



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-449

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

RESPUESTAS DE BOSQUES MEDITERRANEOS DE PINO CARRASCO A CORTO, MEDIO Y LARGO PLAZO DESPUES DE INCENDIO SEGÚN SEVERIDAD

GONZÁLEZ-DE VEGA S¹, DE LAS HERAS J¹, MORUGÁN-CORONADO A², ARCENEGUI V², LOZANO E², GARCÍA-ORENES F², MATAIX-SOLERA J², D. MOYA*¹

¹Escuela Técnica Superior Ingenieros Agrónomos y Montes, Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario. 02071, Albacete

²GEA (Grupo de Edafología Ambiental), Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avda. De la Universidad s/n, 03202 Elche

Autor para correspondencia: Sonsoles.GonzalezVega@alu.uclm.es

Resumen

Los grandes incendios forestales de la Cuenca Mediterránea se están incrementado, generando efectos negativos sobre los ecosistemas a pesar de su alta capacidad de recuperación. Para revisar la resiliencia de estos ecosistemas hemos medido cambios en la composición y diversidad de especies vegetales en tres incendios en la misma zona, ocurriendo en distintos años y muestreando por severidades de quemado. También hemos caracterizado el efecto en suelo mediante la medición de varias actividades enzimáticas.

La regeneración natural en el sureste de la Península Ibérica, clima semiárido, varía en función del tiempo pero es clave la severidad del fuego. Los efectos negativos de incendios de media y alta severidad sobre la regeneración natural son altos, perdurando a medio y largo plazo. La actividad microbiana en suelo no mostraba diferencias significativas, lo que implica una recuperación independiente de la vegetación o severidad del fuego, con variaciones a corto plazo según severidad.

El resultado del estudio de las características vegetales previas al incendio, la severidad del fuego y la gestión post-incendio se podrá utilizar para ayudar en la toma de decisiones en cuanto a la restauración post incendio y la planificación de actividades

Palabras clave

Severidad del fuego; Ecología y fuego; Edafología; Resiliencia; Dinámica forestal

1. Introducción

Los incendios forestales son un importante proceso natural que desempeñan un papel clave en la distribución y composición de la vegetación (Bond y Keeley, 2005) y actúan como presión que modela las características de las plantas en los ecosistemas terrestres mediterráneos (Keeley et al., 2012).

El cambio climático y los cambios de uso de suelo han aumentado la frecuencia, tamaño y la severidad de los incendios forestales, promoviendo una mayor superficie quemada y extendiendo la temporada de incendios (San-Miguel-Ayán et al., 2012). Esto puede modificar la vulnerabilidad y resiliencia de comunidades vegetales, incluso de aquellas adaptadas, llevándolas a su desaparición o a sucesiones alejadas del clímax (Tessler et al. 2014).

La severidad del fuego o del incendio queda definida como la pérdida o el cambio en la materia orgánica por encima y debajo del suelo (Keeley, 2009) y es considerado uno de los factores críticos que influye directamente en la respuesta de las plantas (Moreira et al., 2012). La severidad del fuego puede relacionarse con la respuesta de los ecosistemas ya que altas severidades reducen la regeneración de especies tanto rebrotadoras como germinadoras (Pausas et al., 2003) y promueven la degradación del suelo mediante la reducción de materia orgánica y actividad microbiana (Mataix-Solera et al., 2009). Los efectos dependen de la severidad del fuego, la recurrencia y el tiempo después del paso al fuego (Bárcenas-Moreno y otros, 2011, Vega et al., 2013), siendo su efecto más importante en las zonas semiáridas de la cuenca mediterránea que presenta bajas calidades (Hedo et al., 2014).

Este estudio se centra en los bosques de Pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) ya que son los de mayor distribución en zonas de baja altitud en la Cuenca Mediterránea (Quezel, 2000), adaptadas a incendios y sequías (Moreira et al., 2012). Ya que las interacciones de la interfaz planta-suelo son sólo parcialmente comprendidas, los experimentos interdisciplinarios y multiscales son una prioridad de investigación para mejorar la gestión de los ecosistemas para mejorar su resiliencia, incluyendo el desarrollo de información para generar protocolos estandarizados para facilitar la identificación de mecanismos clave y su integración en (Doblas-Miranda et al., 2015) y predecir cómo evolucionan los suelos después de incendios forestales (Certini, 2005).

