



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE

Centro Regional Universitario Bariloche

Impacto de la intensidad del fuego sobre el comportamiento micorrízico y crecimiento temprano de una especie forestal nativa (*Nothofagus antarctica*) y otra exótica invasora (*Pinus contorta*)

Trabajo Final para optar al título de Licenciado en Ciencias Biológicas

Matias Alexis Soto Mancilla

Directora: Natalia V. Fernández

Co-directora: Jorgelina Franzese

Abril 2022

Dedicado a mi familia por el apoyo y amor incondicional que me han brindado a lo largo de toda mi vida.

AGRADECIMIENTOS

- ◆ A la Universidad Nacional del Comahue y al Centro Regional Universitario Bariloche por permitirme el formarme en esta hermosa carrera.
- ◆ A todos en el Laboratorio de Microbiología Aplicada y Biotecnología del Centro Regional Universitario Bariloche, por aceptarme en su lugar de trabajo y ayudarme a resolver cualquier duda que tuviera.
- ◆ Al INTA EEA Bariloche y quienes allí trabajan por brindarme el espacio, recursos y apoyo necesario para poder realizar el ensayo de esta Tesina, en especial a los Dres. Mario Pastorino y Alejandro Aparicio.
- ◆ A los miembros integrantes del jurado de esta Tesina por su dedicación.

También me gustaría agradecer a las siguientes personas, que significaron mucho a lo largo de toda mi formación académica y personal y del trabajo de esta tesina:

- ◆ A Nati, por además de ser una gran profesional poseer una gran calidad humana. No tengo mas que agradecimientos por tu enorme dedicación, por haber realizado un enorme trabajo para poder llevar a cabo esta tesina. Gracias por acompañarme en cada instancia, por buscar solución a cada inconveniente que se presentó a la hora de necesitar ir al laboratorio, por estar siempre pendiente y dispuesta a resolver cualquier consulta, tanto de manera presencial como mediante la virtualidad. Gracias por todas las horas dedicadas a la lectura y corrección de esta tesina, por además de enseñarme ha como trabajar, todas las oportunidades ofrecidas para aprender y mejorar en el ámbito científico. Muchas gracias Nati por todo! Y espero con ansias seguir trabajando juntos!
- ◆ A Jor, gracias por también siempre estar pendiente y bien predispuesta a ayudar en lo que sea necesario. Por estar dispuesta a resolver y explicarme todas mis dudas en cada ocasión que necesité, por todo el esfuerzo y dedicación brindado para hacer esta tesina. Gracias por tomarte el tiempo de revisar y corregir una y otra vez cada cosa que escribí. Por ayudarme a solucionar cada problema estadístico. Aprendí muchísimo gracias a vos y también te considero una gran profesional y persona. Espero volver a trabajar juntos!
- ◆ A mis padres por enseñarme que no importa lo difícil que sea, con esfuerzo todo se puede lograr. Por siempre estar ahí para guiarme, ayudarme cada vez que fue necesario y levantarme luego de cada caída. Por su preocupación, por su amor y apoyo incondicional. Gracias por ser como son, por siempre buscar que de lo mejor de mi, y por ayudarme en convertirme en todo lo que soy hoy. Cada logro cumplido es en gran parte merito suyo. Los amo!
- ◆ A mi hermana, por ser mi compañera fiel desde que éramos chicos. Gracias por todo el amor y apoyo incondicional que me has dado. Gracias por estar ahí en todo momento, tanto en los momentos buenos como malos. Por compartir cada alegría, por escucharme e incluso ayudarme a estudiar, aunque no fuera de tu agrado. Gracias por cada abrazo de energía! Te amo hermanita!
- ◆ A las personas que conocí gracias a esta hermosa carrera y que hoy en día puedo llamar amigos. A Tef, Fran, Caro, Facu y Fer que, si bien no en todo momento cursamos juntos, o incluso estando a la distancia, siempre estuvieron ahí. Gracias por cada momento vivido dentro y fuera de las aulas, por cada risa, cada charla en el pasillo, por las corridas a causa de una entrega y por cada desvelada a causa o no del estudio. Gracias por brindarme su apoyo y ayuda cada vez que lo necesité, por enseñarme tanto y por creer en mi incluso cuando yo no lo hice. Gracias por hacer tan llevadero el transcurso de la universidad. Los aprecio mucho!

ÍNDICE

ÍNDICE	3
RESUMEN	4
ABSTRACT	5
INTRODUCCIÓN	6
♦ Invasiones de pináceas en Patagonia	6
♦ El fuego como disturbio y su rol en los procesos de invasión de pináceas.....	7
♦ Microorganismos del suelo y su importancia en los procesos de invasión	8
♦ Impacto del fuego sobre las micorrizas y su impacto sobre la invasión en ambientes nativos	11
♦ Objetivo general	13
♦ Objetivos específicos	13
♦ Hipótesis y predicciones	14
MATERIALES Y MÉTODOS	15
♦ Especies de estudio	15
♦ Descripción del área de estudio y selección de sitios de muestreo	16
♦ Diseño experimental del ensayo de vivero	28
♦ Estratificación y germinación de semillas	19
♦ Recolección de suelo y caracterización química	19
♦ Tratamientos de intensidad de fuego	20
♦ Variables evaluadas en plántulas de <i>N. antarctica</i> y <i>P. contorta</i>	21
♦ <i>Medidas morfométricas y biomasa</i>	21
♦ <i>Colonización por hongos ectomicorrícicos (HEcM)</i>	23
♦ <i>Identificación molecular de hongos ectomicorrícicos (HEcM)</i>	23
♦ Análisis estadísticos	24
RESULTADOS	26
♦ Caracterización físico-química del suelo y de los tratamientos de intensidad de fuego	26
♦ Medidas morfométricas y biomasa de las plántulas	27
♦ <i>Longitud de tallo y diámetro de cuello</i>	27
♦ <i>Longitud y diámetro de raíz</i>	29
♦ <i>Relación longitud de tallo/diámetro de cuello</i>	31
♦ <i>Biomasa aérea y radical</i>	32
♦ <i>Relación biomasa aérea/radical</i>	34
♦ Colonización ectomicorrícica y su efecto sobre el desarrollo de las plántulas ...	34
DISCUSIÓN	41
♦ Comportamiento micorrícico de plántulas de <i>N. antarctica</i> y <i>P. contorta</i>	41
♦ Crecimiento temprano de <i>N. antarctica</i> y <i>P. contorta</i> y relación con su comportamiento micorrícico	44
♦ Conclusión	46
BIBLIOGRAFÍA	47
ANEXO 1	57

RESUMEN

En la Región Andino-patagónica argentina, *Pinus contorta* fue una de las principales especies utilizadas en plantaciones forestales para fines productivos. En los ambientes de matorral de la región, donde *Nothofagus antarctica* predomina como especie nativa, se han establecido diversas plantaciones de *P. contorta* que han logrado invadir los ambientes aledaños. El fuego es un disturbio frecuente en la Patagonia argentina y en áreas invadidas por pinos la frecuencia e intensidad de los mismos pueden aumentar significativamente debido a la presencia de pináceas, favoreciendo además el establecimiento postfuego de estas especies exóticas. El suelo es un importante factor en los procesos de invasión, ya que posee microorganismos capaces de facilitar el establecimiento de las plantas y promover su desarrollo vegetal fuera de su rango nativo, entre los que se encuentran los hongos ectomicorrícicos (HEcM). Tanto *N. antarctica* como *P. contorta* presentan abundantes ectomicorrizas (EcM). En este trabajo se evaluó cómo la intensidad del fuego y la procedencia del suelo afectan el comportamiento micorrícico y el desarrollo temprano de plántulas de *N. antarctica* y *P. contorta*. Para esto, se realizó un ensayo de vivero en el que se cultivaron plántulas de ambas especies forestales en suelo de dos procedencias distintas (matorral nativo / plantación de pino) sujetos a quemas experimentales de diferente intensidad (alta = 900 °C / Baja = 500 °C / control = sin quema). Se evaluaron medidas morfológicas (longitud y diámetro de tallo y raíz), biomasa y colonización por EcM. Además, se realizaron análisis moleculares para la identificación de los HEcM. Los resultados mostraron que el efecto de la intensidad de fuego sobre el crecimiento de *N. antarctica* dependió del tipo de suelo en el que fue cultivado, presentando un mayor crecimiento en suelo de matorral sometido a temperaturas de ~500 °C. En cambio, el crecimiento de *P. contorta* fue principalmente afectado por el tipo de suelo, ya que se desarrolló mucho mejor en suelo de plantación. La intensidad de fuego no tuvo efecto sobre el crecimiento de esta especie forestal. En cuanto al porcentaje de colonización de EcM, no se observaron diferencias en los valores registrados para cada especie forestal al cultivarse en los distintos tipos de suelo. El fuego no influyó en los porcentajes de ectomicorrización de *P. contorta*, pero aumentó la abundancia de esta simbiosis en plántulas de *N. antarctica* a medida que se incrementó la temperatura de quema. Se identificaron un total de 12 especies de HEcM, encontrándose algunas de ellas compartidas entre ambas especies forestales. Si bien se observó que ambas especies forestales se asociaron a diferentes HEcM según el suelo en el que crecieron, el fuego no redujo la riqueza de HEcM en ninguno de ellos. Esta tesis aporta información relevante sobre la interacción entre hongos micorrícicos y dos especies forestales (una nativa y otra exótica invasora) de importancia económica y ecológica de la región Andino-patagónica en escenarios simulados de postfuego, un contexto escasamente estudiado a pesar de ser el fuego un disturbio con alta incidencia en los distintos ambientes de la región.

