



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-367

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

¿Son diferentes los rasgos biológicos de las plantas en relación con la severidad de incendios en pinares propensos al fuego?

FERNÁNDEZ-GARCÍA, V.¹, BAEZA, J.², SANTANA, V.M.², TÁRREGA, R.¹, VALBUENA, L.¹, TABOADA, A.¹, LUIS-CALABUIG, E.¹, FERNÁNDEZ-GUISURAGA, J.M.¹, SUÁREZ-SEOANE, S.¹, MARCOS, E.¹ y CALVO, L.¹

¹ Área de Ecología. Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Universidad de León.

² Fundación CEAM (Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo).

Resumen

Los incendios forestales pueden ejercer una presión selectiva sobre las características biológicas de las especies en ecosistemas propensos al fuego. El objetivo del estudio es determinar si los rasgos biológicos de las especies leñosas del sotobosque son distintos bajo diferentes escenarios de severidad del fuego en pinares de *Pinus pinaster* y *Pinus halepensis*. Para abordar este objetivo se seleccionaron dos grandes incendios ocurridos en 2012 (Sierra del Teleno-León y Cortes de Pallás-Valencia). Tres años después del incendio se establecieron parcelas de campo, en las que se midieron los diámetros mínimos remanentes de una especie leñosa representativa de la comunidad para determinar el nivel de severidad (baja, moderada y alta). También se muestrearon las coberturas visuales de las especies leñosas del sotobosque, que se clasificaron en función a sus rasgos biológicos (estrategia de regeneración, presencia de lignotubérculo, dormición y capacidad de dispersión de las semillas). Los resultados mostraron que la alta severidad redujo la cobertura de especies que usan el rebrote para regenerar, independientemente de la presencia de lignotubérculo, e incrementó la cobertura de germinadoras. Las especies germinadoras con dormición física se vieron favorecidas, mientras que la capacidad de dispersión no supuso una ventaja en relación con la severidad.

Palabras clave

Severidad de incendios, rasgos biológicos, *Pinus pinaster*, *Pinus halepensis*

1. Introducción

Las perturbaciones ecológicas son partícipes de la dinámica de los paisajes, de la estructura de los ecosistemas, y ejercen una fuerte presión selectiva sobre las comunidades y especies vegetales de todo el mundo (PAUSAS & KEELEY, 2014).

En la Cuenca Mediterránea, la principal perturbación ecológica son los incendios forestales. En esta región, la vegetación ha estado sujeta a incendios durante millones de años (PAULA *et al.*, 2016), y están aumentando las evidencias científicas que relacionan ciertos rasgos biológicos de las especies con su capacidad de recuperación post-incendio en ecosistemas propensos al fuego (CALVO *et al.*, 2003; MOREIRA & PAUSAS, 2016). Además, algunas investigaciones han señalado a las propias características del régimen de incendios como una posible fuerza selectiva (PAUSAS & KEELEY, 2014).

La severidad del fuego se define como la cantidad de materia orgánica perdida durante el incendio (KEELEY, 2009). Este parámetro condiciona la recuperación del ecosistema afectando a las especies vegetales de forma desigual, por lo que han sido sugeridas posibles relaciones entre rasgos biológicos de las especies y severidad (PAUSAS & KEELEY, 2014; PAULA *et al.*, 2016).

Las estrategias de regeneración de las plantas tras el fuego permiten clasificar a las especies como rebrotadoras o germinadoras (CALVO *et al.*, 2003). En general, el rebrote favorece una regeneración tras el fuego más rápida de los individuos supervivientes, en comparación con la

germinación (TÁRREGA *et al.*, 1992; CALVO *et al.*, 2003). Sin embargo, la ventaja que confiere el rebrote en la regeneración post-incendio no está clara bajo escenarios de alta severidad. En este sentido, PAUSAS & KEELEY (2014) plantean la hipótesis de que las especies rebrotadoras se encuentran mejor adaptadas a incendios frecuentes de baja severidad, mientras que las especies germinadoras obligatorias se asocian a regímenes de incendios frecuentes de alta severidad, donde las condiciones son poco favorables para la supervivencia de los individuos, tanto germinadores como rebrotadores.