1. Objetivos

El objetivo principal de este estudio es determinar los efectos de la severidad del fuego a largo plazo en los cambios de vegetación y la formación de especies, para ello se estudiaron tres incendios forestales producidos en diferentes años en zonas cercanas, usando un muestreo que combina aproximaciones sincrónica y diacrónica, para analizar los cambios de vegetación y formación de especies en estos muestreos se realizaron inventarios florísticos para calcular índices de diversidad.

El propósito es mejorar el conocimiento de la severidad del fuego para implementar medidas adaptativas de gestión forestal y ayudar en la toma de decisiones en la gestión post incendio. Para conseguirlo a parte de los inventarios florísticos se llevaron a cabo muestreos de suelo para calcular indicadores de calidad de suelo que posteriormente se relacionaran con los índices de diversidad y con la severidad del incendio.

Este trabajo incluye patrones en los cambios de vegetación y propiedades biológicas de suelo que dependen de la severidad del incendio en el corto, medio y largo plazo, en bosques de *Pinus halepensis* Mill del SE de la península ibérica con clima semiárido.

2. Metodología

Para la realización del estudio se seleccionaron 3 zonas que sufrieron incendios forestales en diferentes años, estas zonas están localizadas en la provincia de Albacete, en el sureste de España (Figura 1). El área de estudio se sitúa en una zona de clima mediterráneo semiárido por encima de la banda correspondiente al piso bioclimático mesomediterráneo.

La información facilitada por los Servicios Forestales de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y con apoyo de cartografía digital obtenida del instituto geológico nacional, se confirmó que

las zonas de estudios llevaban sin sufrir perturbaciones al menos 80 años. La nomenclatura que se utilizó para dar nombre a las tres zonas de estudio hace referencia al tiempo transcurrido desde el incendio siendo:

- B21: el 19 de Julio de 1994 se quemaron 1305 ha en el monte de Peñalavada, cerca de la población de Lietor (X= 602465, Y= 4260123, ETRS89 UTM 30N).
- B15: el 30 de Agosto de 2000 se quemaron 1130 ha en el monte CasaLoma, cerca de la población de Isso (X= 597303, Y= 4260532, ETRS89 UTM 30N).
- B03: el 1 de Julio de 2012 se quemaron 6900 ha en el monte Donceles, cerca de la población de Hellín (X= 608309, Y= 4254211, ETRS89 UTM 30N).
- UB21, UB15 y UB03: son parcelas no quemadas cerca o dentro de cada zona de estudio para ser usadas como control

Se utilizaron imágenes del modelo digital del terreno y ortofotos (MDT e imagen PNOA disponibles en el IGN) para caracterizar las zonas de estudio, apoyados en los perímetros de incendio suministrados por el Centro Cartográfico de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Se usaron imágenes de S atelite landsat 7 para componer los mapas de severidad mediante el cálculo del dNBR (delta normalized burned ratio) (Miller and Thode, 2007). Los valores de severidad tomados en campo en primavera de 2013 se basaron en la caracterización de las parcelas quemadas en función de la presencia de cenizas y el diámetro de las ramas quemadas, posteriormente con esta caracterización se validaron los datos obtenidos por el índice dNBR, que posteriormente se extrapolaron para caracterizar la severidad de los incendios de 1994 y 2000, estableciendo tres niveles de severidad.

En cada uno de los sitios, realizamos muestreos de suelo en tres parcelas sin quemar (SEV0) que presentan masas vegetales maduras, tres en zonas de severidad baja y media-baja de quemado (SEV1) donde la afección es somera, encontrándose masas maduras con regeneración de matorrales y herbáceas anuales) y tres en zonas de severidad media-alta y alta (SEV2) donde se produjo una combustión importante de y existe un mayor porcentaje de terreno no cubierto o regenerado de matorrales y especies anuales.