ABSTRACT

In the Argentinean Andean-Patagonian region, *Pinus contorta* was one of the main forestry species used for productive purposes. In native shrublands located in this region, which are mainly dominated by *Nothofagus antarctica*, several *P. contorta* plantations have been established and this species was able to invade the surrounding environments. Fire is a frequent disturbance in the Andean-Patagonian region, and its frequency and intensity can increase significantly due to the presence of pinaceae, also favoring the post-fire establishment of these exotic species. The soil is an important factor during invasion processes, since it has microorganisms capable of promoting plant establishment and development outside its native range, such as ectomycorrhizal fungi (EcMF). Both *N. antarctica* and *P. contorta* have abundant ectomycorrhizas (EcM). In this work, we evaluated how fire intensity and soil provenance affect mycorrhizal behavior and early development of *N. antarctica* and *P. contorta* seedlings. A nursery trial was carried out in which seedlings of both forestry species were grown in soil from two different provenances (native scrubland / pine plantation) subject to experimental burning of different intensity (high = 900 °C / Low = 500 °C / control = no burning). Morphological measures (length and diameter of stem and root), biomass and colonization by EcM were evaluated in every seedling. In addition, molecular analyzes were performed for identifying the EcMF. It was observed that the effect of fire intensity on *N. antarctica* growth depended on the type of soil in which it was cultivated, since bigger seedlings were found in scrubland soil subjected to temperatures of ~500 °C. In contrast, the growth of *P. contorta* was mainly affected by soil provenance, since it developed much better in plantation soil. Fire intensity had no effect on the growth of this forestry species. Regarding the percentage of EcM colonization, no differences were observed in the values recorded for each forestry species when cultivated in the different soil provenances. Fire did not influence the ectomycorrhization percentages of *P. contorta*, but in *N. antarctica* seedlings EcM colonization rised as burning temperature increased. A total of 12 species of EcMF were identified, being some of them in roots of both plant species. Although it was observed that both forest species were associated with different EcMF depending on the cultivation soil, fire did not reduce EcMF richness in any of them. This thesis provides relevant information on the interaction between mycorrhizal fungi and two economic and ecological important forestry species (one native and one exotic invasive) in the Andean-Patagonian region in simulated post-fire scenarios, a context that has been poorly studied despite being fire a disturbance with high incidence in this region.

INTRODUCCIÓN

Invasiones de pináceas en Patagonia

La invasión de plantas exóticas, también llamadas no nativas, es un proceso que puede ocurrir cuando algunas especies de plantas son transportadas por los humanos fuera de su rango natural de origen y son capaces de colonizar, establecerse y dispersarse a través del paisaje en el que han sido introducidas. Para que esto ocurra, primero deben ser capaces de superar las numerosas barreras impuestas por el nuevo ambiente (factores bióticos y abióticos) (Theoharides & Dukes, 2007). La invasión por especies introducidas es considerada uno de los principales factores que aportan al cambio ambiental global, debido a que modifican la disponibilidad y distribución de los recursos (Mack *et al.*, 2000). Además, las invasiones pueden actuar de forma negativa sobre la biota local, afectando la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas naturales (Richardson & Rejmánek, 2004; Theoharides & Dukes, 2007; Taylor *et al.*, 2017), así como sobre la provisión de servicios ecosistémicos (Ewel *et al.*, 1999; Castro-Díez *et al.*, 2019).

En el Hemisferio Sur, las especies pertenecientes al género *Pinus* (originarias del Hemisferio Norte) figuran entre las más utilizadas para realizar plantaciones comerciales, y en muchos casos se han dispersado fuera de las plantaciones convirtiéndose en invasoras exitosas (Higgins & Richardson, 1998; Franzese *et al.*, 2016). Se sabe que la extensión de las plantaciones de diferentes especies de pináceas han impactado gravemente diversos componentes y procesos propios de los ecosistemas nativos, entre los que se encuentran la fragmentación del hábitat, alteraciones de las características propias del suelo, la eliminación del sotobosque, la disminución de la biodiversidad nativa, el facilitamiento de otras invasiones (“*invasional meltdown*”: Simberloff & Von Holle, 1999), y el aumento de riesgo de plagas, enfermedades e incendios (Satti *et al.*, 2003; Lantschner *et al.*, 2012; Franzese *et al.*, 2017). La región Andino-patagónica presenta múltiples condiciones por las cuales las plantaciones forestales de diferentes leñosas exóticas fueron capaces de prosperar. En el caso las especies pertenecientes al género *Pinus* (Pinaceae), entre estas condiciones se encuentra la similitud geográfica y climatológica de la región Andino-patagónica con la del noroeste de Norteamérica, donde se encuentra el rango de distribución nativo de estas especies (Paruelo *et al.*, 1998; Bradford & Lauenroth, 2006).

En Argentina, las plantaciones forestales han sido promovidas por el Estado Nacional durante las últimas décadas, tanto mediante contribuciones con créditos como por la reducción de impuestos. Esto ha resultado, a comienzos del 2000, en más de 70.000 ha de plantaciones de diferentes especies de pino con una tasa de crecimiento de aproximadamente 5.000 ha por año (Laclau, 2003). En la Patagonia argentina, una de las principales especies utilizadas en plantaciones con fines productivos es *Pinus ponderosa*, siguiéndole en orden de importancia *P. contorta* (pino contorta) con una extensión de más de 2.500 ha (SAGyP, 2017). Tanto en la Patagonia argentina como en la chilena esta última especie se encuentra principalmente en ambientes de estepa, tanto en matorrales como en pastizales (Salomón *et al.*, 2011; Orellana & Raffaele, 2010; Franzese *et al.*, 2016), donde frecuentemente ha registrado un comportamiento invasivo (Sarasola *et al.*, 2006; Cobar-Carranza *et al.*, 2014; Raffaele *et al.*, 2014). *Pinus contorta* ha sido

propuesta como especie modelo para indagar sobre diversos procesos asociados a las invasiones biológicas (Gundale *et al.*, 2014).

El fuego como disturbio y su rol en los procesos de invasión de pináceas

El fuego es un disturbio que puede originarse debido a causas tanto naturales como antrópicas y en diferentes tipos de ambientes, llegando a formar parte de la dinámica natural de algunos ecosistemas terrestres. El fuego es un factor ecológico que puede presentar frecuencias variables según la región, que pueden ir desde anuales hasta una vez por cada siglo (Mataix-Solera & Cerdá, 2009). En particular, la región Andino-patagónica presenta diversos ambientes (bosques, matorrales y pastizales) con un amplio historial de incendios, formando el fuego parte de su dinámica natural (Veblen *et al.*, 1992; Paritsis *et al.*, 2006). De hecho, algunos de estos ambientes se han originado luego de incendios, naturales o antrópicos, ocurridos durante los últimos 200 años. Los regímenes de fuego en la región varían de acuerdo al gradiente de precipitación, incrementando su frecuencia desde los sitios más húmedos (oeste) hacia los sitios más secos (este). En los primeros, los incendios suelen ser infrecuentes, pero de alta intensidad, mientras que en los sitios más secos estos eventos tienden a ser más frecuentes, pero menos intensos (Kitzberger & Veblen, 1997). Últimamente, los eventos de fuego han aumentado su frecuencia debido a cambios ambientales, tales como el incremento de las temperaturas medias y la disminución de las precipitaciones, e incluso han aumentado su intensidad debido a la presencia de especies exóticas productoras de altas cantidades de material combustible, tales como las pináceas (Day *et al.*, 2019; Franco-Manchón *et al.*, 2019; Franzese *et al.*, 2020; Franzese *et al.*, 2022).

