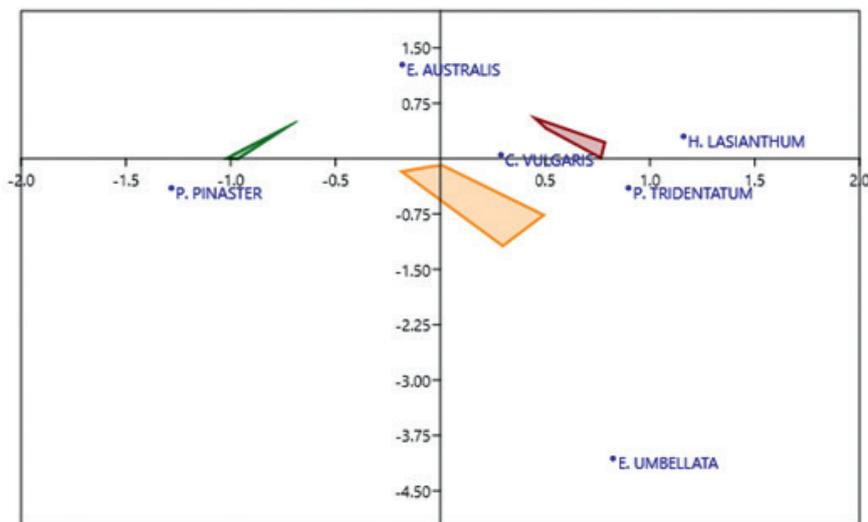


Figura 8. Análisis de correspondencias considerando la cobertura de *Pinus pinaster*, *Calluna vulgaris*, *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides*, *Erica umbellata*, *Erica australis* subsp. *aragonensis* y *Pterospartum tridentatum* en la zona control o no quemada, cuyos datos se engloban en un polígono verde, la zona quemada una vez, cuyos datos se engloban en un polígono naranja, y zona quemada dos veces, cuyos datos se engloban en un polígono rojo. Porcentaje de varianza del eje 1: 58,958 %; porcentaje de varianza del eje 2: 26,829 %.

El número de individuos de *Pinus pinaster* es significativamente mayor en la zona quemada una vez con respecto a la zona control y a la zona quemada dos veces ($H = 11,38$; $p = 0,01522$ y $p = 0,01499$, respectivamente) (**Figura 9**). La baja densidad de plántulas de pino marítimo en el sotobosque de la zona control se debe a que los individuos adultos, de más de cuarenta años, presentan, además de crecimiento primario en altura, crecimiento secundario en grosor, mientras que la drástica reducción de la densidad de pinos ante un escenario de doble recurrencia de incendios se podría deber a que la cantidad de semillas en las piñas serótinas de los individuos adultos no habría sido lo suficientemente alta como para garantizar la regeneración natural del pinar (Madrigal *et al.*, 2005; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2012; Fernández-García *et al.*, 2019). El notable aumento de densidad de pino marítimo tras un escenario de incendio podría deberse a la eliminación de la competencia con otras especies y a la mayor disponibilidad de luz, de forma que, una vez embebidas en agua, la germinación y el establecimiento de las plántulas están favorecidos (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2012; Fernández-García *et al.*, 2019a).

Algunos estudios sugieren que ante incendios con baja regeneración de la comunidad leñosa de sotobosque, *Pinus pinaster* se ve favorecido por la elevada disponibilidad de recursos para su crecimiento y la baja competencia interespecífica (Fernández-García *et al.*, 2019). Los resultados obtenidos en este estudio podrían apoyar esta idea, ya que se observa que en la zona quemada una vez las plántulas de *P. pinaster* alcanzan las mayores alturas máximas (**Figura 10a**) y