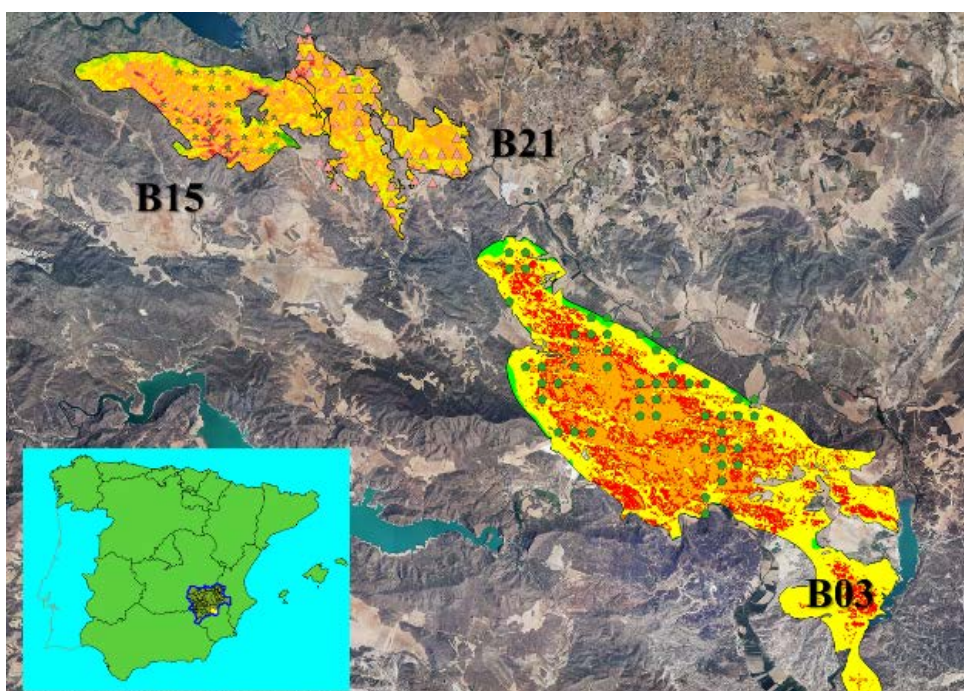


Figura 1. Localización de la zona de estudio (en amarillo el municipio de Hell n en SE peninsular) y perímetro de los tres incendios estudiados, incluyendo parcelas de muestreo y resultados del cálculo de la severidad de quemado (mediante

dNBR). B21: incendio de 1994 en el monte de Peñalavada; B15: incendio de 2000 en el monte CasaLoma; B03: incendio de 2012 en el monte Donceles.

En la primavera de 2015, se analizaron las zonas de estudio siguiendo un esquema sistemático mediante el solapamiento de una malla cuadrada de 500 de m de lado con el perímetro de las zonas quemadas (Alloza et al 2014), estableciendo 25-50 parcelas en áreas donde los incendios forestales quemaron de 1000 a 2500 ha (B21 y B15) y más de 50 parcelas en el área donde el incendio quemó más de 5000 ha (B03), además de tres parcelas sin quemar por cada incendio. Finalmente realizamos caracterización de vegetación en 39 parcelas de B21 (17 en SEV1 y 22 en SEV2), 30 en B15 (16 en SEV1 y 14 en SEV2) y 51 parcelas en B03 (30 en SEV1 y 21 en SEV2), además de las tes no quemadas por sitio (SEV0).

El diseño experimental fue desarrollado para evaluar en cada parcela abundancia de especies y la cobertura vegetal de las zonas perturbadas, siguiendo la metodología de Braun-Blanquet modificada por Van der Mareel (2007). Para caracterizar cada parcela se tomaron datos de orientación (caracterizando en solana o umbría), pendiente (inclinación del terreno para clasificar en llana (=0), baja (<10%), media (10-20%) o alta (>20%) y porcentaje de suelo desnudo (SD, %).

Para realizar los muestreos de suelo, tomamos dos tipos de vegetación, parcelas con alta cobertura de pino y acompañantes (alta recuperación) y otras con predominio de matorrales y espartizales donde comprobamos que previamente había pinar (baja recuperación). Como el tipo de vegetación puede afectar la microbiología del suelo, se seleccionaron tres parcelas recuperadas y tres no recuperadas. Se recogieron muestras compuestas de suelo (seis submuestras mezcladas de una subtrama de 2 x 2 m) en cada parcela de los primeros 5 cm bajo suelo.