Las especies rebrotadoras se pueden diferenciar según la posición del banco de yemas vegetativas responsables de la regeneración: especies con rebrote axilar, epicórmico, de lignotubérculo, de rizoma o de raíz. Según CLARKE *et al.* (2013), a medida que la severidad del incendio aumenta van desapareciendo en primer lugar las especies con rebrote axilar y epicórmico, luego las que presentan rebrote basal y de lignotubérculo, mientras que las más tolerantes a la severidad del fuego serán las que presentan las yemas enterradas en el suelo. Pero la habilidad de regenerar tras las perturbaciones no se debe únicamente a la posición de las yemas, sino también a su cantidad, al grado de protección y al aporte de recursos a las mismas. Así, las rebrotadoras con lignotubérculo disponen de gran número de yemas durmientes, normalmente protegidas por los tejidos de este órgano, que además funciona como almacén de almidón, agua y nutrientes, facilitando un rebrote vigoroso tras el fuego con cierta independencia de las condiciones ambientales (JAMES, 1984). En consecuencia, este tipo de rebrote se puede considerar una adaptación a ecosistemas propensos al fuego (KEELEY *et al.*, 2011) y un buen mecanismo de regeneración tras perturbaciones severas (PAULA *et al.*, 2016).

Entre las plantas que usan la germinación como mecanismo de regeneración, podemos diferenciar aquellas que se recuperan a partir del banco de semillas presente en la zona (estrategia de supervivencia), o aquellas cuyas semillas pueden alcanzar las zonas incendiadas procedentes de otros lugares (estrategia invasiva) (DONATO *et al.*, 2009). Muchas de las especies de ecosistemas propensos al fuego en la Cuenca Mediterránea presentan semillas con dormición física (fundamentalmente en las familias Cistaceae y Fabaceae). Esta dormición se debe normalmente a la presencia de cubiertas duras o a ceras impermeables, que se fracturan o se derriten respectivamente con las altas temperaturas que se alcanzan en el suelo durante los incendios (70-100°C). De esta manera se incrementa la permeabilidad de la cubierta y se propicia la germinación del banco de semillas (TÁRREGA *et al.*, 1992). Por tanto, en ecosistemas mediterráneos propensos al fuego, este tipo de dormición física se ha considerado una ventaja (THANOS *et al.*, 1992), que podría favorecer la recuperación cuando se alcanzan temperaturas relativamente elevadas. Atendiendo a la estrategia invasiva, es esperable que las especies que presentan semillas con una mayor capacidad de dispersión (por ejemplo, anemócoras o zoócoras) colonicen las zonas sin vegetación afectadas por altas severidades antes que las especies que tienen semillas con una menor capacidad de dispersión (por ejemplo, barócoras) (DONATO *et al.*, 2009; TAUTENHAHN *et al.*, 2016).

2. Objetivos

El objetivo del estudio es analizar la influencia de la severidad de los incendios en los rasgos biológicos de la vegetación leñosa del sotobosque en pinares propensos al fuego. Nuestras hipótesis de partida son: (I) las especies que utilizan la germinación como estrategia de regeneración podrán verse favorecidas en situaciones de alta severidad, mientras que las rebrotadoras estarán viéndose perjudicadas; (II) las especies rebrotadoras con lignotubérculo se verán menos afectadas por el nivel de severidad que las especies rebrotadoras sin lignotubérculo; (III) las regeneración de las especies que tienen semillas con dormición física puede verse favorecida por la severidad moderada o alta frente a otro tipo de germinadoras y (IV) las especies germinadoras con menor capacidad de dispersión de las semillas se verán afectadas negativamente en zonas con alta severidad, mientras que aquellas con mayor capacidad de dispersión podrán estar afectadas positivamente.