El fuego es un disturbio que se caracteriza por la eliminación temporal de la parte aérea de la vegetación presente en un lugar, tanto de manera parcial como completa, llegando a alterar severamente las capas superficiales del suelo (Mataix-Solera & Cerdá, 2009). Los efectos de este disturbio dependen de su intensidad, que a su vez se relaciona con múltiples variables propias del sitio afectado, entre las cuales se encuentran la humedad ambiental, la humedad del suelo, la cantidad de biomasa seca, la cantidad de materia orgánica presente en el suelo, el tipo de vegetación del lugar y el clima, entre otras (Servicio Nacional de Manejo del Fuego¹; Valette *et al.*, 1994). Durante los incendios forestales, las temperaturas máximas alcanzadas y la duración de la transferencia de calor también determinan la severidad del impacto en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, lo que influye directamente sobre la recuperación de la cubierta vegetal tras el disturbio (DeBano, 1990; Agee, 1993; Valette *et al.*, 1994; Neary *et al.*, 1999).

Las invasiones de pinos suelen estar relacionadas con disturbios, siendo el fuego uno de los más importantes (Richardson & Bond, 1991). Es bien sabido que el establecimiento y desarrollo de numerosas Pináceas serótinas, tales como *P. contorta*, pueden verse favorecidos luego de incendios (Cóbar-Carranza *et al.*, 2014; Gundale *et al.*, 2014; Raffaele *et al.*, 2015; Franzese & Raffaele, 2017). Esto está relacionado con la capacidad de las especies serótinas de formar bancos de semillas aéreas, ya que

¹ www.argentina.gob.ar/ambiente/fuego/conocemas/variables

almacenan en la copa al menos una parte de las semillas producidas anualmente (Pausas, 2012), las cuales son liberadas de forma masiva después de un incendio. En este contexto, las invasiones de pinos pueden generar transformaciones a nivel ecosistémico que propicien cambios en las características del combustible y que resultan en alteraciones en la frecuencia e intensidad de los incendios (Sarasola *et al.*, 2006; Peña *et al.*, 2008; Cóbar-Carranza *et al.*, 2014; Franzese *et al.*, 2020).

Microorganismos del suelo y su importancia en los procesos de invasión

El suelo es un sistema dinámico compuesto por una mezcla compleja de material mineral, materia orgánica, aire, agua y gran diversidad de organismos vivos que, a su vez, influyen en sus propiedades (Wall *et al.*, 2012; Prasad & Pietrzykowski, 2020). El suelo proporciona un sustrato físico y los requerimientos nutricionales necesarios para el crecimiento de las plantas, así como una gran variedad de hábitats que alojan una inmensa biodiversidad que aún hoy dista de conocerse en su totalidad (Taiz & Zeiger, 2002; Wall *et al.*, 2012). Los organismos del suelo poseen diferentes estrategias para adaptarse a las limitaciones del ambiente en el que habitan, ya sea de forma individual o mediante asociaciones mutualistas con otros organismos. Por ejemplo, algunos microorganismos han desarrollado asociaciones en las que comparten fortalezas adaptativas complementarias, es decir, en las que cada organismo está adaptado para responder ante diferentes problemas, y en conjunto logran superar barreras que de manera individual no podrían. Una consecuencia de esto es la organización de los organismos en comunidades basadas principalmente en interacciones mutualistas y/o no tróficas. Éste parece ser un proceso predominante en los suelos, y constituye un modo de funcionamiento único en la biosfera (Wall *et al.*, 2012).

Muchos de los microorganismos que habitan en el suelo se relacionan directamente con las raíces de las plantas, afectando su rendimiento o bien influyendo sobre otras comunidades microbianas asociadas a ellas. Si bien algunos de los procesos asociados a microorganismos de la rizósfera (región del suelo inmediata a las raíces vegetales) pueden ser negativos para las plantas, como la infección por patógenos o la competencia por recursos, muchos son beneficiosos para el desarrollo vegetal (Kent & Triplett, 2002; en Buée *et al.*, 2009). Por ejemplo, algunos microorganismos rizosféricos tienen la capacidad de promover el crecimiento de las plantas, permitiendo una mayor absorción de agua y nutrientes, controlando agentes causantes de enfermedades (biocontrol), y produciendo fitohormonas que quedan disponibles para las plantas, entre otras cosas (Smith & Read, 2008; Adesemoye & Kloepper, 2009). Algunos microorganismos también cumplen un rol importante en el ciclo del fósforo (P), y su actividad es crucial para transformar este importante nutriente de estados que no pueden ser absorbidos por las plantas a otros que son útiles para las mismas (Richardson, 2006).

Las micorrizas son asociaciones generalmente mutualistas que se establecen entre diferentes hongos del suelo y las plantas. Éstas se caracterizan por una íntima relación entre las hifas del hongo micorrícico y alguno de los órganos vegetales de la planta en contacto con el sustrato, principalmente las raíces, permitiendo así un intercambio mutuo entre la planta y el hongo. Mientras que la planta aporta fotosintatos al hongo, éste le brinda a la planta mayor capacidad de absorción de agua y nutrientes (Taiz & Zeiger,

2002; Anwar *et al.*, 2008; Smith & Read, 2008). Esto se debe no sólo a que la planta presenta mayor área de absorción como consecuencia del desarrollo fúngico en el suelo circundante, sino también a que las hifas externas son mucho más finas que los pelos radicales y pueden llegar a poros del suelo de pequeño tamaño, en los que las raíces de las plantas no pueden penetrar, accediendo entonces a recursos que de otra forma no estarían disponibles para ellas (Smith & Read, 2008; Brundrett & Tedersoo, 2018). Las micorrizas brindan también a la planta otros beneficios como incrementar la resistencia a factores de estrés bióticos (ej. patógenos, herbivoría) y abióticos (ej. estrés hídrico, tolerancia a contaminantes), y/o aumentar su capacidad de competición con otras plantas (Pedersen, 1999; Smith & Read, 2008; Azcón-Aguilar *et al.*, 2009; Sadava *et al.*, 2012). Si bien existen siete diferentes tipos de micorrizas, las ectomicorrizas (EcM) y micorrizas arbusculares (MA) son los dos grupos principales (Smith & Read, 2008; Brundrett & Tedersoo, 2018).

Las EcM se forman entre hongos de las clases Agaricomycetes (Basidiomycota), Pezizomycetes (Ascomycota) y Endogonomycetes (Mucoromycota) y alrededor de 335 géneros de especies vegetales. Aunque esto corresponda aproximadamente al 2 % de las especies de plantas vasculares descritas hasta el momento, se estima que cerca del 60 % de los árboles que hay en la tierra presentan EcM (Steidinger *et al.*, 2019). Estas micorrizas poseen tres características diagnósticas principales: 1) una vaina de micelio fúngico denominada manto, la cual rodea los ápices radiculares generando cambios morfológicos en la raíz, dando origen a una nueva estructura denominada “ectomorfo tipo”; 2) parte de este micelio penetra entre las células corticales, dando lugar a una red de hifas intraradical conocida como red de Hartig; y 3) el micelio proveniente del manto es capaz de extenderse en forma de hifas individuales (denominadas hifas emanantes) o de cordones hifales (llamados rizomorfos) hacia el suelo, incrementando la capacidad de exploración del sistema radicular de la planta, este conjunto de hifas se denomina micelio extraradical (Figura 1.1). Las EcM están principalmente asociadas a especies forestales, gimnospermas y angiospermas leñosas (Taiz & Zeiger, 2002; Smith & Read, 2008; Brundrett & Tedersoo, 2018).

Por su parte, las MA se encuentran formadas por hongos del Phylum Glomeromycota, que son simbioses obligados (Brundrett & Tedersoo, 2018). A diferencia de las EcM, no presentan manto, por lo que no generan cambios morfológicos visibles en la raíz. Este tipo de asociación micorrícica se caracteriza por ingresar dentro de la corteza radical, desarrollar hifas intra e intercelulares que forman estructuras diagnósticas tales como vesículas (almacenamiento de lípidos) y arbusculos (hifas muy ramificadas dentro de las células vegetales, involucradas en el intercambio de nutrientes con la planta) y también formar un micelio extraradical (Figura 1.1). Este tipo de micorriza es el más abundante en los ecosistemas, ya que se encuentran en la mayoría de las plantas vasculares (>70 % de las especies descritas), incluyendo angiospermas, gimnospermas, pteridófitas, e incluso en algunas hepáticas y briofitas (Taiz & Zeiger, 2002; Smith & Read, 2008; Brundrett & Tedersoo, 2018).