Con estos valores hemos calculado el índice de diversidad de Shannon (H' adimensional) y la riqueza florística (S, número de especies). Los análisis de suelo se centraron en la respiración basal del suelo ($\text{mg CO}_2\text{-C kg}^{-1}$ suelo por día, BSR) y carbono de la biomasa microbiana (mg kg^{-1} suelo, Cmic,). Se realizaron modelos lineales generalizados (GLM multivariantes) para evaluar los efectos de los factores (año, severidad y recuperación de la comunidad vegetal) y sus interacciones. La correlación y los P-valores se calcularon mediante el empleo de análisis de varianza (ANOVA) simple o múltiple dependiendo del número de los factores significativos obtenidos con GLM. Se aplicó el test post hoc de diferencia honestamente significativa de Tukey (método HSD), considerando el valor crítica de P inferior a 0.05 para indicar resultados significativos. Además, se realizó otro método estadístico multivariado (análisis de correlación) utilizando el método de Pearson para satisfacer los supuestos de la prueba estadística (igualdad de varianza y la distribución normal con variables transformadas). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando Statgraphics Centurion XV (versión 1.15.02) y SPSS 22.

3. Resultados y discusión

Para caracterizar la α diversidad se utilizó un GLM para relacionar las variables Riqueza Florística y Diversidad de Shannon, además del Suelo Desnudo. Los modelos seleccionados para Riqueza Florística explican un R^2 de 72.51% (R^2 ajustada=71.24%), estando significativamente relacionada con orientación, tiempo tras incendio y la interacción de severidad con tiempo y orientación. Los modelos para Diversidad de Shannon explicaron solo el 21.16% (R^2 ajustada=19.39%) y en el caso del Suelo desnudo también encontramos una relación baja de R^2 y R^2 ajustada (22.08 y 20.33%, respectivamente). Para el caso de Diversidad de Shannon, encontramos relación significativa relacionada significativamente con tiempo y la interacción severidad con orientación. Mientras que en el caso del Suelo Desnudo encontramos relación significativa con la interacción de severidad y tiempo tras incendio, además de la interacción orientación, pendiente y severidad. La riqueza florística en función del tiempo, mediante análisis de varianza simple ($p < 0.05$, método HSD) mostró una diferencia entre las zonas incendiadas en el medio y largo plazo (9.06 ± 0.56 y 9.88 ± 0.75 respectivamente) con respecto al corto plazo tras incendio (23.74 ± 0.94). El análisis de

varianza (Figura 2) confirma una Riqueza Florística algo menor en las zonas de solana aunque no se dan diferencias significativas tras 15 años del incendio. En el corto plazo, se observa un aumento del valor en la alta severidad (sin diferencia entre orientaciones) y un aumento mayor en la baja severidad, alcanzando el máximo en zonas de solana.

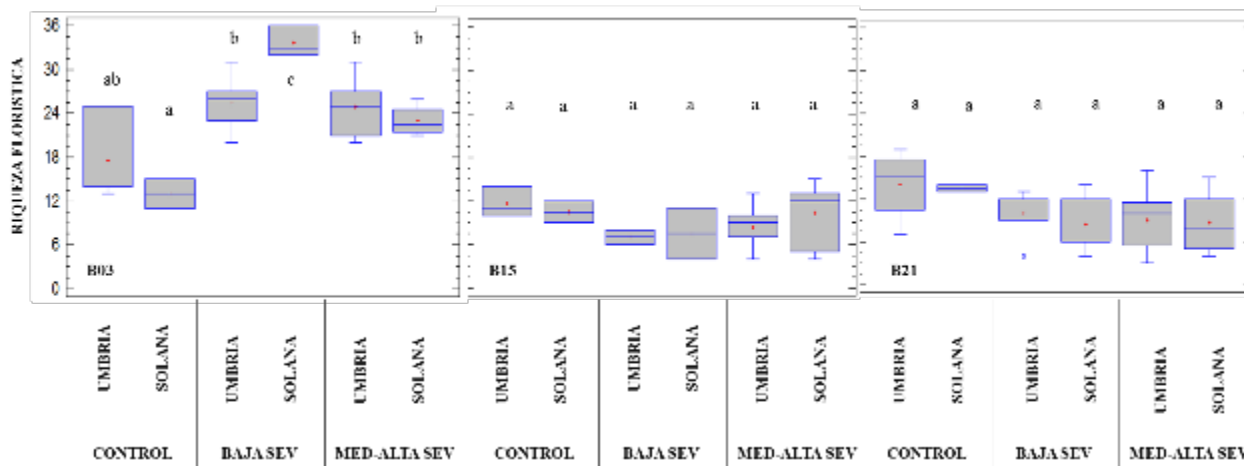


Figura 2. Diferencias significativas encontradas mediante análisis de varianza simple (one-way Anova) para los valores de actividad de riqueza florística (S) con la interacción tiempo tras incendio, severidad de quemado y orientación. Las letras minúsculas indican grupos distintos (método HSD, $p > 0.05$)

