



Universidad de Valladolid
Campus de Palencia

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR
DE INGENIERÍAS AGRARIAS**

**“Estudio de la influencia del fuego en la actividad
micorrízica de una masa forestal dominada por
Pinus pinaster Ait. ”**

Alumna: Felicidad López Sainz.
Tutor: Pablo Martín-Pinto.

Junio de 2014.

RESUMEN

Los hongos micorrícicos en el suelo forestal juegan un papel clave en los procesos de mantenimiento y evolución de los bosques. Sin embargo, la diversidad y la estructura de las comunidades de los hongos del suelo siguen siendo aún difíciles de entender por su complejidad. El impacto del fuego sobre estas comunidades fúngicas es poco conocido. Por ello, en el presente estudio se plantea el objetivo de determinar el efecto del fuego sobre la comunidad micorrícica presente en una masa forestal dominada por *P. pinaster*. Para ello se ha analizado el efecto de un incendio que tuvo lugar en el término municipal de Honrubia de la Cuesta (Segovia, España). Este estudio se ha realizado sobre cuatro sustratos diferentes, con distinto grado de afectación por el fuego, fuego de alta severidad, zona de severidad media, zona no quemada y control externo con turba forestal esterilizada. El sustrato se ha extraído inalterado del terreno y se ha transportado a laboratorio donde se ha sembrado semilla de *Pinus pinaster* de procedencia de Meseta Castellana dentro de la comunidad autónoma de Castilla y León. Para cada uno de los cuatro tratamientos se han preparado cuatro réplicas (bloques de sustrato de 22 x 22 x 18 cm) en las que se sembraron 36 semillas por réplica. Se analizó la germinación y mortalidad del material vegetal. Además se analizó el efecto del fuego en la altura, diámetro, desarrollo de parte aérea, desarrollo de parte radicular, de las plantas. Para analizar el efecto del fuego sobre la actividad micorrícica, tras cuatro meses de desarrollo, se extrajeron cinco plantas por réplica (20 por tratamiento) para analizar el porcentaje de micorrización radicular a dos niveles de profundidad (0-10 cm y 10-20 cm). Los datos procedentes del análisis final y de micorrización se han analizado mediante un Test ANOVA simple ($P < 0.05$). Las diferencias han sido analizadas mediante un Test LSD de Fisher ($P < 0.05$). Se observó, un efecto positivo sobre la actividad micorrícica que redundó positivamente en una menor mortalidad de las plantas así como en un mayor vigor definido por el peso seco del sistema aéreo y el diámetro en el cuello de la raíz. Fue muy destacado que el efecto del fuego sobre el porcentaje de micorrización no se vio afectado por la profundidad. De modo que a mayor profundidad no se apreció un efecto significativo.

Palabras clave: Conífera, incendio forestal, mutualismo, hongos, Honrubia de la Cuesta.

ABSTRACT

Mycorrhizal fungi in forest soils play a key role in maintenance processes and forest evolution. Nevertheless, the diversity and the association structure of soil fungi continue to be very difficult to understand due to their complexity. The impact of fire on these fungal communities is still relatively unknown. Thereby, the following goal is set in this study: to determine the effect of fire on mycorrhizal activity in a forest dominated by *P. pinaster*. For such purpose, the effect of a fire, which took place in the municipality of Honrubia de la Cuesta (Segovia, Spain), has been analyzed. This study has been elaborated analyzing four different substrates affected by fire in several ways: high-severity fire, moderate-severity fire, not-burnt zone and external control with sterilized peat from forests. The substrate has been removed unchanged from the area and it has been carried to the laboratory where *Pinus pinaster* seeds from the Castilian Plateau have been sowed in the autonomous region of Castilla y León. Four replications have been prepared for each treatment (22 x 22 x 18 cm substrate blocks) and 36 seeds were sowed in each one. The germination and plant mortality have not only been analyzed, but also the effect of fire on the plants height, diameter, upper-part development, roots. In order to analyze the effect of fire on mycorrhizal activity, after four months of development, five plants from each replication were removed (twenty plants per treatment) to analyze the percentage of mycorrhization in roots in two different depth levels (0-10 cm and 10-20 cm). Data resulting from the final test and mycorrhization have been analyzed with the ANOVA Test (P value <0.05). The differences have been analyzed with Fisher's LSD Test (P value <0.05). In the short term, it was noted a positive effect on mycorrhizal activity, which in turn produced a lower mortality among plants and also increased vigour defined by the dry weight of the upper-part system and the root collar diameter. It has to be highlighted that the effect of fire on the mycorrhization percentage was not affected by the depth. In this way, the greater the depth, there was no significative effect.

Key words: Conifer, forest fire, mutualism, fungi, Honrubia de la Cuesta.

1. Introducción

1.1.- El fuego

Los incendios forestales suponen una gran amenaza para los bosques mediterráneos, puesto que cada año se destruyen miles de hectáreas de masa forestal y sistemas agroforestales en Castilla y León. Muchos de estos incendios son producidos por actividades antrópicas provocando graves pérdidas tanto ecológicas como económicas en las superficies afectadas. Los incendios forestales juegan un papel importante como agente modelador de la composición y tipología de los ecosistemas mediterráneos, contribuyendo, a la distribución y selección de las especies, a la composición de las formaciones vegetales y a la estabilidad, alternancia y sucesión de sus etapas (Vélez, 2000).

Los grandes incendios forestales son la mayor perturbación que amenaza a los ecosistemas Mediterráneos y pueden alterar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, debido al aumento de temperaturas y a la acumulación de cenizas (Peay *et al.*, 2009).

El incendio forestal es una perturbación de gran impacto socioeconómico y ambiental, cuya severidad y recurrencia se prevé que irá en aumento como consecuencia de los efectos del cambio climático.

Los principales motivos de la intencionalidad de los incendios ocasionados por el hombre están relacionados con el ámbito socioeconómico, el mercado de la madera, finalidad ganadera y agrícola, conflictos cinegéticos, declaración de espacios naturales protegidos o venganzas y vandalismo...

En la cuenca mediterránea, las características climáticas propias como la aridez estival y las precipitaciones torrenciales en otoño, hacen que los riesgos derivados de los incendios forestales sean un verdadero problema. Este fenómeno se ha convertido en uno de los mayores problemas ecológicos que sufren nuestros montes debido a la elevada frecuencia e intensidad que ha adquirido en las últimas décadas.

Si los intervalos de retorno del fuego son cortos la energía del combustible existente da lugar a incendios de baja intensidad, en los que raramente mueren los

árboles adultos. Cuando el intervalo de retorno aumenta, la intensidad también lo hace y la severidad del fuego puede crecer hasta niveles que originan el reemplazamiento de la masa (Agee, 1998).

La tendencia del número de siniestros en el periodo comprendido entre 1961 y 2010 es creciente. En el periodo 1991-2000 se dobla el número de siniestros respecto del decenio anterior, alcanzándose una media de 19.079 siniestros al año, disminuyendo ésta hasta 17.127 en el periodo 2001-2010 (MAGRAMA).

Los incendios forestales provocan contaminación térmica temporal a todos los componentes del ecosistema, emiten partículas nocivas a la atmósfera y compuestos que contribuyen al calentamiento global del planeta (Rodríguez, 1996), además de todo esto, todos los años una gran riqueza ecológica se destruye al quemarse la cubierta vegetal, provocando alteraciones físicas, químicas y biológicas del suelo dependiendo de la intensidad y duración del mismo.

Hay que destacar también el efecto que tienen los incendios en la economía, puesto que ocasionan la pérdida de las rentas del monte, al perderse los productos que en él se encuentran, como la madera, los pastos, las setas, la caza, etc., así como la pérdida de los valores paisajísticos y recreativos.

Las consecuencias de los incendios dependen también de su frecuencia, severidad y momento en el que se producen, además de las condiciones locales tras el fuego. Éstas últimas pueden condicionar los efectos ecológicos de los incendios en función de, la cubierta vegetal, el clima y la topografía y el tipo de explotación de la masa forestal. Además van a influir otros factores propios de la estación, como son los factores climáticos, edáficos, etc. (Ruíz del Castillo 2000 en Vélez 2000).

Entre todos los aspectos que afectan a la regeneración de una población después de un incendio, es la intensidad, dependiente de la temperatura y del tiempo de exposición, uno de los que más influye a la hora de producirse la recuperación. La zona en la que se ubican las parcelas de estudio se encuentra en un pinar perteneciente al término municipal de Honrubia de la Cuesta (Segovia) que sufrió un incendio en el verano de 2008, en el que se dieron las condiciones necesarias para originar diferentes intensidades de quemado.

El aumento de recurrencia hace que muchas plantas germinadoras de ciclo largo que podían regenerarse tras los primeros años después del incendio ya no posean el tiempo suficiente de alcanzar la edad de reproducción antes del próximo incendio, por otro lado en el caso de las rebrotadoras se ven afectadas por la destrucción consecutiva de la biomasa aérea (Trabaud, 1991).

La gran intensidad que conllevan los incendios, (caracterizada por el tiempo de exposición y la temperatura alcanzada durante el fuego) causa una muy baja supervivencia de las plantas, así como las enormes distancias entre los márgenes que se originan hacen que la probabilidad de recolonización de las zonas interiores de lo quemado sea escasa o nula (Retana *et al*, 2002).

Después de un incendio el número de microorganismos del suelo disminuye drásticamente de acuerdo con la combustión de los materiales de suelo del bosque y a las altas temperaturas cerca de la superficie del suelo. Mientras las bacterias tienden a recuperarse rápidamente, las comunidades de hongos existentes antes de un incendio se eliminan tras el paso de fuego (Vazquez *et al*, 1993, Fernández de Ana-Magán, 2000), siendo su recuperación mucho más larga que en el caso de las bacterias (Raison, 1979). Esta recuperación se va a ver ayudada por la restauración natural o artificial de la masa.

1.2.- Hongos micorrícicos

Los hongos son organismos que habitan en ecosistemas muy variados y son de gran importancia para la estabilidad de los mismos. De los distintos tipos de hongos, los micorrícicos pueden suponer una gran ayuda en la implantación de una nueva vegetación en una zona afectada por un incendio. El impacto del fuego sobre estas comunidades es importante en la dinámica y sucesión de dichos hongos, ya que depende en parte de la historia y del nivel de perturbación del ecosistema afectado. Fuegos de baja intensidad que no conllevan el quemado completo de la capa de hojarasca no afectan significativamente a la riqueza de las comunidades de los hongos micorrícicos (Jonsson *et al*. 1999). Sin embargo, los fuegos de alta intensidad que conllevan una alta mortalidad de especies arbóreas, pueden eliminar la mayoría de hongos micorrícicos del ecosistema afectado (Dahlberg 2002).

Los hongos, además del importante papel ecológico que cumplen, han adquirido un gran valor económico. Tanto es así que, en ocasiones, las rentas obtenidas en un

monte, gracias al aprovechamiento micológico, igualan o superan a las obtenidas por la venta de la madera del mismo monte (Oria, 1991; Oria *et al.*, 1999 Y 2010; Martín Pinto *et al.*, 2006).

Al reino Fungi le caracteriza que son organismos heterótrofos, es decir se alimentan a través de la absorción de nutrientes del material orgánico donde viven, careciendo de cloroplastos y por tanto no realizan la fotosíntesis, su reproducción es mediante esporas tanto sexuales como asexuales, no tienen quitina, su estructura vegetativa está compuesta por numerosos filamentos, denominados hifas, las cuales tienen crecimiento apical y diámetro constante. Dichas hifas pueden ser continuas (hifas cenocíticas) o pueden estar tabicadas (hifas septadas) y su agrupación constituye el micelio, el cual tiene crecimiento radial. Los cuerpos de fructificación o carpóforos pueden ser de diversas formas y en ellos se producen las esporas.