3. Metodología

El estudio se ha llevado a cabo en la Península Ibérica, en dos zonas dominadas por pinares que fueron afectados por grandes incendios forestales en el año 2012: la Sierra del Teleno (Provincia de León) y Cortes de Pallás (Provincia de Valencia). El incendio de la Sierra del Teleno quemó 11.891 ha, principalmente de bosque de *Pinus pinaster* Ait., mientras que el incendio de Cortes de Pallás (Provincia de Valencia) calcinó 29.752 ha, siendo la principal especie arbórea *Pinus halepensis* Mill. con presencia de *P. pinaster*.

En el año 2015, tres años después de los incendios, se establecieron parcelas de campo de 900 m² (unidad experimental) de forma aleatoria, y separadas un mínimo de 100 m. En la Sierra del Teleno se establecieron 46 parcelas y en Cortes de Pallás 30. En ambas zonas, las parcelas se distribuyeron en un marco de estudio de 3.000 ha que recogía toda la diversidad de severidades estimadas con el índice dNBR (KEY & BENSON, 2006).

La severidad se determinó en campo en cada parcela de 900 m². Para ello se seleccionaron aleatoriamente 4 individuos de especies representativas del sotobosque presentes en cada parcela o en sus inmediaciones (*Erica australis* L. en Sierra del Teleno y *Juniperus oxycedrus* L. en Cortes de Pallás) y se midió su diámetro mínimo remanente. Las medidas se estandarizaron mediante el índice de severidad TDI (MAIA *et al.*, 2012), para lo cual se divide el valor de diámetro mínimo remanente obtenido en cada parcela por el valor más alto de diámetro mínimo remanente obtenido en la zona de estudio. Utilizando este índice se establecieron las categorías de severidad baja ($TDI \leq 0,25$), moderada ($0,25 < TDI \leq 0,45$) y alta ($TDI > 0,45$).

Por otro lado, en cada parcela de 900 m² se estimó el porcentaje de cobertura visual de cada una de las especies leñosas. Para ello, en cada parcela se utilizaron como unidades observacionales 12 parcelas de 1 m².

Las especies leñosas presentes en al menos un 10% de parcelas se clasificaron (1) según su estrategia de regeneración post-incendio como rebrotadoras o germinadoras; (2) las rebrotadoras se diferenciaron entre especies con presencia o no de lignotubérculo; (3) las germinadoras se diferenciaron en categorías en función de la presencia o no de dormición física de las semillas, y de su capacidad de dispersión, diferenciando entre baja (barocoria y autocoria) y alta (anemocoria, zoocoria e hidrocoria).

Para analizar el efecto de la severidad de los incendios sobre los rasgos biológicos de las especies presentes tras el incendio se realizaron modelos lineares mixtos. En los modelos se incluyó el factor severidad como variable explicativa y el porcentaje de cobertura de la vegetación de cada categoría como variable respuesta. La zona de estudio se incluyó como factor aleatorio. En los casos en los que no se cumplieron los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los residuos del modelo, se utilizó la transformación arcoseno de la raíz cuadrada de las coberturas en tanto por uno. Se utilizó el test post-hoc de Tukey para detectar diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los grupos. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo en R (R CORE TEAM, 2014), utilizando los paquetes lme4 (BATES *et al.*, 2015) y multcomp (HOTHORN *et al.*, 2008).

4. Resultados

La clasificación de las especies (Tabla 1) muestra que en la Sierra del Teleno se encuentran dos especies de matorral rebrotadoras, una con rebrote a partir de lignotubérculo y otra sin rebrote de lignotubérculo. También aparecen dos germinadoras con distintos rasgos en cuanto a dormición fisiológica y dispersión de semillas. En Cortes de Pallás existe una mayor riqueza de especies de matorral, y se distinguen seis especies rebrotadoras, una de ellas con lignotubérculo. También

aparecen nueve germinadoras, que en su mayoría presentan dormición física y baja capacidad de dispersión, si bien hay especies sin dormición física y con alta capacidad de dispersión.

Tabla 1. Especies leñosas del sotobosque de las dos zonas de estudio (S.T.: Sierra del Teleno y C.P.: Cortes de Pallás) y clasificación de las mismas según sus rasgos biológicos: estrategia de regeneración (rebrote o germinación); presencia o no de lignotubérculo entre las especies rebrotadoras; tipo de dormición de las semillas (dormición física o no) entre las especies germinadoras y capacidad de dispersión de las semillas (baja o alta), también considerando las germinadoras.