Con respecto a los valores obtenidos de los análisis de suelo, encontramos ambas variables significativamente influenciadas por la interacción tiempo tras incendio, severidad y grado de recuperación de la vegetación. En concreto, la BSR en zonas no quemadas mostró mayores valores en zonas ocupadas por matorral y espartizal que por pinar (Figura 3). En el medio plazo (B15) tras incendio esa relación se mantiene, sin embargo en el largo plazo (B21) hay una homogeneización de esos valores ya que no presentan diferencias significativas. En el corto plazo (B03), observamos que se daba la relación contraria, encontrando mayor BSR en zonas donde se regeneraba el pinar. El valor Cmic también se vio afectado significativamente por la interacción del tiempo tras incendio, severidad y grado de recuperación de la vegetación (Figura 4). Parece que existe un mayor valor en parcelas ocupadas por matorral en zonas no incendiadas, lo que también ocurre en aquellas quemadas más de 15 años. En las quemadas hace tres años, vemos que estos valores se igualan en baja severidad y que se invierten en alta severidad.

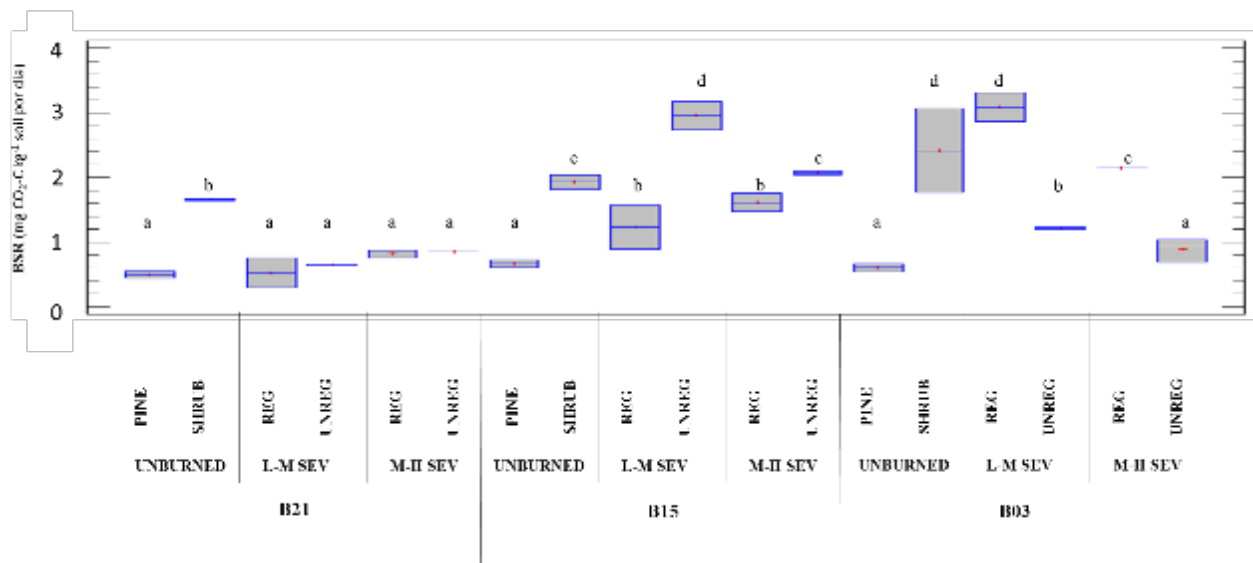


Figura 3. Diferencias significativas encontradas mediante análisis de varianza simple (one-way Anova) para los valores de respiración basal del suelo (mg CO₂-C kg⁻¹ soil por día, BSR) con la interacción tiempo tras incendio, severidad de quemado y recuperación de la vegetación. Las letras minúsculas indican grupos distintos (método HSD, p>0.05)