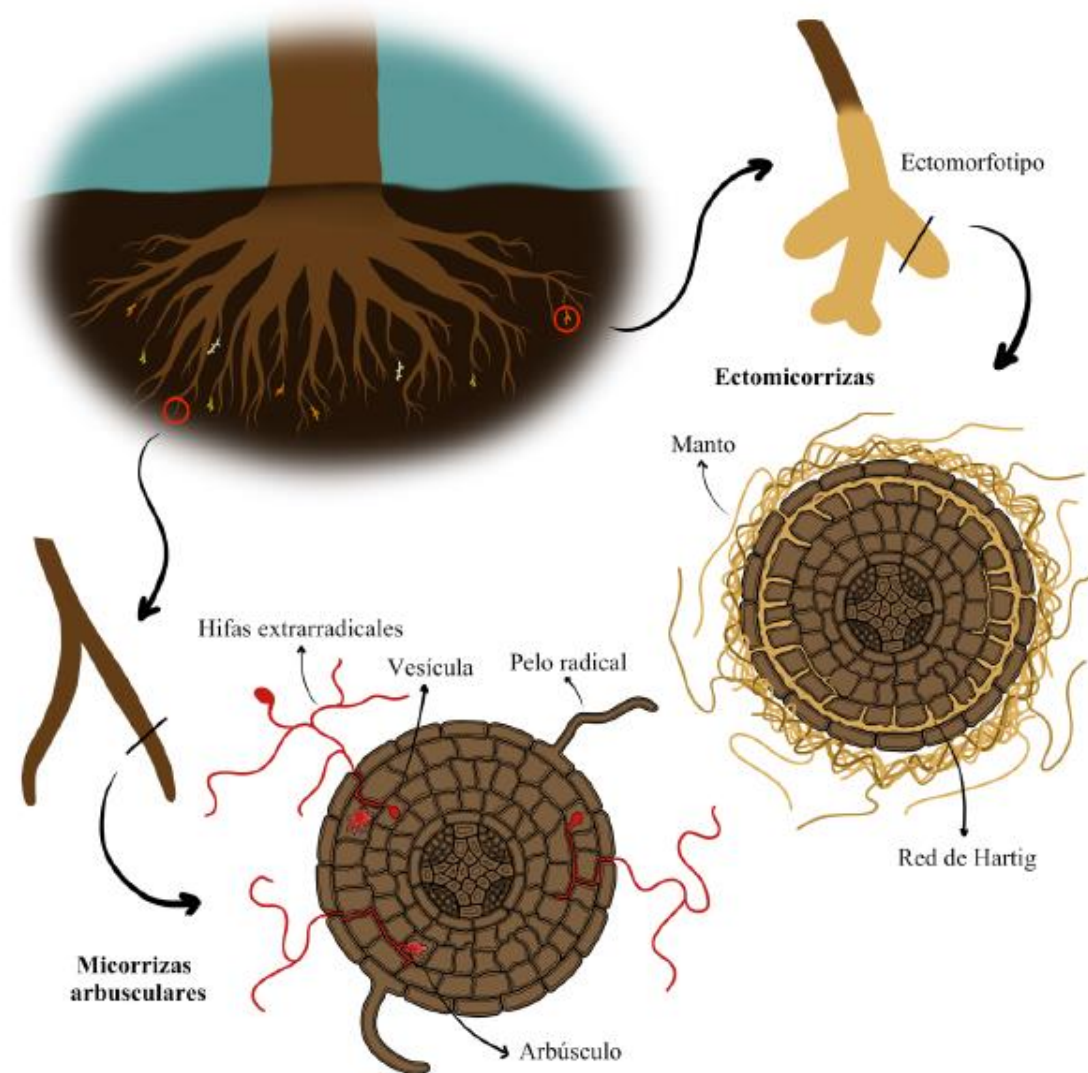


Figura 1.1. Esquema de morfología de la raíz colonizada por ectomicorrizas y micorrizas arbusculares y de un corte transversal de las mismas, donde se destacan las estructuras características de cada tipo micorrícico. Imagen extraída de Fioroni (2020).

Entonces, si bien las EcM se encuentran asociadas a un reducido número de especies vegetales (2 %) en comparación con las MA (>70 %), éstas resultan de gran relevancia debido a que están asociadas con muchas especies forestales que ocupan grandes áreas boscosas a nivel global, presentando muchas de ellas importancia en la industria de la madera. En los ecosistemas forestales, principalmente en los templados y boreales, el 95 % de los árboles establecen asociaciones EcM, por lo que se las considera una de las principales estrategias de estas plantas para adquirir P (Smith & Read, 2008; Becquer *et al.*, 2014). Esta es la situación de los bosques Andino-patagónicos, en los que tanto las especies forestales nativas dominantes, los *Nothofagus*, como las especies exóticas utilizadas en plantaciones comerciales, principalmente pináceas, se desarrollan sobre suelos de origen volcánico poco desarrollados (Andisoles) cuya principal limitación es la alta retención de P (Mazzarino & Gobbi, 2005), y poseen abundantes EcM en sus raíces (Nouhra *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2015; Salgado Salomón *et al.*, 2017; Barroetaveña *et al.*, 2019; Truong *et al.*, 2019; Policelli *et al.*, 2020).

Por lo expuesto, resulta evidente que el suelo es otro gran factor a considerar en los procesos de invasión, ya que posee una gran diversidad de microorganismos que pueden resultar antagonistas (patógenos o parásitos, entre otros) o facilitadores de la invasión. Entre estos últimos se encuentran los hongos micorrícicos, que pueden facilitar desproporcionadamente el éxito de algunas especies vegetales (Theoharides & Dukes, 2007; Wall *et al.*, 2012; Policelli *et al.*, 2019). Múltiples estudios han demostrado como el establecimiento de varias especies de pinos, entre ellas *P. contorta*, está fuertemente relacionado con la presencia de hongos micorrícicos en el suelo, a tal punto que su ausencia puede generar una barrera potencial contra la invasión de dichas plantas (Núñez *et al.*, 2009; Policelli, 2019; Dickie *et al.*, 2010). Esto demostraría la fuerte dependencia que pueden llegar a tener ciertas especies vegetales por las micorrizas, particularmente algunas leñosas invasoras, las cuales pueden prosperar a partir de esta simbiosis y competir con la vegetación nativa. Si bien las coinvasiones de plantas y simbiontes mutualistas parecen ser comunes, como ha ocurrido con varias introducciones de diferentes especies de pinos en la región (Núñez *et al.*, 2009), algunos organismos exóticos (tal vez con un menor grado de especialización) pueden encontrar mutualistas locales que reemplacen a los de su área de distribución nativa, generando asociaciones simbióticas novedosas (Núñez & Dickie, 2013; Dickie *et al.*, 2010). Además, estudios como los realizados por Salomón *et al.* (2011) o Policelli *et al.* (2020), sugieren que el mismo suelo de las plantaciones de pinos podría funcionar como fuente de inóculo micorrícico, permitiéndoles expandir sus límites y llegar a diseminarse fuera de las mismas, desencadenando procesos de invasión en los ecosistemas naturales o seminaturales contiguos a las plantaciones.

Impacto del fuego sobre las micorrizas y su impacto sobre la invasión en ambientes nativos

La mayoría de las especies forestales, tanto exóticas como nativas, requieren de las micorrizas para establecerse y crecer, especialmente cuando las condiciones del suelo o ambientales no son óptimas (Anwar *et al.*, 2008), como puede ser luego de un evento de fuego (Morales, 2014). Sin embargo, la mayoría de los trabajos realizados en ambientes incendiados de la región Andino-patagónica no contemplan cómo este disturbio afecta a las comunidades microbianas presentes en el suelo y cómo éstas se relacionan con la recolonización vegetal del ambiente y con los procesos de invasión que pudieran desencadenarse. Los escasos estudios que han abordado las variaciones en el comportamiento de las comunidades micorrícicas asociadas a *Nothofagus* (Nothofagaceae) por efecto del fuego se han llevado a cabo principalmente en bosques (Palfner *et al.*, 2008; Longo *et al.*, 2014), por lo que se desconoce qué ocurre particularmente en ambientes ecotonales o de estepa, donde *N. antactica* (ñire) suele ser dominante.