Según su estrategia vital se distinguen tres tipos fundamentales de hongos, parásitos, saprófitos y micorrícicos. Los parásitos son los que para vivir necesitan tejidos vivos de otros organismos, llamados hospedantes, produciendo en él daños más o menos graves, pudiendo llegar a causar la muerte (Fernández de Ana-Magán, 2000; Martínez *et al.*, 2002). Otros son saprófitos que viven de la materia orgánica muerta o en descomposición. Son los más frecuentes e intervienen en la mineralización de los restos vegetales para que puedan posteriormente formar parte del humus, estos hongos cumplen una función ecológica de gran relevancia al garantizar el reciclaje de la materia muerta y, por lo tanto, la recirculación de nutrientes en los ecosistemas (Guerrero *et al.*, 1999). Por último, los micorrícicos que son un amplio grupo de especies que vive en simbiosis con plantas vasculares, que para desarrollar su ciclo vital por completo, necesitan establecer relaciones simbióticas con las raíces de plantas vasculares. En esta asociación se forman estructuras donde existe un contacto íntimo entre el hongo y la planta como resultado de un programa de desarrollo sincronizado entre ambos simbioses (Brundrett, 2004). Esta relación se establece mediante la formación de unas estructuras, denominadas micorrizas, que permiten el intercambio de nutrientes. El estudio que se ha realizado se centra en estos hongos simbioses formando las conocidas micorrizas.

Las micorrizas existen desde que las plantas empezaron a colonizar el medio terrestre y están presentes en el 95% de éstas (Zaldívar, 2001). Dicha asociación es esencial para uno o los dos organismos implicados (Smith *et al.*, 1997) y es tal la

unión, que se puede considerar a la micorriza como una extensión de la raíz, siendo el componente más activo en la absorción de nutrientes, llegando incluso a desaparecer los pelos radiculares. Tanto es así que algunos autores proponen que las raíces evolucionaron en las primeras plantas primitivas para acomodar estos hongos (Brundrett, 2002)

Algunas especies de hongos pueden formar diferentes tipos de micorrizas según la planta con la que se encuentren asociados, y algunas especies vegetales pueden formar micorrizas distintas, dependiendo del tipo de hongo simbiote.

Desde la primera descripción de una micorriza, hecha por FRANK en 1885, se distinguen siete tipos de micorrizas distintas, en base a diferencias morfológicas y anatómicas, y en base a los taxones de plantas y de hongos implicados, aunque haciendo una simplificación podemos englobar estos siete tipos en tres grandes grupos: endomicorrizas, ectomicorrizas, y ectendomicorrizas.

En las endomicorrizas, se caracterizan porque no hay manto externo que pueda verse a simple vista, las hifas se introducen inicialmente entre las células de la raíz, pero luego penetran en el interior de éstas, formando vesículas alimenticias y arbusculos, por ello se las conoce también como micorrizas VAM o micorrizas vesículoarbusculares. Se estima que al menos el 90% del total de las plantas vasculares conocidas, (unas 300.000), forman este tipo de micorrizas. Los hongos pertenecen a la división Glomeromycota y se dan en todo tipo de plantas, aunque con predominio de hierbas y gramíneas. Abundan en suelos pobres como los de las praderas y estepas, la alta montaña y las selvas tropicales. En el bosque atlántico aparecen junto a las ectomicorrizas

Las ectomicorrizas (ECM) se caracterizan porque las hifas del hongo no penetran en el interior de las células de la raíz, sino que se ubican sobre y entre las separaciones de éstas. Se pueden observar a simple vista y presentan la llamada Red de Hartig (manto que cubre la raíz). Se cree que al menos un 3% de las plantas vasculares desarrollan este tipo de micorrizas, entre las cuales hay que incluir a la casi totalidad de las especies de los géneros con más importancia en el mundo forestal, en particular todos los de las familias Pinaceae, Fagaceae, Betulaceae, Salicaceae, etc, y muchos de las familias Ericaceae, Cistaceae, Leguminosae, Rosaceae, etc. Estos son en los que nos vamos a centrar en este trabajo.

Por último las ectendomicorrizas que presentan manto externo, como las ectomicorrizas, pero también penetran en el interior de las células, como las endomicorrizas. No existen vesículas ni arbusculos. Se observan tanto en Basidiomycota como Ascomycota y son más abundantes en angiospermas que en gimnospermas. Poco específicas se definen por presentar afinidades con los dos tipos de micorrizas vistos con anterioridad.

Algunas especies de las familias Pinaceae, Betulaceae, Fagaceae y Dipterocarpaceae son totalmente dependientes de la simbiosis con hongos ectomicorrícicos para su establecimiento, crecimiento y supervivencia (Smith *et al.*, 1997). Las especies arbóreas de la familia Pinaceae requieren de ectomicorrizas para su crecimiento y supervivencia en ambientes naturales (Mikola, 1970), es decir que son micorrícicas obligadas, no pudiendo subsistir si no se encuentran asociadas a alguna especie fúngica, este hecho quedó demostrado con el fracaso de las repoblaciones con pino que se hicieron en Puerto Rico durante las décadas centrales de este siglo, (años 30-60). Los hongos (unas 5.000 especies) que se asocian con la casi totalidad de las especies forestales de las zonas templadas del planeta, pertenecen a las clases de los ascomicetos y de los basidiomicetos, y son a los que vamos a prestar nuestra atención, puesto que presentan un mayor interés tanto desde el punto de vista micológico, como desde el económico al producir cuerpos fructíferos, (Boletus, Amanita, Lactarius, Russula, Tuber, Terfecia, etc.) mientras que los hongos responsables de las endomicorrizas no producen carpóforos, aunque si tengan su importancia desde otros puntos de vista.

En la actualidad existen unas 6000 especies de hongos ECM descritas, pertenecientes a los fila Basidiomycota y Ascomycota (Johnson *et al.* 2005). Muchos de estos hongos forman cuerpos fructíferos, esporocarpos, epigeos o hipogeos de gran valor gastronómico y comercial que constituyen un importante recurso económico del bosque, en ocasiones generando mayores beneficios que la misma producción de madera (Martín-Pinto *et al.*, 2006). Estos hongos también desempeñan un importante papel sucesional en cuanto a la regeneración de las masas de *P. pinaster* después de un incendio forestal (Martín-Pinto *et al.*, 2006). Aunque todos los ecosistemas sean productores de setas, son los bosques los que albergan una mayor biodiversidad micológica (GIL *et al.*, 2007).

La mayoría de hongos ECM tienen una baja especificidad simbiótica lo que permite que individuos de diferentes especies vegetales compartan los mismos simbiontes fúngicos (Richard *et al.* 2005). La estructura y diversidad de las comunidades vegetales y de hongos ECM son afectadas por variables climáticas y edáficas, y también son interdependientes, de forma que los cambios en una de ellas se reflejan en la otra y viceversa. Kernaghan *et al.* (2003) sugirieron la existencia de una relación positiva entre la diversidad de especies vegetales y de hongos ECM, y demostraron que el 40% de la variación de la diversidad fúngica podía ser explicada por la diversidad de la comunidad vegetal asociada.

1.3.- *Pinus pinaster*

La importancia de los incendios como un factor de perturbación natural en los ecosistemas mediterráneos está confirmada por la evolución de una serie de respuestas adaptativas vegetales que permiten la supervivencia al fuego. Entre éstas destacan el desarrollo de una corteza gruesa protectora, la capacidad de rebrotar desde órganos de reserva subterráneos, la presencia de conos serotínicos y la germinación de semillas estimulada por el fuego. De hecho, hay especies vegetales, como varios taxa del género *Pinus*, en las que germinación y dispersión de semillas están íntimamente ligadas a la presencia de fuegos. Se ha observado, por ejemplo, que las poblaciones de *Pinus pinaster* Ait. sometidas a fuegos frecuentes tienen capacidad de florecer a los 4 años y fructificar entre los 5 y 12 años (Tapias *et al.* 2001). Los conos serotínicos pueden mantenerse en las copas hasta 40 años donde las semillas son viables durante 30 años (Tapias *et al.* 2004), mientras que el banco de semillas en el suelo es escaso y transitorio (Fernandes y Rigolot 2007).

Pinus pinaster Ait., también conocido como pino negral, es una especie característica del paisaje forestal español. Es la segunda especie arbórea en extensión superficial en España, donde ocupa en masas monoespecíficas una superficie próxima a 1.060.000 ha, aunque está presente mezclada con otras especies en 620.000 ha adicionales (DGCONA, 2000). Esa cifra total está constituida tanto por pinares naturales como por repoblaciones, ya que se trata de la especie con la que se ha reforestado una mayor superficie en España, desde 1940 hasta 1983 se estima la repoblación de unas 800.000 ha (Solís, 2003), parte de las cuales sin embargo se han perdido por incendios. Se puede decir que es la única especie forestal presente, en mayor o menor medida, en todas las provincias españolas, salvo en las islas. El centro

de diseminación de *Pinus pinaster* parece situarse en la Serranía de Cuenca (Gil *et al.*, 2009), desde donde se expandió siguiendo las líneas montañosas. Su expansión, lo mismo que su extinción reciente en diversas áreas, parece estar muy unida a la actividad humana y, en concreto, a la frecuencia de incendios (Alcalde *et al.*, 2004). Se considera que esta especie tienen un importante papel serial en la vegetación española, como fase previa a la instalación de frondosas, si bien en determinadas circunstancias puede tener un carácter climático, sobre todo en zonas con limitaciones de sustrato, como las dolomías o areniscas del sur peninsular, o las arenas de gran potencia de la Meseta castellana.

Es una especie pionera, de crecimiento rápido y de temperamento robusto. Habita en condiciones muy variables, diferenciándose claramente el área atlántica del área mediterránea. En general el pino negral presenta una gran amplitud fitoclimática, viviendo sobre los 14 de los 17 fitoclimas definidos por Allúe en 1990, esto ocasiona una gran diversidad en los factores climáticos de los lugares de origen que parece haber conducido a adaptaciones de la especie.

Edáficamente, se encuentra tanto sobre sustratos silíceos (arenas) o calizos (peridotitas) preferentemente en suelos arenosos, aunque habita en terrenos arcillosos, siempre que estos no se conviertan en una capa difícil de romper por la raíz.

Desde una perspectiva silvícola es útil considerar dos subespecies, reconocibles por su localización y morfología: la subespecie atlántica (pino marítimo) y la subespecie mesogeensis (pino resinero, negral o rodeno). Esta segunda variedad dobla en superficie a la primera y concentra las innumerables localidades espontáneas de la especie, por lo que presenta una gran variedad en cuanto a caracteres de porte y respuesta a la silvicultura.

Los pinares de Meseta Castellana tienen muy pobres condiciones de forma y crecimiento, y se corresponden en general con pinares cuyo aprovechamiento principal ha sido el resinero. Algunas procedencias de montaña castellano-leonesas tienen buenas condiciones de forma, así como crecimientos y supervivencia altos en repoblaciones en condiciones climáticas duras; se corresponden estas zonas (Montaña soriano-burgalesa, Sierra de Gredos), con pinos de tronco recto y copa reducida, de aprovechamiento principal maderero. Otras sin embargo presentan

peores fenotipos y crecimientos (La Bureba, Sierra de Guadarrama), e incluso una adaptación extrema a incendios reiterados (Sierra del Teleno).