Sitio	Nombre de la especie	Estrategia de regeneración	Ligno-tubérculo	Dormición física	Capacidad de dispersión
S. T.	<i>Erica australis</i>	Rebrote ¹	Sí	-	-
S. T.	<i>Pterospartum tridentatum</i>	Rebrote ¹	No	-	-
S. T.	<i>Erica umbellata</i>	Germinación ¹	-	No ²	Alta ¹
S. T.	<i>Halimium lasianthum</i>	Germinación ¹	-	Sí ³	Baja ¹
C. P.	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	Rebrote ¹	No	-	-
C. P.	<i>Erica multiflora</i>	Rebrote ¹	Sí	-	-
C. P.	<i>Pistacia lentiscus</i>	Rebrote ¹	No	-	-
C. P.	<i>Quercus coccifera</i>	Rebrote ¹	No	-	-
C. P.	<i>Teucrium pseudochamaepitys</i>	Rebrote ¹	No	-	-
C. P.	<i>Thymus vulgaris</i>	Rebrote ¹	No	-	-
C. P.	<i>Argyrolobium zanonii</i>	Germinación ¹	-	Sí ⁴	Baja ⁷
C. P.	<i>Cistus albidus</i>	Germinación ¹	-	Sí ^{2,3}	Baja ⁷
C. P.	<i>Fumana ericoides</i>	Germinación ¹	-	Sí ³	Alta ^{1,7}
C. P.	<i>Fumana thymifolia</i>	Germinación ¹	-	Sí ³	Baja ⁷
C. P.	<i>Helianthemum apenninum</i>	Germinación ¹	-	Sí ³	Baja ¹
C. P.	<i>Helianthemum cinereum</i>	Germinación ¹	-	Sí ³	Baja ⁷
C. P.	<i>Helianthemum syriacum</i>	Germinación ¹	-	Sí ³	Baja ⁷
C. P.	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Germinación ¹	-	No ⁵	Baja ⁷
C. P.	<i>Ulex parviflorus</i>	Germinación ¹	-	Sí ⁶	Alta ¹

¹ EOL (2016); ² VASQUES et al. (2012); ³ THANOS et al. (1992); ⁴ LÓPEZ et al. (1999); ⁵ MADEIRAS et al. (2009); ⁶ MOREIRA & PAUSAS (2012); ⁷ BONET & PAUSAS (2004).

En relación a las estrategias de regeneración (Figura 1) los resultados muestran que tanto germinadoras como rebrotadoras tienen coberturas similares en las zonas quemadas (15-25%), y

que ambos tipos de especies se ven afectadas por la severidad del fuego. El porcentaje de cobertura de las especies rebrotadoras es significativamente menor en situaciones de alta severidad en relación con las situaciones de severidad baja o moderada. Por el contrario, las especies germinadoras presentaron porcentajes de cobertura significativamente más elevados con alta severidad. Bajo situaciones de severidad moderada no hay efectos significativos en la cobertura de germinadoras ni de rebrotadoras en comparación con la severidad baja.

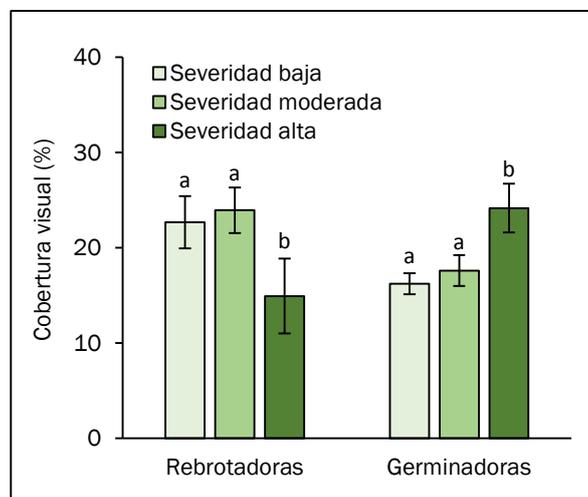


Figura 1. Promedio y error estándar de la cobertura visual de las especies leñosas del sotobosque, según su mecanismo de regeneración (rebrotadoras o germinadoras), en los distintos niveles de severidad. Las letras indican diferencia significativa ($P < 0,05$) entre severidades, de forma independiente para rebrotadoras y para germinadoras.