Los incendios tienen diversos efectos sobre el suelo, los cuales puede ser directos o indirectos (Adkins *et al.*, 2020; Chávez *et al.*, 2020). Efectos como la pérdida de la cobertura vegetal y organismos del suelo, la combustión del horizonte orgánico, el calentamiento del suelo y la disposición de carbón vegetal y ceniza corresponden a efectos directos de los incendios. Mientras que efectos como el aumento de la insolación del suelo

y la disminución del albedo a causa de la disminución de la cobertura vegetal por el fuego (efecto directo) son considerados como efectos indirectos. Estos últimos aumentan la radiación que es absorbida por el suelo y cambian el régimen térmico del suelo. Además, la formación de una capa impermeable sobre la superficie del suelo luego del incendio también produce efectos indirectos en el mismo, tales como cambios en las propiedades hidrológicas (ej. falta de infiltración de agua), en el pH y la conductividad eléctrica (Adkins *et al.*, 2020). Por su parte, los organismos del suelo también se ven afectados por estos efectos directos e indirectos de los incendios (Adkins *et al.*, 2020). Las alteraciones biológicas del suelo comienzan en el rango de temperatura entre los 40-70 °C, al producirse la degradación de las proteínas y, en consecuencia, la muerte celular y de los tejidos. En particular, para las comunidades fúngicas del suelo, entre ellas las micorrícicas, el calentamiento del suelo es el principal factor directo que, generalmente, provoca una disminución de su biomasa (Stendell *et al.*, 1999; Vásquez-Gassibe *et al.*, 2015) y cambios significativos en su estructura (Cairney & Bastias, 2007; Dove & Hart, 2017). Esto se debe a que la mayoría de los hongos no son termorresistentes, a excepción de aquellos capaces de formar estructuras de resistencia que toleren estas condiciones (ej. esporas) (Neary *et al.*, 1999; Cairney & Bastias, 2007; Dove & Hart, 2017; Adkins *et al.*, 2020). Los efectos indirectos de los incendios sobre los regímenes térmicos e hídricos del suelo también pueden provocar grandes cambios sobre las comunidades micorrícicas. Por ejemplo, se puede ver afectada la fenología de fructificación y la actividad biológica general de los hongos, así como la infectividad de raíces por parte de los hongos micorrícicos (Dove & Hart, 2017). Del mismo modo, la abundancia de hongos en el suelo suele disminuir luego de un incendio debido, entre otras razones, a que éstos no suelen tolerar el aumento del pH provocado por el disturbio (Adkins *et al.*, 2020).

En términos generales, las comunidades fúngicas del suelo suelen presentar diferencias significativas al compararlas entre sitios quemados y no quemados, observándose que su diversidad y riqueza normalmente disminuye con la presencia del fuego (Kutorga *et al.*, 2012; Barker *et al.*, 2013; Day *et al.*, 2019). Estos cambios en las comunidades fúngicas dependen de la severidad del disturbio (Day *et al.*, 2019), y pueden perdurar hasta por más de 25 años desde el mismo (Kipfer *et al.*, 2011), llegando a dificultar el posterior proceso de recolonización de las especies vegetales. Entre los hongos EcM, esta disminución en la riqueza de especies puede ser muy variable, yendo desde el 90 % de las especies presentes antes del evento de fuego hasta no significativas (Kutorga *et al.*, 2012; Rincón *et al.*, 2013; Mediavilla *et al.*, 2014; Dove & Hart, 2017; Salo & Kouki, 2018; Franco-Manchón *et al.*, 2019). En términos de abundancia en las raíces, numerosos estudios han demostrado que existe una disminución de la colonización EcM en raíces de diferentes especies vegetales luego de incendios forestales y quemas prescritas y, como era de esperar, el aumento de la severidad del fuego aumenta este efecto negativo sobre las EcM. Sin embargo, en la Patagonia chilena, Palfner *et al.* (2008) encontraron que plántulas de *Nothofagus alpina* de 2 años que se establecieron después de un incendio tendieron a presentar mayor colonización EcM respecto de plántulas de la misma edad establecidas en suelos no quemados (Taudière *et al.*, 2017). Si bien la literatura coincide en la existencia de cambios a largo plazo en la composición de las comunidades de hongos EcM después de un evento de fuego, los efectos precisos del mismo sobre la diversidad, riqueza y porcentajes de colonización a escala local y su consecuencia sobre especies de interés forestal continúan siendo poco conocidos.

Teniendo en cuenta lo mencionado anteriormente, y la creciente demanda e interés por la producción de cultivos forestales en la región (Bava *et al.*, 2015), comprender mejor las respuestas de crecimiento temprano de *P. contorta* y *N. antarctica* en escenarios asociados a distintas intensidades de fuego podría brindar información novedosa sobre la dinámica de invasión y el potencial reclutamiento de cada especie en ambientes afectados por fuego. Si bien se ha demostrado que las perturbaciones provocadas por el fuego promueven las invasiones, especialmente en especies de pinos serótinos como *P. contorta* (Nuñez *et al.*, 2017; Taylor *et al.*, 2017; Davis *et al.*, 2019), y que la presencia de microorganismos simbiosntes en el suelo, tales como los hongos micorrícicos, facilitan el establecimiento de especies vegetales exóticas invasoras (Nuñez *et al.*, 2017; Sielaff *et al.*, 2019), muy poco se sabe sobre el resultado de la interacción de estos factores sobre el reclutamiento, un proceso clave en la invasión, y la recolonización de especies nativas. Además, considerando que: 1) en las plantaciones de pino y en las zonas ecotonales con alto nivel de invasión por parte de los mismos las intensidades de fuego pueden aumentar hasta un 30 % debido al gran aporte de material combustible generado por los pinos (Paritsis *et al.*, 2018), y que 2) la eliminación de estas pináceas puede resultar en una reinvasión (Nuñez *et al.*, 2017; Torres *et al.*, 2018), el estudio de la respuesta de una especie forestal nativa a diferentes intensidades de fuego en suelo de plantación, podría aportar conocimientos valiosos para la implementación de actividades de restauración en sitios quemados, previamente dominados por pinos. En este contexto, en este trabajo se evaluó el efecto de la intensidad del fuego sobre el comportamiento micorrícico y el desarrollo temprano de *P. contorta* y *N. antarctica* tanto en suelo de matorral nativo como en suelo de plantación de pino.

Objetivo General

Estudiar el efecto de distintas intensidades de fuego sobre las ectomicorrizas asociadas a dos especies forestales de la región, una nativa (*N. antarctica*) y otra exótica invasora (*P. contorta*), y sobre su desarrollo temprano tanto en suelo de matorral nativo como en suelo de plantación de pinos.

Objetivos específicos

1. Estudiar la abundancia y riqueza de hongos ectomicorrícicos asociados a ejemplares de *N. antarctica* y *P. contorta* establecidos en suelos correspondientes a dos ambientes (matorral nativo y plantación de pinos) y previamente sometidos a diferentes intensidades de fuego.
2. Determinar si existen hongos en común que formen EcM en ambas especies forestales.
3. Caracterizar el desarrollo de las plántulas de ambas especies forestales en función de los dos tipos de suelo (matorral nativo y plantación de pinos), de las distintas intensidades de fuego y de las comunidades ectomicorrícicas asociadas.
4. Analizar la posible influencia del fuego en la facilitación del proceso de invasión de *P. contorta* sobre matorrales nativos.