Las procedencias del Sistema Ibérico muestran una gran variabilidad genética y adaptabilidad en masas artificiales en las condiciones más duras de sequía y altitud elevada. En ellos se compaginó la producción resinera y maderera con un importante carácter protector en las regiones de topografía más abrupta. La morfología varía desde pies tortuosos en mezcla con encina (Sistema Ibérico central) hasta rodales con excelente poda natural y rectitud de fuste en la Serranía de Cuenca. Los pinares de las sierras de Alcaraz, Cazorla y Segura, destacan por la calidad de sus fustes, con crecimiento relativamente más lento que en las cordilleras ibéricas (DGCONA, 1996).

Las procedencias circunmediterráneas, que ocupan de forma muy fragmentada las provincias costeras desde Cádiz hasta Gerona, presentan también una considerable variación en cuanto a serotinia o rectitud de fuste, siendo en general resistentes a la sequía y de crecimiento muy lento, por lo que la silvicultura se ha orientado a la conservación de las representaciones naturales o a su difusión por repoblación.

El *Pinus pinaster* Ait., es capaz de formar asociaciones con un gran número de diferentes especies de hongos. Es una especie que en muchas de sus procedencias se ha adaptado a incendios frecuentes, principal fuente de perturbación en los ecosistemas en esta región. Posee una alta variabilidad genética y una alta plasticidad genotípica (Fernández y Rigolot, 2007; Pausas *et al.*, 2008; Rincón & Pueyo, 2010). Sin embargo, los pinos necesitan asociaciones micorrícicas y la presencia activa de propágulos ectomicorrícicos en el suelo después de un incendio es crucial para su regeneración y la posterior supervivencia de las plántulas (Dahlberg, 1991; Rincón & Pueyo, 2010).

La regeneración tras incendios forestales es uno de los problemas ecológicos más importantes existentes en toda la cuenca del Mediterráneo (Madrigal *et al.*, 2005) y afecta de forma muy especial a *Pinus pinaster*. Esta especie tiene un gran número de ecotipos con diferentes adaptaciones al fuego y desigual regeneración después de los incendios (Vega, 2003). Como casi todas las especies de su género, depende de su banco aéreo o edáfico para regenerarse (Martínez Sánchez *et al.*, 1996; Keeley y Zedler, 1998). Caracteres importantes para la regeneración natural tras incendio son el carácter alado de las semilla y la escasa vecería, la presencia de cortos periodos

juveniles y consecuente producción temprana de semilla viable y la reducida tolerancia al fuego de los árboles adultos, aunque existen procedencias en que se ha detectado supervivencia repetida ante fuegos de poca intensidad (Vega, 2003). Tapias y Gil (2000) sobre la clasificación de pinos españoles por sus atributos vitales relacionados con el fuego han incluido a *Pinus pinaster* entre las especies resilientes al fuego con frecuentes incendios de gran intensidad en sus poblaciones y regeneraciones post-incendio en general precoces y muy abundantes (Vega, 2003). El *Pinus pinaster* presenta un alto potencial ectomicorrícico y una baja especificidad por los simbiontes, siendo capaz de asociarse a un gran número de especies fúngicas. Muchos de los hongos capaces de establecer un alto grado de micorrización con *P. pinaster* son especies de amplio espectro, sin una marcada especificidad por la planta hospedadora y con una alta variabilidad infraespecífica en su capacidad infectiva (Pera y Alvarez, 1995)

El éxito de *Pinus pinaster* como colonizador de suelos perturbados puede ser atribuido, al menos en parte, a su amplio rango de compatibilidad con especies de hongos ectomicorrícico (Pera y Alvarez 1995). La colonización de plántulas que aparecen en la regeneración natural pos-incendio por hongos ectomicorrícico se produce a partir de esporas y otros propágulos resistentes, pero también desde puntas micorrizadas que pueden permanecer viables durante varios meses tras la muerte del árbol hospedador. Los árboles aislados que permanecen después de la tala de un bosque, o de un incendio, también juegan un papel importante en la colonización de plántulas emergentes por los hongos ectomicorrícicos conservados en las raíces de la vegetación remanente (Perry *et al.* 1989; Cline *et al.* 2005). En esta situación, las plántulas emergentes pueden ser colonizadas no solo por especies con propágulos resistentes sino también por hongos típicos de etapas maduras del bosque. Esto fue corroborado en un estudio realizado en un bosque de *Pinus pinaster* afectado por un incendio en 2003 en Liguria (Italia), donde se observó que la riqueza y diversidad de especies de hongos ectomicorrícico en las nuevas plántulas disminuía cuando aumentaba la distancia a las manchas de pinar no quemadas (Buscardo *et al.*, 2009). Las plántulas más próximas a las manchas de pinar que sobrevivieron al fuego fueron colonizadas por hongos típicos de etapas tardías de la sucesión, y, por tanto, de bosques maduros, como *Amanita pantherina* (DC.) Krombh., *Boletus aestivalis* (Paulet) Fr., y *Russula densifolia* (Secr.) Gill.

1.4.- Efecto del fuego sobre la flora micorrícica

Los efectos del fuego sobre la parte subterránea del ecosistema es muy importante, así la desaparición del ecosistema aéreo ha repercutido sobre la población de hongos aunque afecta de distinta manera en función de sus modos de vida.

Algunos hongos, como los saprófitos, pueden verse beneficiados, ya que el incendio les proporciona mucha materia en descomposición de la que se alimentan, mientras que otro tipo de hongos, como los micorrícicos, al no poder contar con los carbohidratos necesarios procedentes de sus huéspedes, desaparecidos por efecto del fuego van a ver limitada su alimentación, lo que les hace ser los hongos más perjudicados (Martínez de Aragón *et al.*, 2001).

Algunas especies de hongos son pirófitas, teniendo preferencia por desarrollarse sobre la materia carbonizada. Las esporas de dichos hongos son capaces de resistir las condiciones adversas que se producen en un incendio, como las altas temperaturas y la desaparición de la masa forestal, pudiendo persistir en el suelo hasta la instalación de una nueva masa forestal con la que puedan asociarse (Andrés Arijá, 2010). Algunas de las esporas se mantienen latentes y requieren de un tratamiento térmico para poder germinar (Izzo *et al.*, 2006; Claridge *et al.*, 2009).

Las consecuencias de un incendio forestal sobre la población de hongos micorrícicos es difícil de predecir, ya que dependen de numerosos factores. Algunos de estos factores serían:

- Fuegos de alta intensidad, desaparece la materia orgánica y la deposición de cenizas altera el pH del suelo, esa elevación del pH, origina una inhibición de la germinación de esporas antiguas de ectomicorrizas, debido a la adaptación de los hongos a suelos más ácidos (Amaranthus *et al.* 1993),
- La elevación excesiva de la temperatura del mantillo durante el incendio provoca la inhibición y muerte de las esporas que allí se encuentren (Amaranthus *et al.* 1993; De las Heras 2012),
- El tipo de terreno en el que se produce el fuego, la composición física y química del suelo, condiciona el efecto del suelo sobre los hongos micorrícicos (Perry *et al.* 1989)

- La muerte de los hospedantes a causa del fuego, que conlleva la muerte de los hongos ectomicorrícicos asociados (Amaranthus & Trappe 1993; Honrubia 1996).

El efecto del fuego sobre los hongos depende de la intensidad y duración del mismo (Fernández, 2000; Borchers *et al.*, 1990). Los hongos no se verán afectados significativamente por fuegos de baja intensidad, que no conllevan el quemado completo de la hojarasca (Jonsson *et al.*, 1999), en cambio los fuegos de alta intensidad, con mortalidad de especies arbóreas, pueden eliminar la mayoría de ellos del ecosistema (Dahlberg, 2002).

Los fuegos tienen un impacto importante en la dinámica y sucesión de las comunidades ectomicorrícicas. Después de un incendio la comunidad de hongos se ve drásticamente reducida (Vázquez *et al.*, 1993; Martín-Pinto *et al.*, 2006). La perturbación ocasionada por el fuego va a producir cambios en las interacciones competitivas de los hongos, dando lugar a la colonización de la zona afectada por nuevas especies de hongos (Buscardo *et al.*, 2009). En las especies de hongos micorrícicos que aparecen en la zona, lo que se produce es un cambio en su abundancia (Jonsson *et al.*, 1999). Normalmente las especies de hongos que se encuentran en mayor abundancia antes de un incendio ven muy reducido su número tras él, dando lugar a una homogeneidad en la comunidad fúngica (Stendell *et al.*, 1999).

La disminución de la cantidad de inóculo y de la diversidad de especies de hongos micorrícicos tras un incendio forestal, provocan graves problemas en la regeneración natural post-incendio (Harvey *et al.*, 1980). Las semillas pueden germinar y crecer durante algún tiempo, pero morirán si no encuentran hongos adecuados para formar la simbiosis micorrícica (Amaranthus *et al.*, 1993; Honrubia *et al.*, 1996). La dependencia de las plantas de sus micorrizas ha sido demostrada en los fracasos obtenidos en las reforestaciones de zonas carentes de inóculo natural (Trappe, 1977).

Las comunidades fúngicas existentes antes del fuego son en gran medida erradicadas por los incendios, iniciándose a continuación la sucesión de las especies fúngicas pioneras (Claridge *et al.*, 2009).

La respuesta de los hongos micorrícicos al fuego debe ser atribuida en gran parte a los cambios en las plantas hospedantes y no a un efecto del fuego (Ágreda *et al.*, 2003).

Conocer la cantidad de inóculo ectomicorrícico existente en las distintas zonas del quemado, en función de la intensidad de fuego es el primer requisito para determinar el grado de afección del suelo, ya que dependiendo de la interacción entre estos dos factores, encontraremos zonas donde el potencial micorrícico inicial, apenas ha variado, y zonas donde apenas existe inóculo.

2. Objetivo

El objetivo principal de este estudio es comprobar como el inóculo fúngico subterráneo, muy importante para una adecuada reforestación tras el fuego, se ve afectado por distintas severidades del fuego, así como ver también su evolución en profundidad. Para ello se van a realizar dos pasos, que son: a) Estudiar el crecimiento, en condiciones controladas, de *Pinus pinaster* Alt. en sustratos donde el fuego ha actuado causando diferente severidad, b) Evaluar el nivel de micorrización en plantas de *Pinus pinaster* Ait., en función de la severidad del fuego y de la profundidad del suelo.

3. Material y métodos

3.1. Sitio de ensayo

La zona donde se ha llevado a cabo el estudio está localizada en Honrubia de la Cuesta. Esta zona pertenece a la provincia de Segovia. Se sitúa al norte de la provincia, en dirección a Burgos (km 131 de la A-1) a 91 km de Segovia capital y a 31 km de Aranda de Duero (Burgos).

La zona de estudio fue afectada por un incendio forestal el día 6 de agosto de 2008, el cual afectó a los términos municipales de Honrubia de la Cuesta, Moral de Hornuez, Pradales y Villaverde de Montejo. El fuego fue ocasionado por la chispa de una máquina que se encontraba realizando trabajos forestales en la zona de Pradales. El incendio alcanzó Nivel 2 ya que fue necesario cortar el tráfico de vehículos en la autovía A1 y arrasó un total de 992 ha, afectando mayoritariamente a masas arboladas (902 ha).

La temperatura media anual para la zona es de 11,7 °C con una precipitación media anual de 459,7 mm. El periodo de heladas seguras abarca los meses de enero y febrero, mientras que las heladas son probables durante los meses de marzo, abril,

noviembre y diciembre. Por otra parte se observa un periodo de sequía desde junio hasta agosto.