Entre las especies rebrotadoras, las que no presentan lignotubérculo tienen mayores porcentajes de cobertura que las que presentan lignotubérculo (Figura 2). En ambas categorías, con y sin tubérculo, se observa el mismo patrón de comportamiento con reducciones significativas en altas severidades frente a severidades bajas y moderadas, que no muestran diferencias entre ellas.

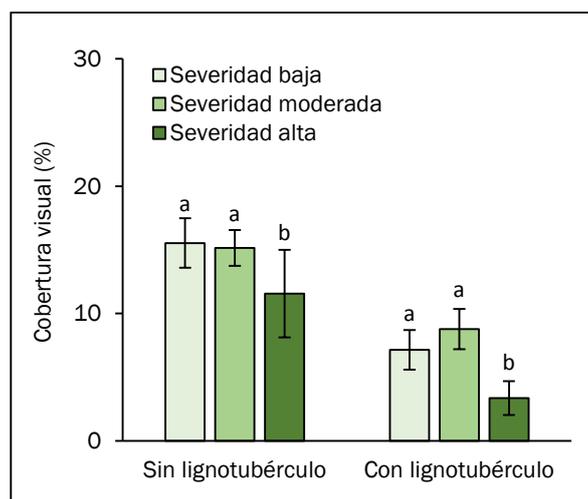


Figura 2. Promedio y error estándar de la cobertura visual de las especies leñosas rebrotadoras del sotobosque, según presencia o no de lignotubérculo, en los distintos niveles de severidad. Las letras indican diferencia significativa ($P < 0,05$) entre severidades, de forma independiente para los grupos sin lignotubérculo y con lignotubérculo.

Entre las especies germinadoras hay una clara dominancia de las que presentan semillas con dormición física (Figura 3). El patrón de comportamiento de ambas categorías, sin dormición física y con dormición física, frente a la severidad es diferente. Así, en las que no presentan dormición física los valores de cobertura no se ven afectados significativamente por la severidad, mientras que las especies que presentan dormición física aumentan sus valores de cobertura en situaciones de severidad moderada y alta.

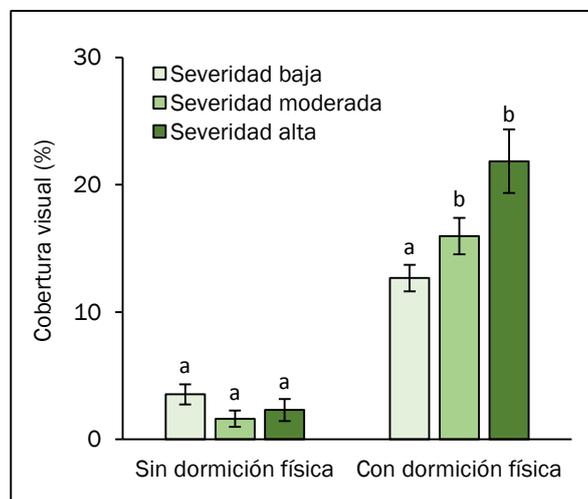


Figura 3. Promedio y error estándar de la cobertura visual de las especies leñosas germinadoras del sotobosque, según la presencia de dormición física en sus semillas, en los distintos niveles de severidad. Las letras indican diferencia significativa ($P < 0,05$) entre severidades, de forma independiente para los grupos sin dormición y con dormición.

Con relación a la dispersión de las semillas, se observa una mayor cobertura de las que presentan baja capacidad de dispersión respecto a las que presentan alta capacidad de dispersión (Figura 4). Las respuestas frente a la severidad no siguen patrones comunes, ya que la cobertura de las especies germinadoras con baja capacidad de dispersión fue más alta en situaciones de alta severidad, mientras que no se detectaron diferencias en la cobertura de las germinadoras con alta capacidad de dispersión entre niveles de severidad.