que el porcentaje de cobertura de las especies leñosas de matorral suele ser menor que en la zona quemada dos veces (**Figura 6**). Otros estudios proponen la existencia de una relación entre la reducción del crecimiento de las plántulas de *P. pinaster* y el porcentaje de copa quemada (Niccoli *et al.*, 2019), de modo que, en el caso de los pinos desarrollados en la zona quemada dos veces, se observa cómo ante un escenario de mayor influencia del fuego en el follaje de los plantones, éstos alcanzan una menor altura máxima con respecto a los pinos de la zona quemada sólo una vez. Por otra parte, se puede observar que en la zona control los pinos adultos ejercen tal competencia intraespecífica sobre los individuos jóvenes que impiden su crecimiento en altura, por lo que la altura mínima alcanzada por los mismos es muy baja (**Figura 10b**). Sin embargo, en la zona quemada una vez no existe tal competencia intraespecífica, por lo que las plántulas alcanzan la mayor altura media registrada (**Figura 10c**). Sin embargo, a medida que aumenta la recurrencia de los incendios los nutrientes del suelo se pierden en mayor medida y el substrato se erosiona, dificultando así el desarrollo y crecimiento de las semillas en germinación de *P. pinaster* (Madrigal *et al.*, 2005; Fernández-García *et al.*, 2019).

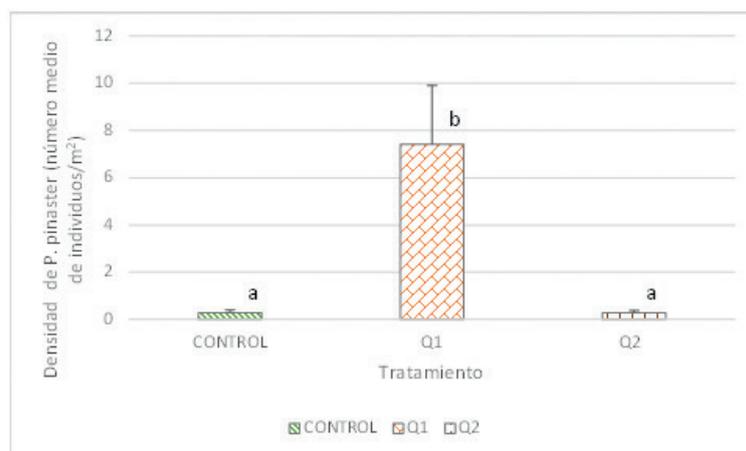


Figura 9. Media y error estándar del número de individuos de *Pinus pinaster* por unidad de superficie en la zona control o no quemada, la zona quemada una vez (Q1) y la zona quemada dos veces (Q2). Se indican las diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos, según la prueba estadística no paramétrica Kruskal-Wallis, mediante letras diferentes.

Conclusiones

1. El porcentaje de suelo descubierto es significativamente menor en situaciones de baja recurrencia de incendios (zona quemada una vez), mientras que la cobertura vegetal total no se ve afectada por la recurrencia de los incendios.
2. A nivel de comunidad de sotobosque, las especies leñosas germinadoras no ven afectada su cobertura por la recurrencia de incendios, pero las especies leñosas rebrotadoras aumentan su cobertura al aumentar la recurrencia. La importancia de las especies herbáceas se reduce significativamente después de los incendios.