Entre la vegetación arbórea presente en la zona destacan *Quercus faginea*, *Quercus ilex* subsp. *Ballota*, *Pinus nigra* subsp. *Salzmannii*, *Pinus pinaster* y *Pinus pinea*. Esta vegetación se encuentra acompañada por un elenco de especies arbustivas entre las que se anotan las siguientes: *Cytisus scoparius*, *Crataegus monogyna*, *Rosa canina* y distintas especies del género *Salix*.

Para analizar el efecto del fuego en el inóculo fúngico en función de la severidad producida por el incendio, se localizaron tres zona de trabajo. La zona donde el fuego causó más efectos (zona quemada, Q). La zona donde los efectos del fuego fueron moderados (zona semiquemada, SQ), y finalmente una tercera zona no afectada por el fuego (zona natural, N).

Zona Natural (N; X UTM: 4592732,536 m; Y UTM: 444659,58 m; HUSO 30): Esta zona no se vio afectada por el fuego en ningún momento, se ha considerado de severidad nula. Se corresponde con una zona natural evolucionada y estable. En ella se puede ver el tipo de bosque característico del lugar, el cual antes del incendio cubría todo el terreno. En la zona se han encontrado carpóforos de los siguientes taxones, prueba de que el estrato fúngico está bien desarrollado: *Collybia butyracea*, *Inocybe* sp., *Astraeus hygrometricus*, *Rhizopogon luteolus*, *Hebeloma mesophaeum*, *Laccaria laccata*, *Baeospora myosura*, *Tricholoma scalpturatum*, *Hemimycena* sp., *Collybia* sp., *Mycena pura*, *Mycena pura* subsp. *lutea*, *Hygrophorus gliocyclus*, *Cystoderma amianthinum*, *Cortinarius cinnamomeus-luteus*.

Zona SemiQuemada (SQ; X UTM: 444472.689 m; Y UTM: 4592074.27 m; HUSO 30): Es una zona en la que el fuego afectó de una manera que se ha estimado como de severidad media. Debido a condiciones tanto de disponibilidad de combustible como a una velocidad de propagación rápida, la calcinación de esta zona no fue completa, encontrándose todavía tocones a medio quemar. Se pudo observar una regeneración natural importante del estrato arbustivo y en menor medida, aunque si aparece, del estrato arbóreo. Las especies fúngicas presentes tras el incendio en esta zona fueron: *Galerina* sp., *Pholiota carbonaria*, *Omphalina* sp., *Gerronema* sp.

Zona Quemada (Q; X UTM: 442749.058 m; Y UTM: 4591339.201 m; HUSO 30): Zona en la que la intensidad del fuego fue muy elevada, se ha considerado de

severidad alta. Se puede apreciar que, transcurridos tres años desde que el incendio arrasó la zona, se encuentra todo calcinado y el suelo sigue con un color negruzco. El único estrato que está regenerado naturalmente es el herbáceo. En esta zona donde el fuego afectó con mayor severidad sólo apareció la especie de marcado carácter pirófito *Pholiota carbonaria*.

3.2. Recogida de suelo para realización del ensayo

Al querer estudiar la comunidad micorrícica en función de la severidad causada por el fuego y de la profundidad de suelo, el sustrato se recogió conservando su estructura vertical y se dispuso en macetas para su transporte y posterior ensayo. Con el objetivo de preservar la integridad del sustrato, se ha usado para su extracción un cubo de chapa metálica con el borde inferior afilado y con unas dimensiones de 20X20X18 cm, para que los bloques se ajustaran al tamaño de las macetas que se van a emplear. Aun así hay que tener en cuenta que la recogida de los sustratos rompe la red miceliar y sus conexiones con las raíces vivas, por lo que se subestima el potencial del inóculo fúngico (Requena *et al.*, 1996; Jones *et al.*, 2003).

Una vez seleccionadas las parcelas, se recogieron cuatro muestras (macetas) por parcela para llevarlas al invernadero donde se realizó la siembra. En el vivero estaban ya preparadas otras cuatro macetas, con sustrato de una turba comercial (Pindstrup Mosebrug SAE, 80 % turba rubia, 20 % turba negra, pH aproximado 5.5, microelementos y un compuesto de nitrógeno, fósforo y potasio, ideal para las primeras fases de desarrollo de una planta forestal). Así, el número total de macetas empleadas fue 16. Las macetas seleccionadas para la contención de los sustratos son de plástico de la marca Plastiken de 22 X 22 X 18 cm. Antes de utilizarlas se desinfectaron para evitar que contuviesen algún tipo de hongo ajeno a los del estudio. Para este proceso se empleó lejía (NaClO) que fue posteriormente aclarada con abundante agua. Las macetas se trasladaron al invernadero el mismo día de la recogida, uniéndose a las ya preparadas del sustrato comercial, para mantenerlas en unas condiciones de temperatura y humedad controladas.

3.3. Siembra y riego del material vegetal

Se utilizaron semillas seleccionadas de la especie forestal *Pinus pinaster* de procedencia Meseta Castellana proporcionadas por Viveros Fuenteamarga. Éstas fueron desinfectadas mediante lavado durante 12 horas en agua corriente en

circulación e inmersión en peróxido de hidrógeno (33%), durante un periodo de 30 minutos en agitación (BARNETT, 1976). Posteriormente se lavaron con un volumen suficiente de agua destilada (previamente esterilizada a 120°C durante 20 minutos), proceso que se repitió cinco veces.

La siembra se realizó al día siguiente de la recogida de suelo. En cada una de las macetas se sembraron 36 semillas del hospedante previamente seleccionadas y desinfectadas. Por ello, en total se utilizaron 576 semillas. Éstas se introdujeron en el sustrato a una profundidad entre 1 y 1,5 cm. La distribución de las semillas se realizó de modo sistemático con distribución de malla cuadriculada de 6 filas por 6 columnas, para posteriormente llevar el control de cada planta de manera individualizada.

Entre los factores que deben ser controlados en vivero a la hora de aplicar técnicas de micorrización se establecen como determinantes el sustrato (Honrubia *et al.*, 1997) y el riego (Carrillo, 2000). El riego se ha realizado con el objetivo de mantener el sustrato a la capacidad de campo. Para ello se controlaron las condiciones de humedad cada 48 horas aplicando el agua necesaria mediante riego por micro aspersion.

3.4. Toma de datos

3.4.1. Variables alométricas

Una vez sembradas las semillas se ha efectuado un seguimiento periódico del desarrollo y evolución de las plantas, controlando la germinación de las semillas y mortalidad de las plantas, así como medidas tanto de la elongación (altura del tallo) como del crecimiento en grosor (diámetro a mitad de tallo). La altura del tallo se ha tomado mediante una regla (precisión 1 mm), efectuando dicha medida desde el cuello de la raíz, a la altura del sustrato, hasta el inicio de la ramificación. El diámetro de las plantas se ha medido a la altura del cuello, utilizando el calibre Mitutoyo (precisión 0,02 mm).

Transcurridas 20 semanas desde el momento de la siembra se consideró que tanto las raíces principales como las raíces secundarias, las cuales son susceptibles de formar micorrizas (Azcón *et al.*, 1980), ya habían llegado a un desarrollado óptimo. Por tanto, en este momento se ha dado por terminado el estudio de evolución de las plantas y se procedió a realizar las mediciones finales y a la extracción de las mismas para el análisis de micorrización.

Para dicho análisis se seleccionaron al azar cinco plantas de cada maceta, de esta forma se obtuvieron un total de 80 plantas a analizar (4 tratamientos x 4 macetas x 5 plantas). La extracción de las plantas se realizó sin alterar las raíces desmenuzando los terrones mediante empleo de agua. En el momento final de desarrollo las plantas en maceta se midió el peso seco de la parte aérea tras secado en estufa Memmert UFE-500 a 45 °C durante 5 días, además de medirse el diámetro en cuello de la raíz y la longitud de la raíz principal y secundaria..

3.4.2. Análisis de la micorrización

La conservación del sistema radicular durante el tiempo transcurrido entre la extracción de las muestras y el tratamiento de las mismas se ha llevado a cabo en bolsas de plástico transparente con agua desmineralizada para evitar el deterioro de las micorrizas. Las muestras así preparadas se conservaron en nevera durante un periodo no superior a 2 meses hasta el conteo de micorrizas, puesto que a partir de ese momento la conservación de las micorrizas ya no es efectiva.

El tratamiento de las muestras consistió en el conteo de las micorrizas existentes a diferentes profundidades (0-10 cm y > 10cm). El método empleado para la cuantificación micorrícica fue el de intersección con una cuadrícula, "Gridline intersect method" (Brundrett *et al.* 1996). Se ha cortado la raíz en trozos de 1 cm de longitud y se han situado sobre una placa de Petri de 9 cm de diámetro, en cuya base se ha colocado previamente una plantilla cuadrículada (1cm x 1cm). Los trozos se han distribuido uniformemente por toda la placa, añadiendo un poco de agua para evitar de esta manera el posible secado de las micorrizas durante el tiempo de conteo.

Posteriormente se ha utilizado una lupa binocular para observar las intersecciones formadas entre todas las líneas de la cuadrícula con los trozos de la raíz. De este modo se determina si la intersección incluye raíz o micorriza.

3.5. Análisis de los datos

Para el análisis de los tratamientos experimentales se realizó una comparación, mediante el empleo de un Test ANOVA, significación ($P < 0.05$). En el caso de los datos referidos a la germinación y mortalidad, así como para los datos finales sobre la micorrización, se ha empleado el modelo ANOVA Simple. En cambio para el estudio de los datos de evolución de las plantas, tanto en altura como en diámetro, se ha

utilizado el modelo ANOVA de medidas repetidas. El programa estadístico empleado ha sido STATISTICA '08 (StatSoft Inc., 1984–2008).

4. Resultados y Discusión

4.1. Germinación y mortalidad

Durante todo el ensayo se ha llevado un control de la germinación de las semillas así como de la mortalidad de las plántulas emergidas, obteniendo los resultados que se presentan a continuación.

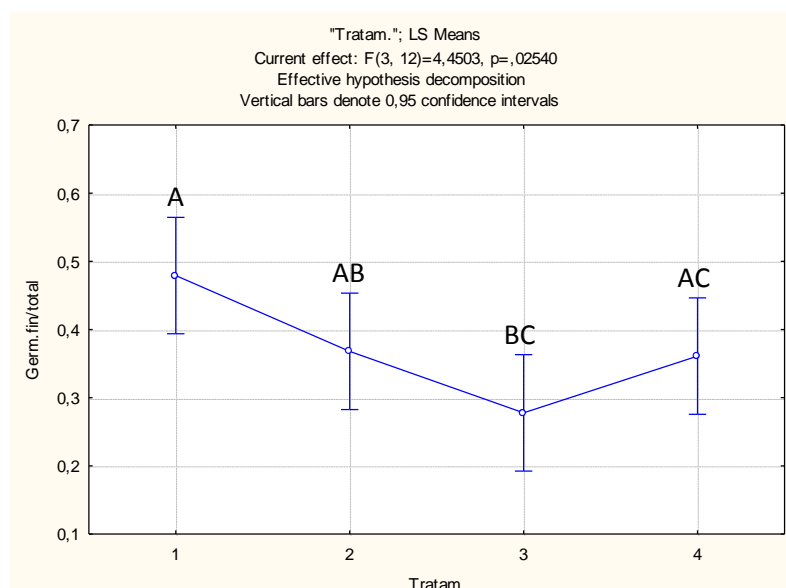


Figura 1: Porcentajes de germinación acumulada. Las letras indican las diferencias significativas entre los distintos tratamientos. Valores con la misma letra no son significativamente diferentes (p -valor > 0,05). Trat.:1 testigo, 2 Natural, 3 SemiQuemado, 4 Quemado

Los valores de germinación fueron relativamente bajos. En ningún caso se superó el 50%, ni siquiera en la turba testigo donde se alcanzó el valor máximo de 47.9%. Por otra parte, no se observaron diferencias significativas entre los valores encontrados para las zonas Natural, SemiQuemada y Quemada (Fig. 1; $P > 0.05$).