Hipótesis y predicciones

- 1. Hipótesis:** El fuego genera un impacto negativo sobre la colonización ectomicorrícica, debido a que las altas temperaturas reducen el inóculo fúngico.
Predicción: Se observará una disminución en la abundancia y riqueza de ectomicorrizas en las plántulas de ambas especies a medida que aumenta la intensidad del fuego (suelo quemado alta intensidad < suelo quemado baja intensidad < suelo control).
- 2. Hipótesis:** El desarrollo de las plántulas, tanto de *P. contorta* como de *N. antarctica*, se ve afectado de forma negativa en suelos quemados debido a la reducción en el inóculo ectomicorrícico causado por el efecto de las altas temperaturas.
Predicción: Tanto los individuos de *P. contorta* como de *N. antarctica* presentarán un crecimiento menor a medida que la temperatura de los suelos quemados aumente (control > quema a temperatura baja > quema a temperatura alta).
- 3. Hipótesis:** El suelo del ambiente donde se desarrolla cada especie forestal presenta el inóculo fúngico afín para la formación de ectomicorrizas, independientemente de las condiciones físico-químicas del suelo y de la temperatura de quema.
Predicción: Se observará que las plántulas de *N. antarctica* y *P. contorta* presentarán mayor colonización y riqueza de ectomicorrizas en suelos de matorral nativo y de plantación, respectivamente.
- 4. Hipótesis:** El crecimiento de ambas especies forestales será beneficiado por las asociaciones ectomicorrícicas.
Predicción: Se espera que los ejemplares de *N. antarctica* y *P. contorta* que presenten mayor crecimiento sean aquellos que posean mayor porcentaje y riqueza de micorrizas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Especies de estudio

Para realizar el ensayo se seleccionaron dos especies arbóreas, una nativa (*Nothofagus antarctica*, Nothofagaceae) y una exótica considerada invasora (*Pinus contorta*, Pinaceae). Ambas especies pueden encontrarse en ambientes de matorral en la región Andino-patagónica, y presentan gran importancia ecológica, forestal y económica. Además, tanto *N. antarctica* como *P. contorta* presentan abundantes EcM en su sistema radical, incluso desde etapas muy tempranas del desarrollo (Salomon *et al.*, 2011; Longo *et al.*, 2014; Fernández *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2015; Fioroni, 2020).

Nothofagus antarctica (G. Forster) Oerst. (ñire) es una especie endémica tanto de Argentina como de Chile, y presenta la mayor amplitud ecológica de las especies de *Nothofagus* sudamericanos, distribuyéndose desde los 36° 30' S hasta los 56° S en Cabo de Hornos, Chile (Donoso Zegers, 2006). Las condiciones topográficas y edáficas en las que es capaz de desarrollarse el ñire son extremadamente variables, pudiendo encontrarse casi desde el nivel del mar hasta una altitud de 1.800 m s.n.m. Es una especie monoica caducifolia, perteneciente a la familia *Nothofagaceae*, que varía en tamaño y morfología según las condiciones del hábitat en el que se desarrolle. Puede crecer en forma arbórea alcanzando los 20 m de altura, como árbol pequeño e incluso en forma arbustiva achaparrada con troncos torcidos y ramificados (Veblen *et al.*, 1996; Donoso Zegers, 2006). *Nothofagus antarctica* es la especie sudamericana de *Nothofagus* con mayor dependencia de la reproducción vegetativa, característica que le permite rebrotar vigorosamente desde raíces y ramas parcialmente enterradas luego de un incendio (Veblen *et al.*, 1996). Por otro lado, las semillas presentan una viabilidad muy baja, por lo que sólo entre el 13-18 % de las mismas suelen germinar luego de una estratificación fría por 60 días a 4 °C (Premoli, 1991; Donoso Zegers, 2006). Si bien el ñire no es muy utilizado como especie maderera, su madera es considerada de muy buena calidad. Además, posee gran importancia ornamental, especialmente para países nórdicos (Donoso Zegers, 2006). Esta especie es muy frecuente en los bosques Andino-patagónicos, la estepa y los ambientes ecotonales de la Patagonia, donde plantaciones de diversas especies de pino (*P. contorta* entre ellas) han logrado invadir (Cóbar-Carranza *et al.*, 2014; Raffaele *et al.*, 2014).

Pinus contorta Douglas ex London (pino contorta) es una especie nativa del oeste de Estados Unidos y norte de México, donde crece entre los 400-3500 m s.n.m., en zonas con precipitaciones anuales de 750-1500 mm. Esta especie ha sido introducida en diversos países del mundo, tales como Nueva Zelanda, Chile y Argentina, donde ha sido capaz de establecerse exitosamente en ecosistemas abiertos y/o con altos niveles de perturbación (Hurrell & Bazzano, 2007). Es una especie forestal perennifolia capaz de crecer de 15 a 36 m de altura. Se caracteriza por presentar una copa con forma piramidal a cónica, troncos rectos de hasta 1,96 m de diámetro, corteza castaña entre anaranjada y grisácea, hojas aciculares verde-amarillentas de 3-7 cm de largo dispuestas en pares y conos casi simétricos que pueden ser seróticos según la variedad (Hurrell & Bazzano, 2007; Fuentes *et al.*, 2014). *Pinus contorta* es una especie que presenta carácter invasor y suele ser pionera en zonas incendiadas, ya que el fuego facilita la apertura de los conos

y las semillas toleran temperaturas de hasta 120 °C (Cóbar-Carranza *et al.*, 2015). Además, esta especie presenta rápido crecimiento y producción de conos a temprana edad (5-10 años) (Hurrel & Bazzano, 2007), incluso en áreas donde ha sido introducido (Franzese & Raffaele, 2017). El porcentaje de germinación puede alcanzar un 87 % (Cobar-Carranza *et al.*, 2015). Esta especie de pino ha sido llevada fuera de su rango geográfico original principalmente con fines de uso forestal, ornamental y de control de erosión (Richardson, 1998; Hurrel & Bazzano, 2007). Actualmente, en la región Andino-patagónica argentina existen más de 2.570 has de plantaciones monoespecíficas de *P. contorta* (Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2017) con fines productivos debido a su madera de textura fina y homogénea, liviana y fácil de trabajar, apta para carpintería, revestimientos y elaboración de pasta de papel (Hurrel & Bazzano, 2007).

Pinus contorta ha sido propuesta como especie modelo para investigar diversos procesos asociados a las invasiones biológicas (Gundale *et al.*, 2014). Algunos de los atributos que hacen de ésta una especie modelo son: (1) rasgos típicos asociados a especies vegetales invasoras (ej. crecimiento rápido, alta y rápida producción de semillas, asociación a disturbios), presentando así un gran potencial para convertirse en invasora luego de su introducción; (2) se ha introducido en una amplia gama de ecosistemas alrededor del mundo, algunos con diferentes niveles de impactos antrópicos, presentando éxito invasivo muy variable (lo cual permite considerar el efecto de distintas perturbaciones y cambios ambientales); (3) produce impactos detectables en los ecosistemas que invade; (4) existen datos detallados de sus introducciones debido a su importancia silvícola; (5) dado que tanto en sus ambientes nativos como en los introducidos suele crecer en monocultivos, se pueden hacer comparaciones precisas entre ellos; (6) se pueden estudiar las diferentes etapas del proceso de su invasión (es decir, el transporte, introducción, establecimiento y propagación); (7) también se ha introducido en comunidades bióticas muy variables, lo que permite evaluar el papel que desempeñan las interacciones bióticas en el control de la invasión; y por último (8) al presentar importancia silvícola, en muchos casos existe información sobre las características genéticas de las plantaciones introducidas (Gundale *et al.*, 2014). Estas características junto a su presencia en asociación con *N. antarctica* en diferentes lugares de Patagonia llevaron a seleccionar a *P. contorta* para desarrollar los objetivos de este trabajo.

Descripción del área de estudio y selección de sitios de muestreo

El presente trabajo se llevó a cabo en un área del noroeste patagónico ubicada a ~10 km de la ciudad de San Carlos de Bariloche y próxima al Parque Nacional Nahuel Huapi, Provincia de Río Negro, Argentina. Esta área presenta un clima templado-frío, con un régimen de precipitaciones mediterráneo, que se concentran en el periodo de otoño-invierno alternando con períodos secos y calurosos en primavera-verano. Las precipitaciones anuales rondan los 970-1200 mm, mientras que la temperatura media anual es de 8,9 °C (Barros *et al.*, 1983; Veblen & Kitzberger, 2002). El ambiente ecotonal de la región (zonas de transición entre los Bosques Andino patagónicos y la Estepa) se caracteriza por presentar matorrales altos y densos generalmente dominados por *N. antarctica*, que puede tener forma arbustiva o de árbol pequeño. Los suelos del lugar son de origen volcánico, y uno de los disturbios naturales más recurrentes es el fuego

(Mermoz *et al.*, 2005). El área presenta un importante historial de incendios (Bariloche2000², 2008; Télam, 2014³; Argentina forestal, 2015⁴). Por otra parte, también se encuentran en el lugar múltiples plantaciones forestales de pináceas, encontrándose entre ellas plantaciones monoespecíficas de *P. contorta* (Lantschner & Rusch, 2007), desde las cuales se han propagado semillas hacia los ambientes aledaños, propiciando la invasión.