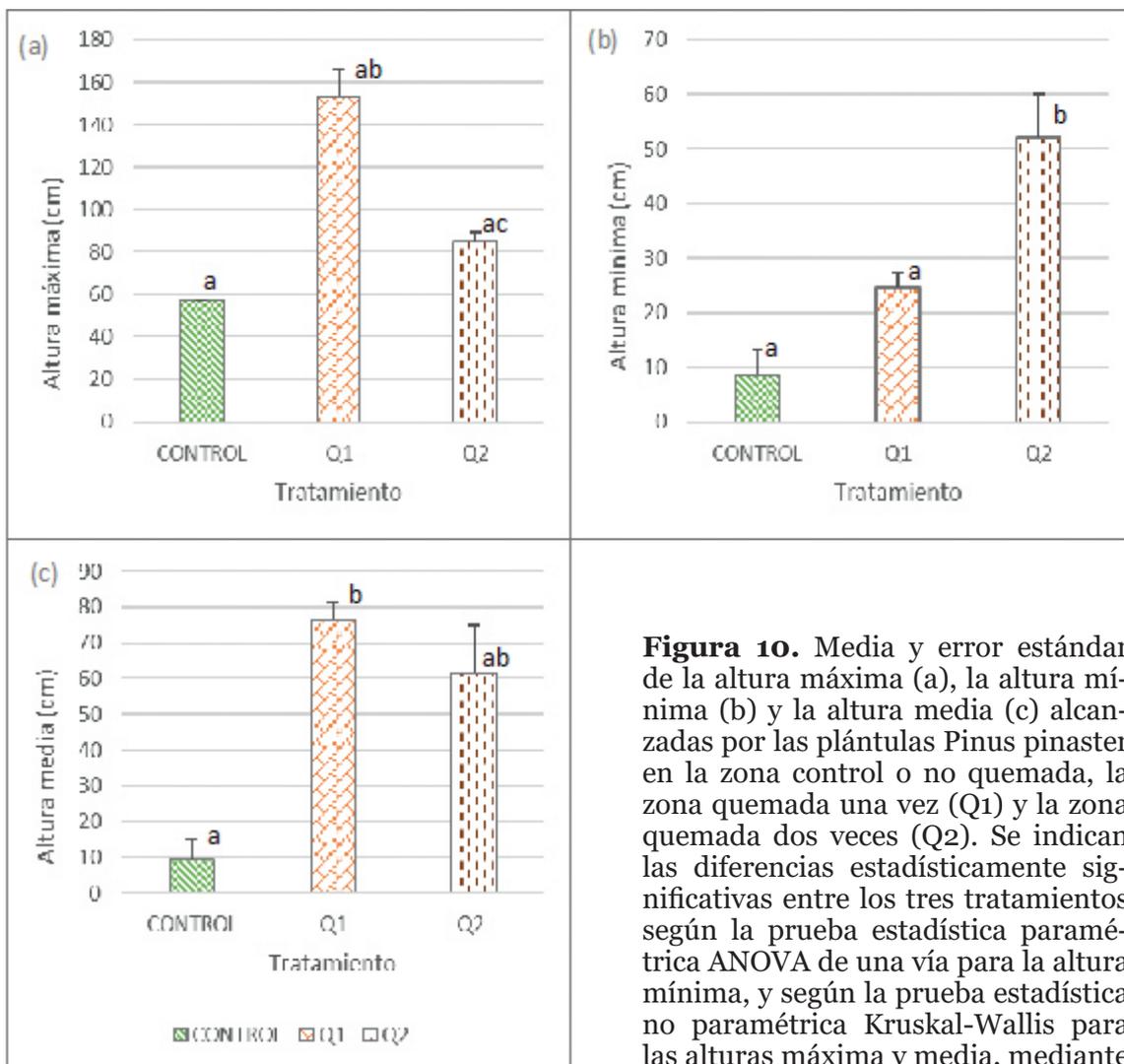


Figura 10. Media y error estándar de la altura máxima (a), la altura mínima (b) y la altura media (c) alcanzadas por las plántulas *Pinus pinaster* en la zona control o no quemada, la zona quemada una vez (Q1) y la zona quemada dos veces (Q2). Se indican las diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos según la prueba estadística paramétrica ANOVA de una vía para la altura mínima, y según la prueba estadística no paramétrica Kruskal-Wallis para las alturas máxima y media, mediante letras diferentes.

3. La recurrencia de incendios no afecta a la composición florística del sotobosque, pero modifica la abundancia de cada especie. Así, en la zona control se encontró mayor abundancia de *Pinus pinaster*, mientras que *Erica australis* subsp. *aragonensis* es mucho más abundante en las zonas más afectadas por el fuego.
4. A nivel de población, escenarios de mayor recurrencia de incendios (zona quemada dos veces) provocan la disminución de la cobertura y la densidad de *Pinus pinaster*, mientras que en escenarios de baja recurrencia (zona quemada una vez) la densidad y altura media de plantones se ven favorecidas con respecto a los individuos control, debido a la estrategia germinadora de esta especie.