Las principales variables ambientales que pueden influir en la germinación de la semilla son la temperatura, la luz y la humedad del suelo, condicionadas a su vez por y el tipo y fracción de cobertura vegetal tras el incendio.

A priori, la muerte de la cobertura arborea originada por el fuego, causa un incremento térmico que beneficia la germinación de las semillas de especies pirófitas como es el caso de *P. Pinaster*. Sin embargo las condiciones ambientales que condicionan la germinación son homogéneas en el caso del presente estudio que se llevó a cabo en vivero.

Los valores de germinación de los tratamientos fueron relativamente altos si se comparan con el testigo. De hecho, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos y el testigo, salvo en el caso de los sustratos procedentes de la zona semiquemada. A pesar de lo comentado, los valores absolutos de germinación fueron bajos, no superándose el 50% en ningún caso. Este hecho se justifica por las condiciones ambientales en los días posteriores a la siembra del material. Los días iniciales fueron muy favorables a la germinación, lo que pudo poner a la semilla en muy buena disposición para la germinación hinchándose e hidratándose y predisponiéndola a la emisión de los cotiledones. Sin embargo, pocos días después, una bajada de temperaturas, dio lugar a que ni siquiera las semillas puestas en los testigos fueran capaces de alcanzar altos valores absolutos de germinación.

Al estudiar la mortalidad de las plántulas emergidas, se observa que los mayores valores aparecen en el suelo procedente de la zona natural. En este caso la mortalidad supera el 10 %, significativamente superior al resto de tratamientos, incluido el testigo (Fig. 2). Por otra parte, no se observaron diferencias significativas entre el resto de tratamientos.

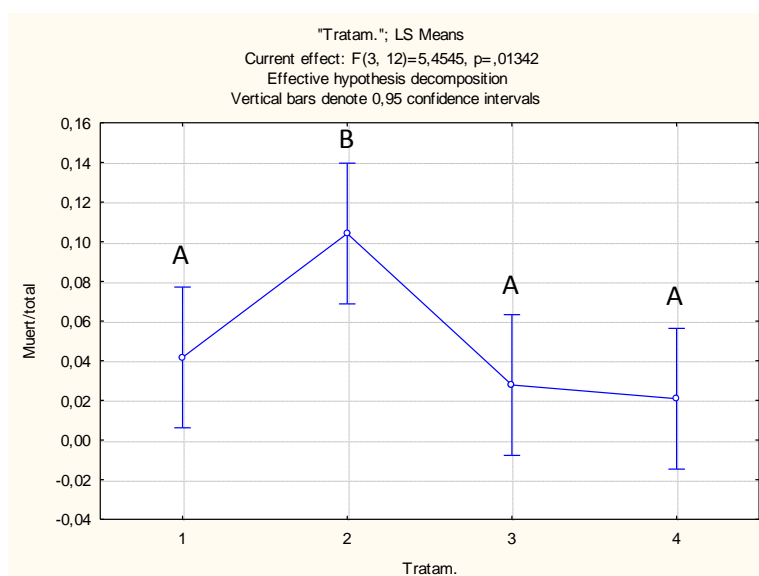


Figura 2. Porcentajes de mortalidad. Trat.:1 testigo, 2 Natural, 3 SemiQuemado, 4 Quemado

El menor porcentaje de mortalidad observado en las zonas Quemada y SemiQuemada, en comparación con la zona que no se vio afectada por el fuego, puede deberse al aumento de nutrientes que se da en el suelo tras un incendio. El incendio forestal da lugar a un gran incremento de nutrientes (fundamentalmente K, Ca y Mg), en los primeros 5 cm de profundidad. Aunque hay autores que han observado que este efecto puede verse reducido pocos años tras el fuego (Bará *et al.*, 1983; Vega *et al.*, 1987), en el presente estudio éste hecho puede justificar los valores de mortalidad encontrados, ya que la ausencia de pendiente en las zonas de recogida de terreno ha podido minimizar la pérdida de estos nutrientes. Por otro lado, es importante reseñar que *Pinus pinaster* es una especie pirófito cuya regeneración se ve activada tras el incendio.

La micorrización puede proporcionar a las plántulas una mejor oportunidad para sobrevivir o crecer mejor, una vez instaladas en el terreno (Castellano, 1987). Las plantas micorrizadas se encuentran en mejor disposición para soportar las condiciones adversas del medio, como la pobreza del suelo o el estrés hídrico, lo que se traduce en un mayor porcentaje de supervivencia y un mayor desarrollo de las plantas (Andrés *et al.*, 2013).

La mayor supervivencia de plantas micorrizadas frente a la de aquellas que no se han inoculado se comprueba en diferentes estudios. Así, en el estudio de Rodríguez *et al.* (1989) sobre cómo afecta la micorrización de *Corylus avellana* con *Tuber melanosporum* se observó que durante los meses de verano, con temperaturas de 40-42 °C, la mortalidad entre las plantas no micorrizadas alcanzó un 33%, mientras que entre las plantas micorrizadas sólo afectó al 11,1%, lo cual confirma el efecto positivo de la micorrización sobre las plantas sometidas a estrés. Las plantas de *Pinus pinea* inoculadas con *Rhizopogon roseolus* presentaron una supervivencia significativamente mayor que aquellas que no fueron inoculadas (Parladé *et al.*, 2004). En el estudio realizado por De las Heras (2012), también se observó el mayor porcentaje de mortalidad en el tratamiento control, el cual no fue inoculado, frente a los otros dos tratamientos, inoculados cada uno con un hongo diferente, en los que la supervivencia de las plantas es mayor.

Los valores de supervivencia/mortalidad encontrados en este estudio pueden por tanto deberse a los mayores valores de micorrización superficial observados en los suelos quemados y semiquemados.

4.2. Variables alométricas

Al analizar las variables alométricas vinculadas al sistema aéreo, se observaron diferencias significativas al analizar los valores del diámetro en el cuello de la raíz (Fig. 3; $P < 0.05$). A excepción del testigo, los valores fueron significativamente superiores en las plantas crecidas en el sustrato quemado (2.48 mm) mientras que los menores se observaron en la zona natural (1.85 mm).

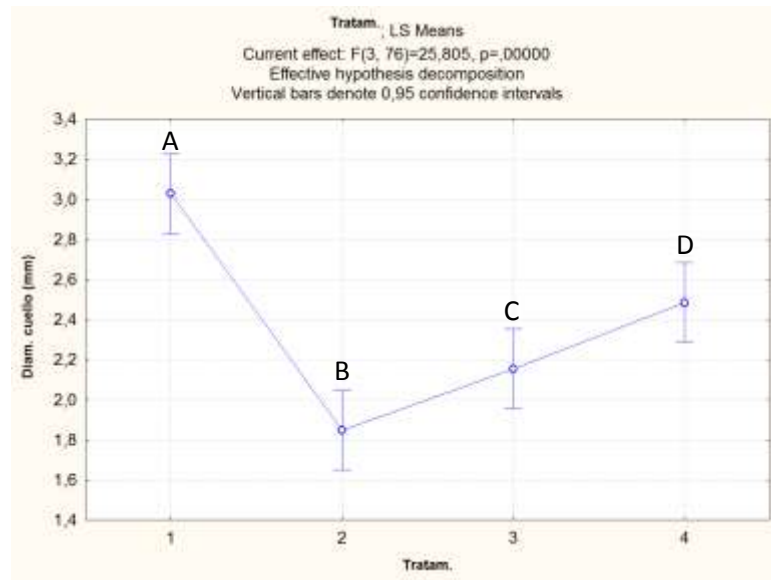


Figura 3: Media del diámetro del cuello de la raíz (mm) de cada tratamiento. Trat.:1 testigo, 2 Natural, 3 SemiQuemado, 4 Quemado

Además, en este grupo de variables, se observó también un valor de peso seco significativamente superior en el sustrato procedente de las parcelas quemadas (Fig. 4; $P < 0.05$).

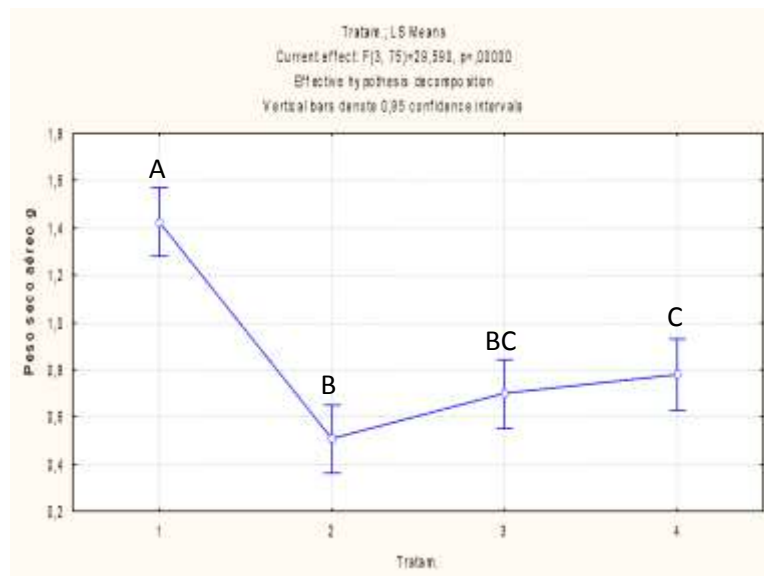


Figura 4: Media del peso en seco de la parte aérea (g) de cada tratamiento Trat.:1 testigo, 2 Natural, 3 SemiQuemado, 4 Quemado

Al igual que se comentó al analizar la mortalidad, se observa que los nutrientes aportados por el fuego, pueden dar lugar a un mayor vigor en las plantas crecidas en suelos afectados por éste. Como se comentó anteriormente, esto puede ser debido a los notables incrementos de K, Ca y Mg en las capas superficiales de suelo tras el incendio. Aunque estos incrementos nutricionales son temporales, la orografía del terreno de estudio con pendientes muy reducidas, hace que el lavado de estos nutrientes se dilate algo más en el tiempo. Así, los suelos estudiados pueden tardar más tiempo, lo que hace que los suelos estudiados mantengan este efecto.

Por otra parte, esta misma circunstancia puede tener un efecto positivo en la micorrización de la planta que a su vez proporciona un mayor vigor a las plantas (Castellano, 1987; Andrés *et al.*, 2013), traduciéndose en un mayor peso seco de la planta y un notable incremento del diámetro en el cuello de la raíz en las plantas crecidas en el sustrato afectado por el fuego.

Finalmente, en relación con la longitud de la parte aérea, sólo las plantas del tratamiento testigo mostraron una longitud significativamente superior (137.10mm). Entre los otros tres tratamientos, la mayor longitud se da en la zona Quemada (86,75 mm), mientras que la menor longitud se observó en la zona SemiQuemada (76,35 mm), valores muy próximos a los de la Zona Natural (78,95 mm). Aunque los valores obtenidos fueron superiores en el sustrato quemado, no se observaron diferencias

estadísticamente significativas entre las tres zonas (Fig. 5; $P > 0,05$). Realmente la longitud aérea no es considerada como una variable que determine el vigor de las plántulas. En este sentido la ausencia de diferencias no refleja realmente que no exista un mayor vigor de las plantas crecidas en el sustrato quemado tal y como demuestra el mayor peso seco y el mayor diámetro en el cuello de la raíz.