Dentro del área de estudio denominada “La Paloma” (41°10'0'' S, 71°15'0'' O), se seleccionaron dos sitios de muestreo (Figura 2.1): un matorral nativo sin invasión de pinos y una plantación monoespecífica de *P. contorta*. Sabiendo que es posible que el suelo de las plantaciones forestales actúe como fuente de inóculo micorrícico en ambientes aledaños (Salomón *et al.*, 2011), se tuvo en consideración que los sitios de muestreo se encontraran lo suficientemente distantes entre sí (más de 1000 metros) para reducir la posibilidad de un aporte significativo de inóculo desde la plantación al matorral o viceversa. En ambos sitios se colectó suelo para llevar a cabo el ensayo de vivero que se describe a continuación.



Figura 2.1. Fotografías de los sitios de muestreo: (A) matorral nativo de *Nothofagus antarctica* y (B) plantación monoespecífica de *Pinus contorta*.

² www.bariloche2000.com/noticias/leer/trabajan-aun-en-la-paloma/35181

³ www.telam.com.ar/notas/201402/52473-controlan-un-incendio-en-un-pinar-del-sur-de-bariloche.php

⁴ www.argentinaforestal.com/2015/11/05/voraz-incendio-en-bariloche-ya-afecto-unas-3-hectareas/

Diseño experimental del ensayo de vivero

Para evaluar cómo el tipo de suelo y la intensidad del fuego afectan tanto el desarrollo temprano de *N. antarctica* y *P. contorta* como a las comunidades de EcM asociadas a sus sistemas radicales, se realizó un ensayo de vivero considerando los siguientes factores: 1) origen del suelo utilizado como sustrato (plantación o matorral) e 2) intensidad del fuego (alta = 900 °C, baja = 500 °C o control = sin quema). De esta forma, el ensayo presentó un diseño factorial 2×3 para cada una de las dos especies forestales seleccionadas, con un total de 12 tratamientos y diez repeticiones por cada uno (n total = 120; Figura 2.2). Para la selección de las temperaturas de quema, dada la escasa información disponible respecto de las temperaturas alcanzadas por el suelo durante los incendios en sistemas naturales de la región, se consideró información de lo que ocurre en ecosistemas mediterráneos en general. Para incendios forestales se estima que la temperatura máxima del suelo en superficie puede ubicarse en un rango de 200-300 °C, pero en presencia de combustible como troncos y ramas gruesas, como sería el caso de matorrales y plantaciones de pinos, es común que ésta alcanzase los 500-700 °C y, esporádicamente, superar los 1500 °C (Dunn & DeBano, 1977, leído en Urretavizcaya, 2005).

El ensayo se llevó a cabo a partir de noviembre del año 2019, en un vivero con riego automático del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Bariloche (INTA EEA Bariloche) y con la colaboración de los Doctores Mario Pastorino y Alejandro Aparicio. Si bien se había planificado realizar el análisis de la totalidad de las plántulas luego de finalizado el primer período de crecimiento (abril 2020), esto no fue posible debido a las restricciones decretadas luego de que se declarara la pandemia por COVID-19. Las muestras se procesaron entre junio y septiembre del 2020. El tiempo de permanencia de las plantas en las macetas se consideró en los análisis estadísticos realizados.

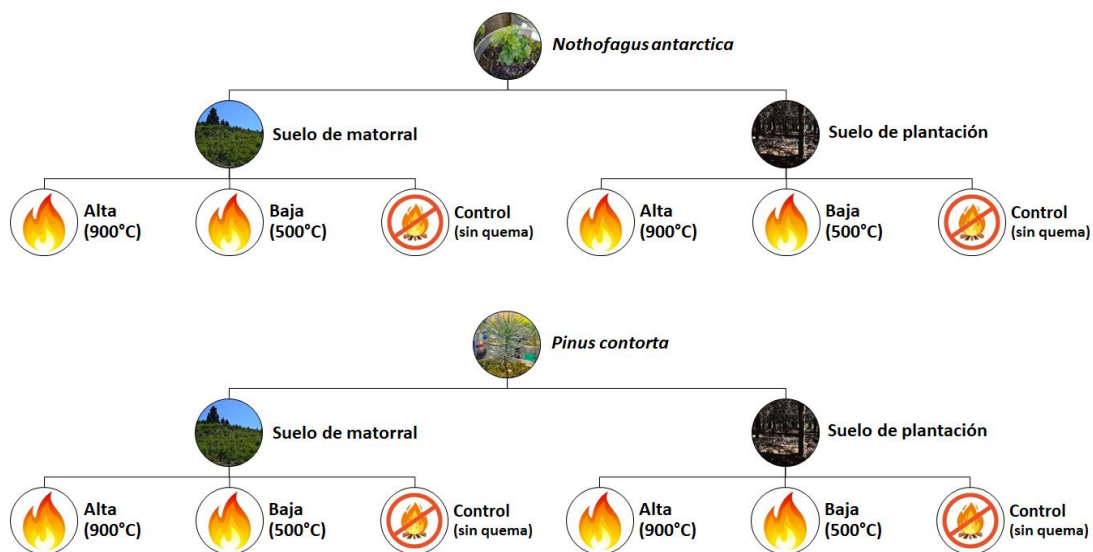


Figura 2.2. Esquema del diseño factorial 2×3 utilizado para *Nothofagus antarctica* y *Pinus contorta* en el ensayo de vivero. Las bifurcaciones principales representan a cada factor (origen del suelo e intensidad del fuego), del cual se derivan los niveles considerados (“matorral / plantación” y “alta / baja / control”, respectivamente).

Estratificación y germinación de semillas

Las semillas de ambas especies fueron colocadas en agua fría estéril durante 48 horas y se eliminaron aquellas que flotaron ya que suelen estar huecas o no ser viables (prueba de flotación). Luego se les realizó una desinfección en superficie con hipoclorito de sodio al 5 % (Varela & Arana, 2011). Posteriormente, las semillas se estratificaron en placas de Petri estériles bajo condiciones de humedad y frío (4 °C) durante 45 y 20 días para *N. antarctica* y *P. contorta* respectivamente, según los protocolos propuestos por Premoli (1991) y Varela & Arana (2011). Una vez finalizada la estratificación, se colocaron las semillas a 1 cm de profundidad en el sustrato inerte generalmente utilizado en viveros forestales para tal fin, compuesto de partes iguales de turba y arena volcánica (1:1) (Azpilicueta *et al.*, 2010; Fernández *et al.*, 2013). Las plántulas germinadas se trasplantaron a las macetas con el suelo correspondiente a los distintos tratamientos (ver siguiente sección) luego de desarrollar sus primeras hojas verdaderas (alrededor de diez días después de la siembra).

Recolección de suelo y caracterización química

En noviembre de 2019 se recolectó suelo del matorral nativo con dominancia de *N. antarctica* y de la plantación de *P. contorta* como sustrato para trasplantar las plántulas. Además, cada tipo de suelo fue utilizado como fuente de inóculo ectomicorrícico natural para ambas especies forestales (Fioroni, 2020). El suelo se recolectó luego de la remoción de la hojarasca o pinocha, respectivamente, mediante sacabocados de 10 cm de diámetro y 15 cm de profundidad procurando mantener la estructura del mismo lo más intacta posible, ya que se ha demostrado que los hongos del suelo pueden llegar a presentar una fuerte estratificación vertical (Lindahl *et al.*, 2006; Clemmensen *et al.*, 2014; Taylor *et al.*, 2014; Day *et al.*, 2019). El suelo fue colocado en macetas metálicas respetando su estructura vertical. En total se rellenaron 60 macetas de 900 mL con suelo de matorral nativo y otras 60 con suelo de plantación de *P. contorta*. Los sacabocados y demás elementos utilizados en la recolección de las muestras fueron desinfectados con alcohol 70 % con el fin de evitar aportes accidentales de inóculo entre los dos tipos de suelo. Por último, en cada uno de los sitios se recolectaron cinco muestras adicionales de suelo separadas entre sí al menos 20 m, y se las conservó en bolsas plásticas individuales para realizar los análisis químicos que se detallan a continuación.

Para caracterizar ambos tipos de suelo, se determinó en cada una de las diez muestras recolectadas para tal fin: carbono total (C_T), nitrógeno total (N_T) y fósforo extraíble (P_E). Para realizar los análisis se secaron las muestras de suelo a temperatura ambiente. Luego, se tamizaron con una malla de 2 mm (P_E) o 0.5 mm (C_T , N_T), según requiriera cada análisis. El C_T se analizó por el método de digestión de Walkley-Black, el N_T por el método de Kjeldahl (Nelson & Sommers, 1996), y el P_E se analizó en solución alcalina tamponada (0.5 N $NaHCO_3$) por el método del ácido ascórbico (Kuo, 1996). Estos análisis fueron llevados a cabo en el Laboratorio de Suelos del Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue.