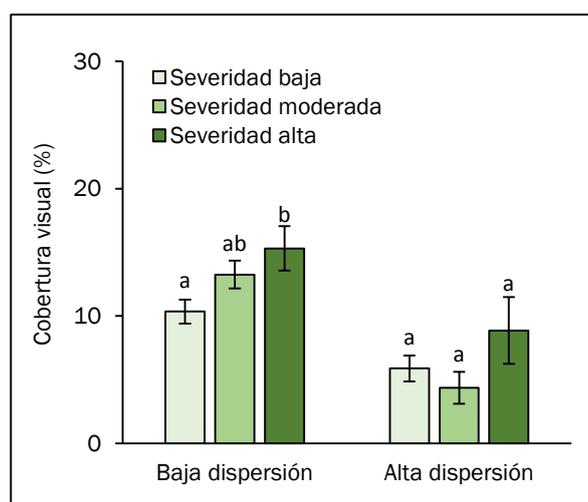


Figura 4. Promedio y error estándar de la cobertura visual de las especies leñosas germinadoras del sotobosque, según su capacidad de dispersión (baja y alta), en los distintos niveles de severidad. Las letras indican diferencia significativa ($P < 0,05$) entre severidades, de forma independiente para los grupos baja dispersión y alta dispersión.

5. Discusión

Los resultados indican que en pinares propensos al fuego, dominados por *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster*, hay diferencias en los valores de cobertura de las especies vegetales en función de su estrategia de regeneración dependiendo de la severidad del fuego. Severidades altas afectan negativamente a las coberturas de las especies rebrotadoras y positivamente a las germinadoras. Estos resultados son acordes con las hipótesis propuestas por PAUSAS & KEELEY (2014), según las cuales la estrategia de regeneración post-fuego mediante germinación surge como una adaptación a regímenes de incendios de copas de alta severidad, donde la mayor parte de los individuos, incluidos los rebrotadores, son incapaces de sobrevivir, pero sí es posible la supervivencia del banco de semillas del suelo o aéreo. Además, la supervivencia y el desarrollo de nuevas plántulas que germinan tras el incendio puede verse favorecida por los espacios abiertos que quedan bajo situaciones de alta severidad. Los resultados encontrados por LÓPEZ (2014) en ecosistemas mediterráneos muestran la misma relación entre severidad y estrategias de regeneración, incluso 7 años tras el incendio.

Entre las rebrotadoras, tanto la cobertura de especies sin lignotubérculo como con lignotubérculo se vio reducida en situaciones de alta severidad. Estos resultados indican que el rebrote de lignotubérculo no supone una ventaja adaptativa a escenarios de alta severidad frente a otros tipos de rebrote. FERNÁNDEZ *et al.* (2013) encontraron una alta sensibilidad de *E. australis* (con lignotubérculo) y de *P. tridentatum* (L.) Willk. (sin lignotubérculo) a la severidad del fuego. Sin embargo, entre las especies que no presentan lignotubérculo sería conveniente diferenciar su tipo de rebrote, pues la probabilidad de supervivencia de las plantas que rebrotan de raíz o rizoma puede ser muy distinta de aquellas que rebrotan del cuello de la raíz o de rebrote epicórmico (CLARKE *et al.*, 2013).