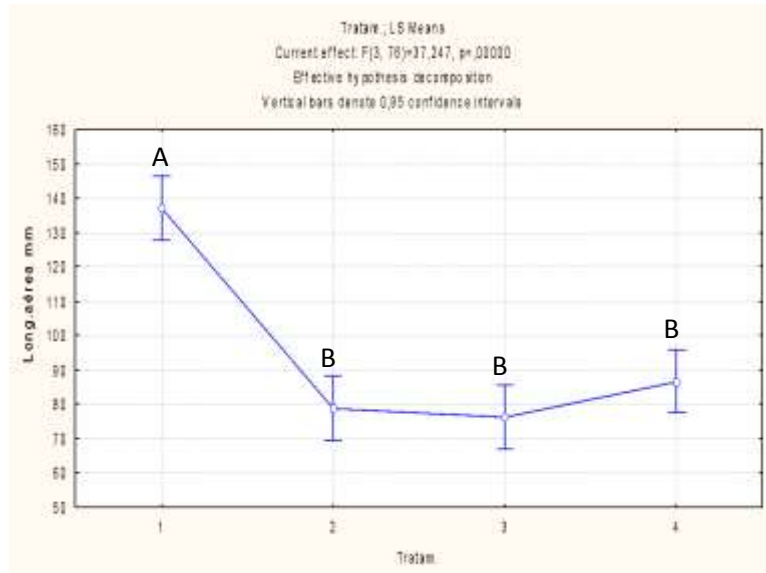


Figura 5. Media de la longitud de la parte aérea (mm) de cada tratamiento. Trat.:1 testigo, 2 Natural, 3 SemiQuemado, 4 Quemado.

En relación con el sistema radical se observaron diferentes tendencias para los valores de la raíz principal (Fig. 6) y de las raíces secundarias (Fig. 7). Así, el mayor desarrollo de la raíz principal (240.1 mm) fue el encontrado en la zona semiquemada con valores significativamente superiores al resto de tratamientos, mientras que los valores para la longitud de las raíces secundarias mostraron mayores valores para las plantas crecidas en el sustrato natural. En este caso, las plantas crecidas en el sustrato Quemado mostraron los menores valores (108.35 mm).

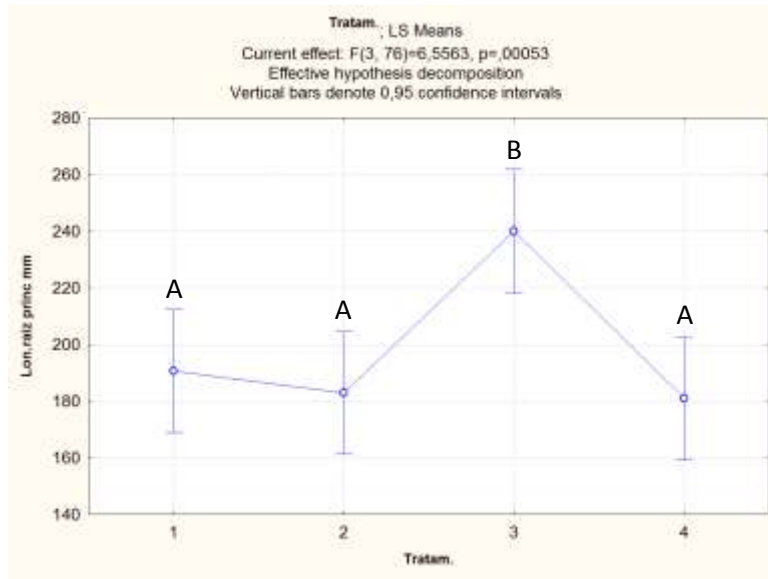


Figura 6: Longitud de la raíz principal (mm) de cada tratamiento. Trat.:1 testigo, 2 Natural, 3 SemiQuemado, 4 Quemado

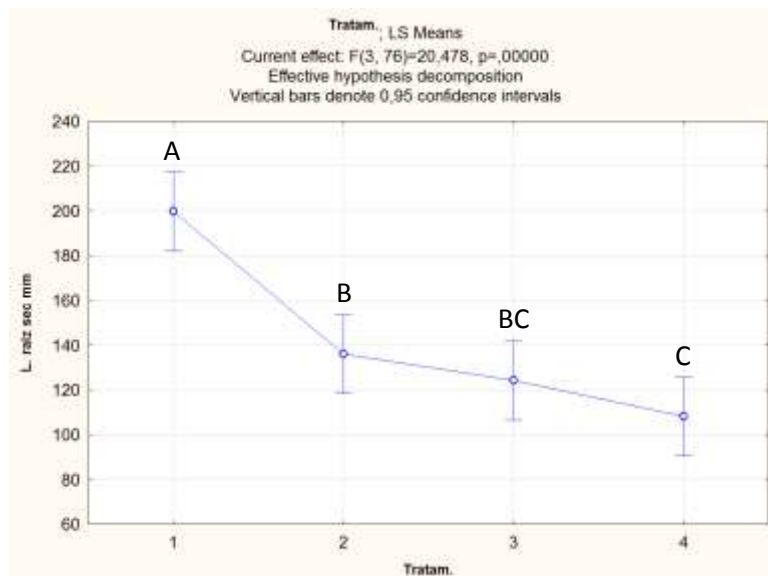


Figura 7: Longitud de la raíz secundaria (mm) de cada tratamiento. Trat.:1 testigo, 2 Natural, 3 SemiQuemado, 4 Quemado.

Es muy destacado el valor de la longitud de la raíz principal en las plantas que crecieron en el sustrato semiquemado. Éste fue significativamente superior al del resto de tratamientos. La explicación de este hecho puede deberse al balance nutricional existente entre los nutrientes aportados por el fuego y los consumidos por el regenerado. El aporte de nutrientes en el caso del fuego menos severo va a ser relativamente inferior al observado en las parcelas totalmente quemadas. Además, en este caso se ha observado un potente regenerado que ha estado durante tres años

consumiendo parte de esos nutrientes. El mayor crecimiento de la raíz principal denota una mayor necesidad de la planta de explorar capas de suelo más profundas para obtener los nutrientes que no consigue en los niveles superficiales. En este caso, la planta ha compensado esa carencia desarrollando una raíz principal más profunda. En todo caso estas raíces principales no se ven afectadas por la micorrización y no se pueden obtener relaciones entre su desarrollo y los niveles de micorrización observadas. Esto es debido a que la micorrización tiene lugar en raíces secundarias.

El menor desarrollo de la raíz principal observado en las plantas crecidas en el sustrato quemado puede ser debida por tanto a un mayor aporte inicial de nutrientes tras el fuego y a un menor consumo de éstos por parte del inapreciable regenerado existente en estas parcelas. A este hecho hay que sumar, tal y como se ha comentado previamente, que el lavado ha sido mínimo dada la excasa pendiente del terreno.

Por otra parte, la longitud de las raíces secundarias, ésta se ve condicionada por los niveles de micorrización superficial. Esto es debido a que las micorrizas se forman en las raíces secundarias y durante el proceso de colonización del hongo se producen cambios morfológicos y estructurales, tanto en los tejidos de la planta, como en el propio hongo. Las raíces micorrizadas van a detener su crecimiento apical, quedando cortas y a menudo con ramificaciones dicotómicas y sin pelos radicales, mientras que las raíces que penetran a mayor profundidad en las capas menos ricas orgánicamente del suelo, no son infectadas, conservan su crecimiento apical normal y continúan aumentando de longitud (Brundrett *et al.*, 1996). Se puede ver como las micorrizas afectan a la longitud de la raíz secundaria, ejerciendo un efecto de proliferación de raíces más cortas (Gay *et al.*, 1982). Por ello, en la Zona Natural, donde el número de micorrizas es menor, se presentan las raíces secundarias de mayor longitud, ya que necesitan cubrir una mayor superficie para poder absorber el agua y los nutrientes necesarios. Por el contrario, en las zonas Quemada y SemiQuemada se da un mayor porcentaje de micorrización, presentando sus raíces secundarias una menor longitud, ya que la función de absorción de nutrientes y agua no va a ser realizada por los pelos radicales de las raíces, sino por el entramado de hifas que, desde el manto, se introducen entre las partículas del suelo. El crecimiento de las raíces micorrizadas es restringido, se postula que ello facilita la asociación del hongo a la planta, pues el hongo coloniza, difícilmente, raíces con activo crecimiento (Brundett *et al.*, 1996).

4.3. Micorrización

Como se ha indicado anteriormente, el estudio sobre la micorrización se ha realizado en dos partes distintas, dependiendo de la profundidad de la raíz. Para ello se han separado los primeros 10 cm de los posteriores. A continuación se presentan los datos obtenidos para cada una de estas partes.

Se puede ver como las zonas afectadas por el fuego, presentan mayores valores de micorrización superficial entre 0 y 10 cm. El mayor valor se encontró en las parcelas semiquemadas (42.05%) y en las quemadas el nivel de micorrización fue del 34.93%. En ambos casos los valores fueron significativamente superiores a los encontrados en el suelo natural. Sin embargo, los niveles de micorrización en profundidad se compensan, no observándose diferencias entre las zonas afectadas por el fuego y la zona natural (Fig. 8; $P > 0,05$). Las diferencias de porcentajes de micorrización a diferentes profundidades son siempre significativas. Sin embargo éstas son mucho más marcadas en los dos tratamientos donde ha habido influencia del fuego (Fig. 8; $P < 0,05$).

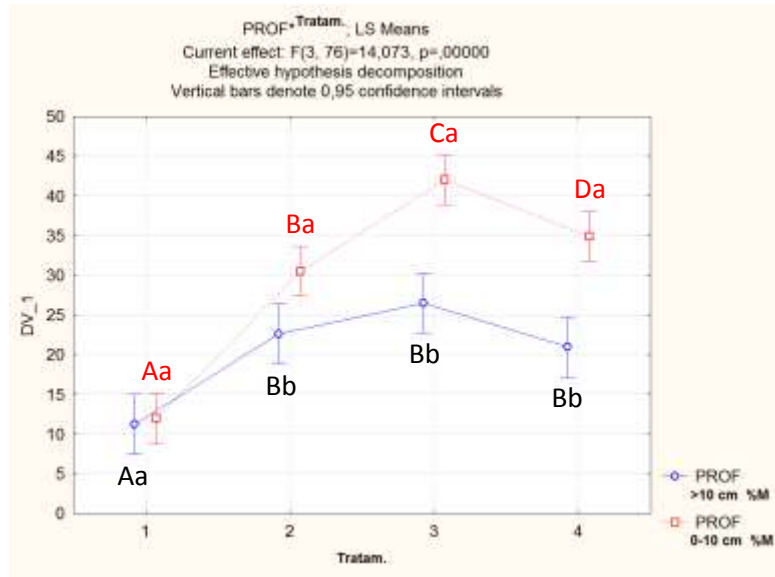


Figura 8: Porcentaje de micorrización de cada tratamiento en la raíz a diferentes profundidades. Trat.:1 testigo, 2 Natural, 3 SemiQuemado, 4 Quemado. Distintas letras mayúsculas indican diferencias entre tratamientos a la misma profundidad. Distintas letras minúsculas indican distintos niveles de micorrización para el mismo tratamiento a diferentes profundidades.