Bibliografía

- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., González-Tagle, M. A., Aguirre-Calderón, Ó. A. y Treviño-Garza, E. J. 2012. Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus- Quercus* sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4):1208-1214.
- Calvo, L., Santalla, S., Marcos, E., Valbuena, L., Tárrega, R. y Luis, E. 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seed-er, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecology and Management*, 184(1-3):209-223.
- Calvo, L., Tárrega, R. y De Luis, E. 2002. The dynamics of mediterranean shrubs species over 12 years following perturbations. *Plant Ecology*, 160:25-42.
- Doerr, S. H. y Santín, C. 2016. Global trends in wildfire and its impacts: Perceptions versus realities in a changing world. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371:20150345.
- Fernandes, P. M. y Rigolot, E. 2007. The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management*, 241(1-3):1-13.
- Fernandes, P. M., Vega, J. A., Jiménez, E. y Rigolot, E. 2008. Fire resistance of European pines. *Forest Ecology and Management*, 256:246-255.
- Fernández-García, V., Fulé, P. Z., Marcos, E. y Calvo, L. 2019. The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *Forest Ecology and Management*, 444:59-68.
- Götzenberg, L., Buhk, C., Hensen, I. y Sánchez Gómez, P. 2003. Postfire regeneration of a thermomediterranean shrubland area in south-eastern Spain. *Anales de Biología*, 25:21-28.
- Johnson, E. A. 1992. *Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest*. New York: Cambridge University Press.
- Luis Calabuig, E. de, Calvo Galván, M. L. y Tárrega García-Mares, R. 2000. Quince años de sucesión después de corta experimental en brezales de *Erica australis* L. en la provincia de León (España). *Pirineos: Revista de Ecología de Montaña*, 155:75-90.
- Madrigal, J., Hernando, C., Martínez, E., Guijarro, M. y Diéz, C. 2005. Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central, España): modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 14:36-51.
- Montenegro, G., Ginocchio, R., Segura, A., Keely, J. E. y Gómez, M. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(3):455-464.
- Naveh, Z. 1994. The Role of Fire and Its Management in the Conservation of Mediterranean Ecosystems and Landscapes, en Springer, New York, NY, pp. 163-185.
- Niccoli, F., Esposito, A., Altieri, S. y Battipaglia, G. 2019. Fire severity influences eco-physiological responses of *Pinus pinaster* Ait. *Frontiers in Plant Science*, 10:539.
- Ojeda, F. 2001. Regeneración del brezal mediterráneo: apuntes para la conservación. *Asociación Española de Ecología Terrestre*, 10(2).

- Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review. *International Journal of Wildland Fire*, 17(6): 713-723.
- Pausas, J. G. y Vallejo, V. R. 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems, en *Remote Sensing of Large Wildfires*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 3-16.
- Ruffault, J., Curt, T., Moron, V., Trigo, R. M., Mouillot, F. *et al.* 2020. Increased likelihood of heat-induced large wildfires in the Mediterranean Basin. *Scientific Reports*, 10:13790.
- Santana, N. C. 2019. Fire recurrence and normalized difference vegetation index (NDVI) dynamics in brazilian savanna. *Fire*, 2(1):1.
- Specht, R. L. 1981. General Characteristics of Mediterranean-Type Ecosystems, en Conrad, C. E. y Oechel, W. C. (eds.) *Proceedings of the Symposium on Dynamics and Management of Mediterranean-Type Ecosystems*. San Diego, California: Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley, California, pp. 13-19.
- Thanos, C. A. 1999. Fire effects on forest vegetation. The case of Mediterranean pine forests in Greece, en Eftichidis, G., Balabanis, P., y Ghazi, A. (eds.) *Wildfire management*. Algosystems & European Commission DGXII, pp. 323-336.
- Tramblay, Y., Koutroulis, A., Samaniego, L., Vicente-Serrano, S. M., Volaire, F. *et al.* 2020. Challenges for drought assessment in the Mediterranean region under future climate scenarios, *Earth-Science Reviews*, 210:103348.
- WWF (2019) *Arde el Mediterráneo*. Disponible en: https://wwfes.awsassets.panda.org/downloads/wwf_informe_incendios_forestaales_2019_arde_el_mediterraneo_2019.pdf (Accedido: 9 de enero de 2021).