Respecto a las germinadoras, la cobertura de las especies que tienen semillas con dormición física se ve incrementada en situaciones de alta severidad, mientras que no ocurre lo mismo con el resto de germinadoras. Esto puede deberse a varios factores como: (I) la presencia de un banco de semillas persistente protegido en el suelo, (II) la supervivencia de las semillas a altas temperaturas y (III) la estimulación de la germinación tras las temperaturas que se alcanzan en el suelo con severidades moderadas o altas. El banco persistente es usual para las especies con dormición física en ecosistemas mediterráneos, ya que las cubiertas de las semillas con dormición física proporcionan longevidad a las mismas (THANOS *et al.*, 1992). De esta manera, antes de las perturbaciones hay un buen número de semillas durmientes a distintas profundidades, que aseguran la regeneración en el tiempo (LLORENS *et al.*, 2008) tras incendios con distintos niveles de severidad. Por otra parte, estas semillas con dormición física son resistentes a temperaturas de incluso 150°C (VALBUENA *et al.*, 2013), que difícilmente se alcanzan en el suelo mineral en incendios severos de copas (FERNÁNDEZ *et al.*, 2013). En general, las altas temperaturas rompen la dormición física y estimulan la germinación (TÁRREGA *et al.*, 1992; LLORENS *et al.*, 2008; VASQUES *et al.*, 2012), y así las plántulas aprovechan la alta disponibilidad de recursos de las áreas afectadas por severidades elevadas.

Atendiendo a las estrategias de dispersión de las germinadoras, las especies que mostraron mayores coberturas en las situaciones de alta severidad son aquellas que tienen menor capacidad de dispersión de las semillas. Estos resultados indican que en los pinares de la Cuenca Mediterránea, la regeneración de las especies germinadoras del sotobosque está controlada principalmente por los bancos de semillas in-situ (estrategia de supervivencia), a diferencia de lo que ocurre en otros ecosistemas, donde los bancos de semillas no sobreviven al fuego (TAUTENHAHN *et al.*, 2016), por lo que la regeneración natural es dependiente de la entrada de semillas desde otras zonas (estrategia invasiva).

6. Conclusiones

En pinares de *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster* propensos al fuego de la Cuenca Mediterránea, las especies leñosas del sotobosque que utilizan la germinación como estrategia de regeneración presentan mayores valores de cobertura en situaciones de alta severidad, mientras que las especies rebrotadoras muestran el patrón contrario.

Entre las especies rebrotadoras, las especies sin lignotubérculo y con lignotubérculo responden de igual manera a la severidad del fuego, viendo reducida su cobertura con severidades altas.

Entre las especies germinadoras, la cobertura de las especies que presentan dormición física aumenta con la severidad, mientras que la cobertura de las especies que no presentan dormición física no se ve afectadas por la severidad.

La cobertura de las especies germinadoras con menor capacidad de dispersión de semillas aumenta con la severidad del incendio, indicando la mayor importancia del banco de semillas in situ en la regeneración.

7. Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado en el marco de los proyectos GESFIRE (AGL2013-451 48189-C2-1-R), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, y FIRECYL (LE033U14), financiado por la Junta de Castilla y León. El autor Víctor Fernández García disfruta de una beca predoctoral (FPU14/00636) del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte que le ha permitido trabajar en este estudio.

8. Bibliografía

BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S.; 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J Stat Softw* 67 1-48.

BONET, A; PAUSAS, J.G.; 2004. Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southeastern Spain. *Plant Ecol* 174 257-270.

CALVO, L.; SANTALLA, S.; MARCOS, E.; VALBUENA, L.; TÁRREGA, R.; LUIS, E.; 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecol Manag* 184 209-223.

CLARKE, P.J.; LAWES, M.J.; MIDGLEY, J.J.; LAMONT, B.B.; OJEDA, F.; BURROWS, G.E.; ENRIGHT, N.J.; KNOX, J.E.; 2013. Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. *New Phytol* 197 19-35.

DONATO, D.; FONTAINE, J.B.; ROBINSON, W.D.; KAUFFNAN, J.B.; LAW, B.E.; 2009. Vegetation response to a short interval between high-severity wildfires in a mixed-evergreen forest. *J Ecol* 97 142-154.

EOL; 2016. *Encyclopedia of Life*. Disponible en <http://www.eol.org>. Consultado el 15 de diciembre de 2016.

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; FONTURBEL, T.; 2013. Does fire severity influence shrub resprouting after spring prescribed burning?. *Acta Oecol* 48 30-36.

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P.; 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical J* 50 346-363.

JAMES, S.; 1984. Lignotubers and burls-their structure, function and ecological significance in Mediterranean ecosystems. *Bot Rev* 50 225-266.