El fuego puede cambiar drásticamente las características de la superficie del suelo y las tasas de erosión afectando también a las comunidades de hongos, al causar efectos significativos sobre los microorganismos del suelo (Perry *et al.*, 1989). Además, la mortalidad de la vegetación existente puede dar lugar a grandes cambios en las comunidades micorrícicas como resultado de la eliminación del huésped (Dahlberg *et al.*, 2001). Los bosques naturales de coníferas tienen una alta riqueza fúngica (Allen *et al.*, 1995), pero las comunidades fúngicas existentes antes del fuego son en gran medida erradicadas por los incendios, iniciándose a continuación la sucesión de las especies fúngicas pioneras, cuya fuente principal es el banco de esporas que se ha acumulado con anterioridad en el suelo (Claridge *et al.*, 2009).

La capacidad de las comunidades microbianas del suelo para recuperarse va a depender de múltiples factores, entre los que se encuentra la disponibilidad del banco de semillas, la composición inicial de las especies de plantas y la intensidad del fuego (Hart *et al.*, 2005). Lo que ocurre es que, al establecerse la nueva masa forestal, las condiciones creadas en el suelo tras el incendio, tales como el aumento del pH y el aumento de las sustancias asimilables (Bará *et al.*, 1983; Vega *et al.*, 1987), van a favorecer el establecimiento de una red ectomicorrícica. Por ello es en las zonas afectadas por el fuego donde se han encontrado los mayores porcentajes de micorrización superficial.

En las etapas iniciales del desarrollo, las plantas van a requerir un gran aporte de nutrientes y, por ello, los hongos micorrícicos asociados a sus raíces, van a ser capaces también de utilizar más nutrientes (Ortega *et al.*, 2011). Es en la zona afectada por el fuego donde, tanto la planta como el hongo, van a poder disponer de un mayor número de sustancias asimilables, generado por el paso del fuego.

Se podría pensar que no es lógico que el mayor número de micorrizas se encuentre en la zona Quemada, sin embargo, por efecto de la perturbación del fuego, se producen en el suelo una mayor cantidad de raíces jóvenes susceptibles de ser micorrizadas. Es más, ciertas técnicas de remicorrización tienen en cuenta esto y para la micorrización de ciertas zonas se realizan zanjas que se vuelven a rellenar, para que tras la perturbación se produzcan muchas raíces jóvenes que puedan micorrizarse en micelio (Oria de Rueda, comunicación personal). Por otro lado se puede considerar que hay numerosos hongos micorrícicos pirófitos asociados con *Pinus pinaster* que se verían beneficiados tras el incendio (Oria *et al.* 2010).

Hay que tener en cuenta que el presente estudio se ha llevado a cabo tres años después de que tuviera lugar el incendio y, por tanto, el impacto negativo producido por el fuego en la comunidad fúngica ya no es tan apreciable. Se ha comprobado en diversos estudios como la diversidad y riqueza de hongos micorrícicos fue significativamente menor el primer año tras el fuego, encontrándose un aumento en el segundo año tras el fuego (Rincón *et al.*, 2010; Hernández *et al.*, 2013).

Como se ha dicho anteriormente, dependiendo de la profundidad a la que nos encontremos van a encontrarse diferencias en cuanto a la concentración de la micorrización existente. En este estudio se comprueba que, para los tres tratamientos estudiados, el porcentaje de micorrización es mayor en los primeros 10 cm de raíz, que en el resto de la raíz.

Esto está indicando que, a nivel superficial, el fuego favorece la micorrización de las raíces de las plantas. Por el contrario, a medida que aumenta la profundidad, los efectos del fuego ya no son tan apreciables y, no se observaron diferencias respecto al suelo natural.

5. Conclusiones

Entre los resultados más destacados del presente estudio puede afirmarse que el fuego tiene, a corto plazo, un efecto positivo sobre la actividad micorrícica asociada con *Pinus pinaster*, observándose este efecto en los primeros diez centímetros, pero compensándose a mayor profundidad.

Se observó una menor mortalidad y unos mayores niveles de desarrollo vegetativo, peso seco de la parte aérea y diámetro en el cuello de la raíz, en las plantas crecidas en sustratos afectados por el fuego, lo que se correspondió con los mayores niveles de micorrización superficial.

6. Agradecimientos

Deseo expresar mi agradecimiento a María Hernández-Rodríguez y a Raúl Fraile Fabero, por el apoyo facilitado durante la fase experimental y la ayuda en el análisis de los datos.

7. Bibliografía

Agee, J.K. 1998. Fire and pine ecosystems. In: D. M. Richardson (ed.), Ecology and Biogeography of *Pinus*: 193-218. Cambridge University Press. Cambridge.

Ágreda Cabo, T.; Fernández Toirán, M. 2003. Producción micológica en masas de *Pinus pinaster* Ait. del sudeste de la provincia de Soria. Actas del I Congreso Nacional de Micología Forestal Aplicada. Soria.

Alcalde C., García-Amorena I., Gómez F., Maldonado J., Morla C., Postigo J.M., Rubiales J.M., Sánchez L.J., 2004. Nuevos datos de carbones y maderas fósiles de *Pinus pinaster* Aiton en el holoceno de la Península Ibérica. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales, fuera de serie, Octubre de 2004, 152-163.

Allen, E.B.; Allen, M.F.; Helm, D.J.; Trappe, J.M.; Molina, R.; Rincón, E. 1995. Patterns and regulation of mycorrhizal plant and fungal diversity. Plant and Soil, 170: 47-62.

Amaranthus, M.P.; Trappe, J.M. 1993. Effects of erosion on ectomycorrhizal and VA-mycorrhizal inoculum potential of soil following forest fire in southwest Oregon. Plant and Soil, 150: 41-49.

Andrés Arija, P. 2010. Efecto de la micorrización de *Pisolithus tinctorius* y *Rhizopogon roseolus* sobre planta de *Pinus nigra* empleada en la restauración de un monte quemado en el T.M. de Villanuño de Valdavia (Palencia). Trabajo fin de carrera. Universidad de Valladolid.

Andrés Arija, P.; Hernández Rodríguez, M.; Martín-Pinto, P.; Oria de Rueda, J.A. 2013. Efecto de la micorrización de *Pisolithus tinctorius* y *Rhizopogon roseolus* sobre planta de *Pinus nigra* empleada en la restauración de un monte quemado. VI Congreso Forestal Español. Montes: Servicios y desarrollo rural. Vitoria-Gasteiz, España. S.E.C.F., ISBN: 978-84-937964-9-5 (Ref: 6CFE01-234).

Azcón de Aguilar, C.; Barea, J.M. 1980. Micorrizas. Investigación y ciencia, 47:83-91.

Bará, S.; Vega, J.A. 1983. Effects of Wildfires on Forest Soil in the Northwest of Spain. DFG Symposium Feuerokologie. Freiburg, 4: 181-195.

Barnett, J.P. 1976. Sterilizing southern pine seeds with hydrogen peroxide. Tree Plant. Notes, 27: 17-19.

Borchers, J.G.; Perry, D.A. 1990. Effects of prescribed fire on soil organisms. En: Walstad, J.D.; Radosevich, S.R.; Sandberg, D.V. (eds.), Natural and prescribed fire in Pacific Northwest forests. Oregon State University Press. Corvallis. Oregon.

Brundrett, M.; Bougher, N.; Dell, B.; Grove, T.; Malajczuk, N. 1996. Working with mycorrhizas in forestry and agriculture. Australian Centre for International Agricultural Research. Canberra, Australia, 374p.

Brundrett, M. 2002. Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants. New Phytologist 154:275-304.

Brundrett, M. 2004. Diversity and classification of mycorrhizal associations. *Biological Reviews*, 79: 473-495.

Buscardo, E.; Rodríguez-Echeverría, P.; de Angelis, P.; Freitas, H. 2009. Comunidades de hongos ectomicorrícicos en ambientes propensos al fuego: compañeros esenciales para el restablecimiento de pinares mediterráneos. *Ecosistemas*, 18 (2): 55-63.

Carrillo, C. 2000. Producción de inóculo de hongos ectomicorrícicos y micorrización controlada de *Pinus halepensis* Miller en vivero. Tesis doctoral. Universidad de Murcia. 241p. Inédita.

Castellano, M.A. 1987. Ectomycorrhizal inoculum production and utilization in the Pacific Northwestern U.S. a glimpse at the past, a look to the future, 290-292 pp. In: *Proceedings Seventh North American Conference on Mycorrhizae*, 1987. May: Gainesville, FL: Univ. Florida.

Claridge, A.W.; Trappe, J.M.; Hansen, K. 2009. Do fungi have a role as soil stabilizers and remediators after forest fire? *For. Ecol. Manage.*, 257: 1063-1069.

Cline, E.T., Ammirati, J.F., Edmonds, R.L. 2005. Does proximity to mature trees influence ectomycorrhizal fungus communities of Douglas-fir seedlings? *New Phytologist* 166:993-1009.

Dahlberg, A.; Schimmel, J.; Taylor, A.F.S.; Johannesson, H. 2001. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biol. Conserv.*, 100: 151-161.

Dahlberg, A. 2002. Effects of fire on ectomycorrhizal fungi in Fennoscandian boreal forests. *Silva Fennica*, 36: 69-80.

De las Heras, J.; Berzosa, A.; Honrubia, M.; Torres, P.; Díaz, G.; Sánchez, F. 1997. Efectos de fuegos experimentales sobre la población de esclerocios de *Cenococcum* sp. en pinares de *Pinus halepensis*. En: Puertas Rivas, M. 1997. *Actas del Primer Congreso Forestal Español*. Irati 97. Pamplona. Graficas Irati. Tomo 5: 23-27.

De las Heras Pernía, M.F. 2012. Efecto de la micorrización de planta de *Pinus nigra* Arnold utilizada en la recuperación de zonas quemadas. Programa de Doctorado. Universidad de Valladolid.

DGCONA, 1996. Regiones de procedencia. *Pinus pinaster* Aiton. Servicio de Material Genético. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. 76 pp + mapas.

DGCONA, 2000. Mapa forestal español. Base de datos de la naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Fernández de Ana Magán, F.J.; Rodríguez, A. 1992. El fuego y la respuesta de los macromicetos del suelo en pinares de *Pinus pinaster* Ait. *Invest. agrar. Sist. recur. for.* Vol. 1(2).

Fernández de Ana Magán, F.J. 2000. El fuego y los hongos del suelo. *Actas de la reunión sobre quemas prescritas*. Cuadernos de la S.E.C.F., 9: 101-107.

Fernández, P.M., Rigolot, E. 2007. The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management* 241:1-13.

Gay, G.; Rouillon, R.; Bruchet, G. 1982. Rôle des substances libérées pour les champignons ectomicorriciens dans la morphogénèse des systèmes racinaires. I.N.R.A. Dijon, 163-177.

Gil Sánchez, L.; Torre Antón, M. (ed.) 2007. Atlas forestal de Castilla y León. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente. Valladolid. 2 Vols.: Vol. I, 388p; Vol. II, 500p

Gil, L.; López, R.; García-Mateos, A.; González-Doncel, I. 2009. Seed provenance and fire related traits of *Pinus pinaster* in central Spain. *Int J Wildland Fire* 18: 1003-1009.

Guerrero, E.; Sanjuán, T. 1999. Hongos: criaturas de otros reinos. Publicado en internet:

<http://www.banrepcultural.org/blaavirtual/faunayflora/fen/texto/hongos/hongos.htm>

Hart, S.C.; Deluca, T.H.; Newman, G.S.; Mackenzie, M.D.; Boyle, S.I. 2005. Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *For. Ecol. Manage.*, 220: 166-184.