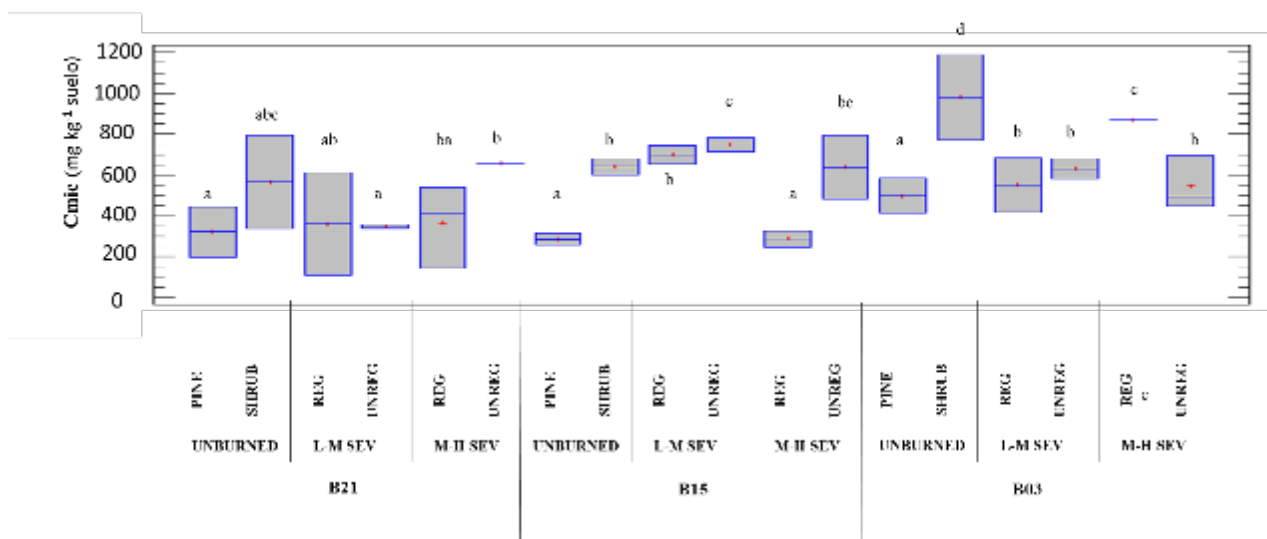


Figura 4. Diferencias significativas encontradas mediante análisis de varianza simple (one-way Anova) para los valores de carbono de la biomasa microbiana (mg kg⁻¹ soil, Cmic,) con la interacción tiempo tras incendio, severidad de quemado y recuperación de la vegetación. Las letras minúsculas indican grupos distintos (método HSD, p>0.05)

Al analizar los resultados de las parcelas control (sin quemar) y pinar maduro, no se encuentran diferencias significativas, esto confirma que las características de los ecosistemas de las zonas de estudio son similares. Con los resultados obtenidos, este trabajo revela que 21 y 15 años después de un incendio los valores de riqueza florística y diversidad vegetal presentan mayor similitud que en el corto plazo, sin embargo los resultados en el corto y medio plazo son similares para respiración y carbono microbiano.

Los resultados de α diversidad (manera sincrónica) para las mismas poblaciones en función del tiempo transcurrido tras el incendio indican que la riqueza florística y diversidad aumentan después de un incendio en el corto plazo y progresivamente van disminuyendo hasta empezar a ser significativamente similares en el medio y largo plazo, lo que concuerda con otros estudios llevados a cabo en localidades cercanas (Alfaro-Sánchez y et al 2015) y con el intervalo propuesto de 15 años para considerar maduro un bosque de *Pinus halepensis* regenerado después de un incendio (Eugenio et al 2006).

Los análisis realizados en función de la riqueza florística mostraron que las parcelas afectadas por altas severidades tienen valores ligeramente inferiores que aquellas parcelas afectadas por severidades medias y bajas en el largo plazo, y obtuvieron también valores ligeramente menores las parcelas afectadas con severidades medias en el corto plazo. También hay efectos más marcados en el corto plazo en cuanto a la respiración de la biomasa y del carbono microbiano, viéndose patrones distintos en el corto plazo donde se parecía que afecta la severidad del incendio pero cuyos efectos se ven atenuados con más de 125 años tras incendio (Certini 2005)

4. Conclusiones

Nuestro trabajo se basa en el estudio de la recuperación de los ecosistemas después del incendio, principalmente la interfase planta-suelo, en el corto, medio y largo plazo en ecosistemas semiáridos de bosques mediterráneos de *Pinus halepensis*. Se observa que en el medio y largo plazo, de 15 a 21 años después de un incendio, la regeneración natural y los patrones de interacción del suelo indicaron una influencia nula de la severidad del incendio que era importante en el corto plazo.