KEELEY, J.E.; 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int J Wildland Fire* 18 116-126.

KEELEY, J.E.; PAUSAS, J.G.; RUNDEL, P.W.; BOND, W.; BRADSTOCK, R.A.; 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends Plant Sci* 16 406-411.

KEY, C.H.; BENSON, N.C.; 2006. Landscape assessment: ground measure of severity, the composite burn index and remote sensing of severity, the normalized burn ratio. In: LUTES, D.C.; KEANE, R.E.; CARATTI, J.F.; KEY, C.H.; BENSON, N.C.; SUTHERLAND, S.; GANGI, L.J. (Eds.), *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, Gen. Tech.Rep.RMRS-GTR-164-CD: LA. 1-51.

LLORENS, L.; PONS, M.; GIL, L; BOIRA, H; 2008. Seasonality of seed production and germination trends of *Fumana ericoides* (Cistaceae) in the west semiarid Mediterranean region. *J Arid Environ* 72 121-126.

LÓPEZ, J.; DEVESA, J.A.; RUIZ, T.; ORTEGA-OLIVENCIA, A.; 1999. Seed germination in Genisteae (Fabaceae) from South-West Spain. *Phyton* 39 107-129.

LÓPEZ, R.; 2014. *Vegetation traits modulate resilience to fire in Mediterranean woodlands*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante, Departamento de Ecología. 186.

MADEIRAS, A.M.; BOYLE, T.H.; AUTIO, W.R.; 2009. Stratification, gibberellic acid, scarification, and seed lot influence on Rosemary seed germination. *Seed Technology* 31 55-65.

MAIA, P.; PAUSAS, J.G.; ARCENEGUI, V.; GUERRERO, C.; PÉREZ-BEJARANO, A.; MATAIX-SOLERA, J.; VARELA, M.E.T.; FERNANDES, I.; PEDROSA, E.T.; KEIZER, J.J.; 2012. Wildfire effects on the soil seed bank of a maritime pine stand-the importance of fire severity. *Geoderma* 191 80-88.

MOREIRA, B.; PAUSAS J.G.; 2012. Tanned or burned: The role of fire in shaping physical seed dormancy. *PLoS ONE* 7 12.

MOREIRA, B.; PAUSAS, J.G.; 2016. Shedding light through the smoke on the germination of Mediterranean Basin flora. *S Afr J Bot* (in press).

PAULA, S.; NAULIN, P.I.; ARCE, C.; GALAZ, C.; PAUSAS, J.G.; 2016. Lignotubers in Mediterranean basin plants. *Plant Ecol* 217 661-676.

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

R CORE TEAM (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.

TÁRREGA, R.; CALVO, L.; TRABAUD, L.; 1992. Effect of high temperatures on seed germination of two woody Leguminosae. *Vegetatio* 102 139-147.

TAUTENHAHN, S.; LICHSTEIN, J.W.; JUNG, M.; KATTGE, J.; BOHLMAN, S.; HEILMEIER, H.; PROKUSHKIN, A.; KAHL, A.; WIRTH, C.; 2016. Dispersal limitation drives successional pathways in Central Siberian forests under current and intensified fire regimes. *Glob Change Biol* 22 2178-2197.

THANOS, C.A.; GEORGHIOU, K.; KADIS, C.C.; PANTAZI, C.; 1992. Cistaceae: a plant family with hard seeds. *Israel J Bot* 41 251-263.

VALBUENA, L.; VILLAREJO CAUDEVILLA, S.; TARREGA, R.; CALVO, L.; 2013. Importancia de la procedencia y el peso de la semilla en la respuesta germinativa de especies leñosas mediterráneas frente a los incendios. *6º Congreso Forestal Español*. 6CFE01-361. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Vitoria-Gasteiz.

VASQUES, A.; MAIA, P.; PEDRO, M.; SANTOS, C.; VALLEJO, V.R.; KEIZER, J.J.; 2012. Germination in five shrub species of Maritime Pine understory—does seed provenance matter?. *Ann For Sci* 69 499-507.