Harvey, A.E.; Larsen, M.J.; Jurgensen, M.F. 1980. Partial cut harvesting and ectomycorrhizae: early effects in Douglas-fir and larch of western Montana. *Can. J. For. Res.*, 10: 436-440.

Hernández Rodríguez, M.; Santos del Blanco, L.; Oria de Rueda, J.A.; Martín Pinto, P. 2013. Sucesión fúngica tras un incendio en un ecosistema Mediterráneo dominado por *Cistus ladanifer* L. VI Congreso Forestal Español: Montes. Servicios y desarrollo rural. S.E.C.F. ISBN: 978-84-937964-9-5 (Ref: 6CFE01-086).

Honrubia, M.; Torres, P.; Díaz, G.; Barreno, E.; Morte, A.; Sánchez, F.; Pérez, P.; Sánchez, J.A. 1996. Efecto de las micorrizas en la restauración de las zonas afectadas por incendios forestales en la Comunidad Valenciana. En: R. Vallejo (ed.), *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*: 345-394. Fundación Centro de Estudios Ambientales el Mediterráneo. Valencia.

Honrubia, M.; Díaz, G.; Gutiérrez, A. 1997. Micorrización controlada de *Pinus halepensis* en vivero en función de la dosis de inóculo y técnicas de cultivo. *Actas II Congreso Forestal Español y I Congreso Forestal Hispano-Luso*. IRATI 97. Mesa 3, 301-306.

Izoo, A.; Canright, M.; Bruns, T.D. 2006. The effects of heat treatments on ectomycorrhizal resistant propagules and their ability to colonize bioassay seedlings. *Mycol. Res.*, 110: 196-202.

Johnson, D.; Idjo, M.; Genney, D.R.; Anderson, I.C.; Alexander, I.J. 2005. How do plants regulate the function, community structure, and diversity of mycorrhizal fungi?. *Journal of Experimental Botany*, 56: 1751-1760.

- Jones, M.D.; Durall, D.M.; Cairney, J.W.G. 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forests stands regenerating after clearcut logging. *New Phytol*, 157: 399-422.
- Jonsson, L.; Dahlberg, A.; Nilsson, T.; Zackrisson, T.; Karen, O. 1999. Ectomycorrhizal fungal communities in late-successional Swedish boreal forest, and their composition after wildfire. *Molecular Ecology*, 8 (2): 205-215.
- Keeley, J.E.; Zedler, P.H. 1998. Evolution of life histories in *Pinus*. In: D.M. Richardson (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*: 219-242. Cambridge University Press. Cambridge.
- Kernaghan, G., Sigler, L., Khasa, D. 2003. Mycorrhizal and root endophytic fungi of containerized *Picea glauca* seedlings assessed by rDNA sequence analyses. *Microbial Ecology* 45:128-136.
- Madrigal J. 2005. Regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. tras grandes Incendios forestales: factores influyentes. Tesis Doctoral. ETSIAM. Universidad de Córdoba
- MARM, 2008. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Los Incendios Forestales en España año 2008. Publicado en internet: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/estadisticas/incendios_forestales_espania_2008_tc_m7-19479.pdf
- Martín Pinto, P.; Vaquerizo, H.; Peñalver, F.; Olaizola, J.; Oria de Rueda, J.A. 2006. Early effects of wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by *Cistus ladanifer* and *Pinus pinaster* in Spain. *For. Ecol. Manage*, 225: 296-305.
- Martínez de Aragón, J.; Bonet, J.A.; Colinas, C. 2001. Potencial de inóculo micorrícico en bosques quemados de la comarca de Solsonés (Lleida) un año después del incendio. III Congreso Forestal Español. Ed. Junta de Andalucía. Granada.
- Martínez Sánchez, J.J.; Herránz, J.M.; Guerra, J.; Trabaud, L. 1996. Natural recolonization of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinaster* Aiton in burnt forests of the Sierra de Alcaraz-Segura mountain system. (SE Spain). *Ecología Mediterránea*, 22: 17-24.
- Martínez, E.; Madrigal, J.; Hernando, C.; Guijarro, M.; Vega, J.A.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fonturbel, M.T.; Cuiñas, P.; Alonso, M.; Beloso, M.C. 2002. Effect of fire intensity on seed dispersal and early regeneration in a *Pinus pinaster* forest. En: Viegas DX (ed) *Forest Fire Research and Wildland Fire Safety*. Millpress, Rotterdam
- Mikola, P. 1970. Mycorrhizal inoculation in afforestation. *Int. Rev. For. Res.*, 3: 123-196.
- Oria de Rueda, J.A. 1991. Bases para la selvicultura y ordenación de montes productores de hongos micorrizógenos comestibles. *Montes*, 26: 48-55.
- Oria de Rueda, J.A.; García Iñiguez, C. 1999. Estudio de la productividad micológica de los montes de Navarra en cuanto a hongos forestales comestibles, propuestas de ordenación y repercusiones sobre el empleo y la actividad económica de Navarra. *Gestión Ambiental Viveros y Repoblaciones de Navarra*. Pamplona. 590.

- Oria de Rueda, J.A.; Hernández Rodríguez, M.; Martín Pinto, P.; Pando, V; Olaizola, J. 2010. Could artificial reforestations provide as much production and diversity of fungal species as natural forest stands in marginal Mediterranean areas? *For. Ecol. Manage.*, 260: 171-180.
- Ortega-Martínez; P.; Águeda; B.; Fernández-Toirán; L.M.; Martínez-Peña F. 2011. Tree age influences on the development of edible ectomycorrhizal fungi sporocarps in *Pinus sylvestris* stands. *Mycorrhiza* 21 65-70
- Pausas, J.G.; Llovet, J.; Rodrigo, A.; Vallejo R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *Int J Wildland Fire* 17:713-723.
- Parladé, J.; Luque, J.; Pera, A.; Rincón, A. 2004. Field performance of *Pinus pinea* and *P. halepensis* seedlings inoculated with *Rhizopogon* sp. and outplanted in formerly arable land. *Ann. For. Sci.*, 61: 507-511.
- Peay, K.G.; Garbelotto, M.; Bruns, T.D. 2009. Spore heat resistance plays an important role in disturbance-mediated assemblage shift of ectomycorrhizal fungi colonizing *Pinus muricata* seedlings. *J. Ecol.*, 97: 537-547.
- Pera, J.; Parladé, J.; Álvarez, I.F. 1994. Eficacia del tipo de inóculo de *Pisolithus tinctorius* en la formación de micorrizas en *Pinus pinaster* y *Pseudotsuga menziesii*. Dpto. de Patología Vegetal, IRTA. Invest. Agrar. Sist. Recur. For., Vol. 3(1): 19-29.
- Pera, J., Alvarez, I.F. 1995. Ectomycorrhizal fungi of *Pinus pinaster*. *Mycorrhiza* 5:193-200.
- Pera, J; Álvarez, I.F.; Parladé, J. 1998. Eficacia del inóculo micelial de 17 especies de hongos ectomicorrícicos para la micorrización controlada de *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* y *Pseudotsuga menziesii* en contenedor. Invest. Agr. Sist. Recur. For. Vol.7 (1 y 2).
- Perry, D.A.; Amaranthus, M.P.; Borchers, J.G.; Borchers, S.L.; Brainerd R.E. 1989. Bootstrapping in ecosystems. *Bioscience*, 39: 230-237.
- Raison, R.J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil*, 51: 73-108.
- Requena, N.; Jeffries, P.; Barea, J.M. 1996. Assessment of natural mycorrhizal potential in a desertified semiarid ecosystem. *Appl. Environ Microbiol*, 62(3): 842-847.
- Retana, J.; Espelta, J.M.; Habrouk, A.; Ordoñez, J.L.; Solà-Morales, F. 2002. Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forests changes after a large wildfire in northeastern Spain. *Ecoscience* 9: 89-97.
- Richard, F.; Millot, S.; Gardes, M.; Selosse, M.A. 2005. Diversity and specificity of ectomycorrhizal fungi retrieved from an oldgrowth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex*. *New Phytologist*, 166: 1001-1023.
- Ricón, A.; Pueyo, J.J. 2010. Effect of fire severity and site slope on diversity and structure of the ectomycorrhizal fungal community associated with post-fire regenerated *Pinus pinaster* Ait. seedlings. *For. Ecol. Manage.*, 260: 361-369.

- Rodríguez J.A., Sáiz J.A., Zazo J., 1989. Efectos positivos de la micorrización controlada con el hongo *Tuber melanosporum* Vitt. de la especie forestal *Corylus avellana* L. obtenido mediante reproducción vegetativa *Bol. Veg. Plagas* 15: 207-214. Madrid.
- Rodríguez Trejo, D.A. (1996). Incendios Forestales. Mundi-Prensa. México. 630 pp.
- Smith, S.E. Read, D.J. 1997. Mycorrhizal symbiosis. Second edition. Academic Press. London. UK.
- Solis A., 2003. Planteamientos sobre la regeneración en pinares de repoblación que alcanzan la edad del turno. Cuadernos de la S.E.C.F., 15, 49-58.
- Stendell, E.R.; Horton, T.R.; Bruns, T.D. 1999. Early effects of prescribed fire on the structure of the ectomycorrhizal fungus community in a Sierra Nevada ponderosa pine forest. *Mycological Research*, 103: 1353-1359.
- Tapias, R.; Gil, L. 2000. Adaptación reproductiva de las especies forestales ante el fuego. En: R. Vélez (ed.), *La Defensa contra Incendios Forestales. Fundamentos y Experiencias*: 4.36-4.66. Mc-Graw Hill. Madrid.
- Tapias, R., Gil, L., Fuentes-Utrilla, P., Pardos, J.A. 2001. Canopy seed banks in Mediterranean pines of south-eastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. and *P. pinea* L. *Journal of Ecology* 89:629-638.
- Tapias, R., Climent, J., Pardos, J.A., Gil, L. 2004. Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecology* 171:53-68.
- Trabaud, L.; Campant, C. 1991. Difficulté de recolonisation naturelle de pin de Salzmann *Pinus nigra* Arn.ssp. *salzmannii* (Dunal) Franco après incendie. *Biol. Conserv.*, 58: 329-343.
- Trappe, J.M. 1977. Selection of fungi for ectomycorrhizal inoculation in nurseries. *Ann. Rev. Phytopathol.*, 15: 203-222.
- Vázquez, F.J.; Acea, M.J.; Carballas, T. 1993. Soil microbial populations after wildfire. *Microbiology Ecology*, 13: 93-104.
- Vega, J.A.; Bará, S.; Alonso, M.; Fonturbel, M.T.; Garcia, P. 1987. Preliminary Results of a Study on Short Term Effects of Prescribed Fire in Pine Stands in NW Spain. *Ecología Mediterránea*, 13(4): 177-188.
- Vega Hidalgo, J.A. 2003. Regeneración del género *Pinus* tras incendios. *Actas de la III Reunión sobre Regeneración Natural – IV Reunión sobre Ordenación de montes. Cuad. Soc. Esp. Cien. For.*, 15: 59-68.
- Vélez, R. 2000. Los incendios forestales en la Cuenca Mediterránea. EN: Vélez, R. (ed.), *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. Mc Graw-Gill. ISBN: 8448127420.
- Zaldívar, P. 2001. *Apuntes de Botánica Forestal*. E.T.S.I.A. Palencia. Universidad de Valladolid.