Se ha considerado que la severidad del fuego es un factor importante relacionado con la resiliencia de la comunidad vegetal. Este hecho puede explicarse porque las severidades medias y altas afectan a los ecosistemas más negativamente porque se elimina más porcentaje de la cobertura vegetal que puede aportarse a las capas superficiales del suelo en forma de cenizas. Debido a la resiliencia de los ecosistemas de la cuenca Mediterránea, los cambios en los regímenes de incendios afectarán su vulnerabilidad y resiliencia, ya que la severidad del fuego afecta la densidad de plántulas post-incendio y la distribución espacial de la comunidad vegetal, que mostró mejores tasas de regeneración en las parcelas de baja severidad.

La severidad del fuego también promueve diferentes efectos en otras interfaces del ecosistema como variaciones que podrían afectar a la fertilidad del suelo y la materia orgánica, lo que puede tener relaciones con otras variables como pérdida de suelos, disponibilidad de semillas (en banco de semillas por germinadoras) o carbohidratos (por rebrotadoras) lo que también están influenciando la regeneración natural post incendio. Se revela que estas propiedades del suelo son capaces de recuperarse en el medio plazo dependiendo de la severidad del incendio y que en el largo plazo, 21 años después del incendio, las propiedades se recuperan

Se encontró que la severidad, en relación con la resiliencia vegetal, era un factor importante para la recuperación del suelo y el período para alcanzar valores similares a condiciones previas al fuego (representadas como aquellas de los rodales maduros no quemados en el perímetro del incendio o cercanos).

El conocimiento del régimen de incendios, eventos climáticos extremos y la resiliencia de los ecosistemas son claves para tomar medidas adaptativas en la gestión forestal de los bosques Mediterráneos de pino carrasco. En este sentido, esta aproximación sincrónica de la regeneración natural de los bosques de pino carrasco en zonas semiáridas es un primer paso para desarrollar herramientas adaptativas para la gestión forestal y territorial, principalmente bajo distintos escenarios en cuanto al régimen de incendios forestales se refiere.

Teniendo en cuenta la complejidad y multifuncionalidad de las masas de *Pinus halepensis* en las zonas semiáridas, se encuentra necesario por eficiencia y adaptabilidad realizar políticas y planes de gestión forestal basados en el conocimiento científico para asegurar los servicios ecosistémicos de los bosques sin aprovechamiento forestal, incluyendo nuevos escenarios debido al cambio en las condiciones ambientales y socioeconómicas.

5. Agradecimientos

Agradecemos a los Servicios Forestales de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha el apoyo y colaboración en la obtención de los monolitos. También a los fondos procedentes del Programa de Infraestructura y Plan Propio de Investigación de la Universidad de Castilla-La Mancha y Instituto Nacional de Investigación Agraria (proyecto GEPRIF (RTA2014-00011-C06)).

6. Bibliografía

ALFARO-SANCHEZ, R., SANCHEZ-SALGUERO, R., DE LAS HERAS, J., HERNÁNDEZ-TECLES, E., MOYA, D., LOPEZ-SERRANO, FR.; 2015. Vegetation dynamics of managed Mediterranean forests 16 yr after large fires in southeastern Spain. *Applied Vegetation Science* 18 (2): 272-282

ALLOZA, J. A., GARCÍA, S., GIMENO, T., BAEZA, M. J., AND VALLEJO, V. R.; 2014. Guía técnica para la gestión de montes quemados. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 188 pp.

BÁRCENAS-MORENO, G., GARCÍA-ORENES, F., MATAIX-SOLERA, J., MATAIX-BENEYTO, J., BAATH, E.; 2011. Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology and Fertility of Soils* 47 (3): 261-272

BOND, W.J., KEELEY J.E.; 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 20:387-94.

CERTINI, G.; 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143: 1-10.

DOBLAS-MIRANDA, E., MARTÍNEZ-VILALTA, J., LLORET, F., ÁLVAREZ, A., ÁVILA, A., BONET, F. J., BROTONS, L., CASTRO, J., CURIEL YUSTE, J., DÍAZ, M., FERRANDIS, P., GARCÍA-HURTADO, E., IRIONDO, J. M., KEENAN, T. F., LATRON, J., LLUSIÀ, J., LOEPFE, L., MAYOL, M., MORÉ, G., MOYA, D., PEÑUELAS, J., PONS, X., POYATOS, R., SARDANS, J., SUS, O., VALLEJO, V. R., VAYREDA, J. AND RETANA, J.; 2015. Reassessing global change research priorities in Mediterranean terrestrial ecosystems: how far have we come and where do we go from here? *Global Ecology and Biogeography* 24: 25-43.

EUGENIO, M., VERKAIK, I., LLORET, F., ESPELTA, J.M.; 2006. Recruitment and growth decline in *Pinus halepensis* populations after recurrent wildfires in Catalonia (NE Iberian Peninsula). *For Ecol Manag* 231:47-54

HEDO, J., RUBIO, E., DADI, T., LÓPEZ-SERRANO, F.R., ALFARO-SÁNCHEZ, R., MOYA, D., DE LAS HERAS, J.; 2014. Is remote sensing a good method to define forest fire resilience? A particular case in the South-eastern of the Iberian Peninsula. *Imprensa da Universidade de Coimbra*.

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., BOND, W.J., BRADSTOCK, R.A., PAUSAS, J.G., RUNDEL, P.W.; 2012. *Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management*. Cambridge: Cambridge University Press.

MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C., GARCÍA-ORENES, F., BÁRCENAS, G.M., TORRES, M.P.; 2009. Forest fire effects on soil microbiology. In: *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies* Edited by: Cerdà, A., and Robichaud, P. 133-175. Enfield, New Hampshire USA, Science Publishers, Inc.

MILLER, J.D., THODE, A.E.; 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta normalized burn ratio (dNBR) *Remote Sensing of Environment* 109, 66–80.

MOREIRA, F., ARIANOUTSOU, M., CORONA, P., DE LAS HERAS, J.; 2012. Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. *Managing Forest Ecosystems* 24.

PAUSAS, J.G., OUADAH, N., FERRAN, A., GIMENO, T., VALLEJO, R., 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecol.* 169: 205-213.

QUEZEL, P.; 2000. Taxonomy and biogeography of Mediterranean pines (*Pinus halepensis* and *P. brutia*) in: Ne´eman, G., Trabauld, L., (eds), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean basin*, Backhuys publishers, Leiden, pp: 1-12.

SAN-MIGUEL-AYANZ, J., RODRIGUES, M., SANTOS DE OLIVEIRA, S., KEMPER PACHECO, C., MOREIRA, F., DUGUY, B., AND CAMIA, A.; 2012. Land cover change and fire regime in the European Mediterranean region. In Moreira, F., Arianoustsou, M. Corona, P., de las Heras, J. (Eds), *Post-Fire Mangement and Restoration of Southern European Forests - Managing Forest Ecosystems*, Volume 24, 21-43. Sarris, D., Christodoulakis, D. and Korner, Ch. 2011. Impact of recent climatic change on growth of low elevation eastern Mediterranean forest trees. *Climatic Change* 106: 203–223.

TESSLER, N., WITTENBERG, L., PROVIZOR, E., GREENBAUM, N.; 2014. The influence of shortinterval recurrent forest fires on the abundance of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) on Mount Carmel, Israel. *For. Ecol. Manag.* 324, 109–116.

VAN DER MAAREL, E.; 2007. Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment – Alternatives to the proposals by Podani. *J. Veg. Sci.* 18: 767-770.

VEGA, J.A., FONTÚRBEL, T., FERNÁNDEZ, C., DÍAZ-RAVIÑA, M., CARBALLAS, M.T., MARTÍN, A., GONZÁLEZ-PRieto, S., MERINO, A., BENITO, E.; 2013. *Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia*. Centro de Investigación Forestal de Lourizán (Consellería do Medio Rural e do Mar, Xunta de Galicia), Instituto de

Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Universidad de Santiago de Compostela, Universidad de Vigo. FUEGORED. Santiago de Compostela. 139 pp.