Tratamientos de intensidad de fuego

El suelo recolectado y colocado en las macetas metálicas se oreó durante dos días para que pierda humedad antes de realizar las quemas experimentales que simularían los distintos tratamientos de intensidad de fuego, ya que los incendios suelen ocurrir en verano cuando tanto la humedad ambiente como la del suelo son bajas (Castillo *et al.*, 2003). Adicionalmente, se midió la humedad del suelo para todas las macetas antes de la aplicación de los tratamientos. La humedad se registró con un TDR y sensores de 20 cm de largo.

En noviembre de 2019, las 60 macetas con suelo de matorral nativo o con suelo de plantación de pino fueron subdivididas de forma aleatoria en tres grupos de 20 macetas. Cada uno de estos grupos correspondió a las tres intensidades de quema definidas con anterioridad: intensidad alta (temperatura superficial aproximada de 900 °C), intensidad baja (temperatura superficial aproximada de 500 °C) y control (suelo sin quemar). Para simular las condiciones experimentadas durante un evento natural de fuego, las llamas se proporcionaron con un soplete desde la parte superior de la maceta. De esta manera, las mayores temperaturas se registraron en la superficie, con una disminución gradual a medida que aumentó la profundidad del sustrato. Para registrar la temperatura en superficie y en profundidad se utilizaron termocuplas tipo K conectadas a un datalogger ubicadas a 0, 2 y 4 cm de profundidad (Figura 2.3). También se utilizó otra termocupla para medir la temperatura ambiente. La temperatura superficial se mantuvo lo más constante posible durante 30 segundos a 900 o 500 °C según correspondiera (intensidad alta o baja, respectivamente). Para cada maceta, se registraron: la temperatura del suelo previo a aplicar cada tratamiento de quema, la temperatura durante los 30 segundos que se mantuvo la quema y el descenso de la temperatura durante los 30 segundos posteriores a la aplicación del calor. Luego de aplicados los tratamientos, las macetas se dejaron enfriar durante dos días antes de trasplantar las plántulas.

En las macetas correspondientes a cada uno de los seis tratamientos (tipo de suelo × intensidad de quema) por especie, se sembraron diez plántulas, una por maceta (n = 10; 60 macetas por especie; 120 macetas en total). Finalmente, las macetas fueron aleatoriamente distribuidas sobre una mesada dentro del invernadero con riego automatizado considerando una grilla de 10 × 12. En el momento de realizar el trasplante se le midió a cada plántula la longitud del tallo y el diámetro de cuello.



Figura 2.3. Dispositivo utilizado para realizar las quemas experimentales de los suelos. El fuego se suministró mediante un soplete desde la superficie, mientras que las termocuplas conectadas al *datalogger* y ubicadas en superficie, a 2 cm y a 4 cm de profundidad del suelo registraron las temperaturas durante la quema y luego de la aplicación de las llamas.

Variables evaluadas en plántulas de *N. antarctica* y *P. contorta*

Medidas morfométricas y biomasa

Una vez extraídas las plántulas de las macetas, se evaluó el desempeño de ambas especies según los diferentes tratamientos. Para esto, en el laboratorio se extrajo cada plántula de la maceta procurando no romper el sistema radical y se lavaron cuidadosamente sus raíces con abundante agua para eliminar el sustrato adherido a las mismas. De cada ejemplar se registró tanto la longitud del tallo y de la raíz, como el diámetro del cuello del tallo y de la raíz (Figura 2.4). Se seleccionaron estas medidas morfológicas dado que la longitud del tallo de las plántulas está relacionada con su capacidad fotosintética y ventaja competitiva en la captación de luz, la longitud de la raíz se relaciona con la capacidad de absorción de agua y nutrientes, y los diámetros son considerados buenos indicadores de crecimiento y supervivencia, además de relacionarse con la tolerancia a la sequía en el caso del diámetro de raíz (Haase, 2008). Por otro lado, también se calculó la relación longitud de tallo/diámetro del cuello, ya que es una variable considerada indicadora de la capacidad de supervivencia de la plántula al indicar que tan grueso es el tallo según su altura y su susceptibilidad a daños (Haase, 2008).

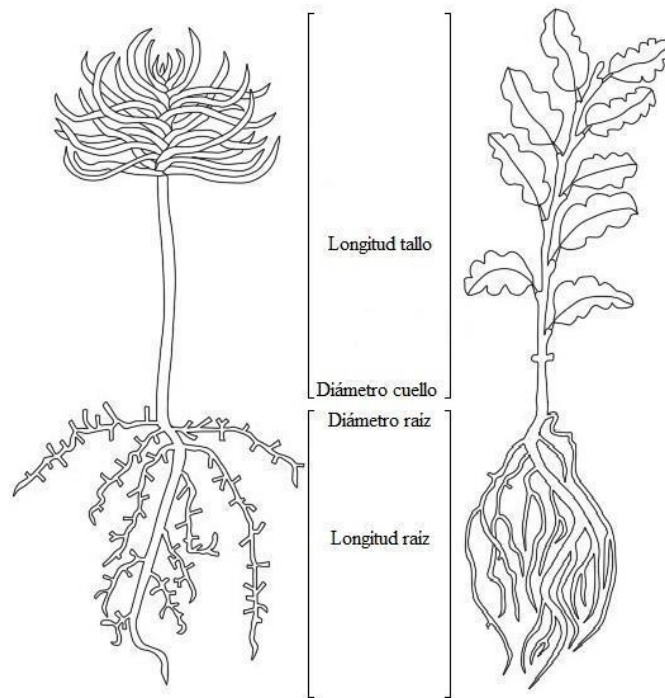


Figura 2.4. En el esquema se detalla el lugar donde se tomaron las mediciones morfométricas realizadas en las plántulas de *Nothofagus antarctica* (derecha) y *Pinus contorta* (izquierda).

Para realizar la estimación de la biomasa, se fraccionó a cada plántula en parte aérea y radical. Dado que el análisis del comportamiento ectomicorrícico debe realizarse en raíces frescas, se conservó una fracción del sistema radical antes de su secado para realizar este análisis. Para que ello no afectara la estimación de la biomasa radical seca, se registró el peso húmedo del sistema radical completo y luego de extraerse la fracción necesaria para el análisis de EcM. A continuación, cada fracción de la planta se secó a 60 °C hasta registrar peso constante. El material vegetal seco fue pesado en una balanza analítica de cuatro decimales. En el caso de las raíces, se utilizó la fracción seca para realizar una estimación del peso seco del sistema radical completo en base a la siguiente fórmula (Rydlová & Püschel, 2020):

$$\frac{PC(F) \times PF(S)}{PF(F)} \approx PC(S)$$

donde, PC se refiere al peso del sistema radical completo, PF al peso del sistema radical fraccionado y, F y S a las muestras frescas y secas, respectivamente.

La medición de estas variables se consideró de especial importancia debido a que la biomasa aérea es un buen indicador de la capacidad fotosintética y del potencial de crecimiento de las plántulas, mientras que la biomasa radical es una buena medida de la capacidad de supervivencia y de exploración del suelo (Haase, 2008). También se calculó la relación biomasa aérea/biomasa radical debido a que es un buen indicador de la capacidad de supervivencia, al medir el balance entre el área de transpiración y el área de absorción de la plántula (Haase, 2008).

Colonización por hongos ectomicorrícicos (HEcM)

En cada una de las plántulas se cuantificó el porcentaje de colonización por EcM siguiendo el método de conteo de puntas colonizadas descrito por Grand & Harvey (1982), el cual consiste en distribuir fracciones del sistema radical de la plántula en una placa de Petri con una gradilla cuadrículada de 1×1 cm en la base. La placa se observó bajo microscopio estereoscópico y se cuantificaron sólo las puntas de las raíces que caían sobre alguna de las líneas de la gradilla, discriminando entre las que se encontraban colonizadas por EcM de las que no (Figura 2.5). Además, mediante el uso de microscopio estereoscópico y óptico se observaron las características morfológicas propias de esta simbiosis (forma, color, tamaño, textura, presencia y tipo de micelio extrarradical; Agerer, 1987-2006) y en base a ellas se construyeron grupos de similitud morfológica, denominados ectomorfortipos. Se conservaron muestras de los ectomorfortipos más abundantes encontrados en cada plántula en tubos Eppendorf estériles y a -20 °C para su posterior análisis molecular.

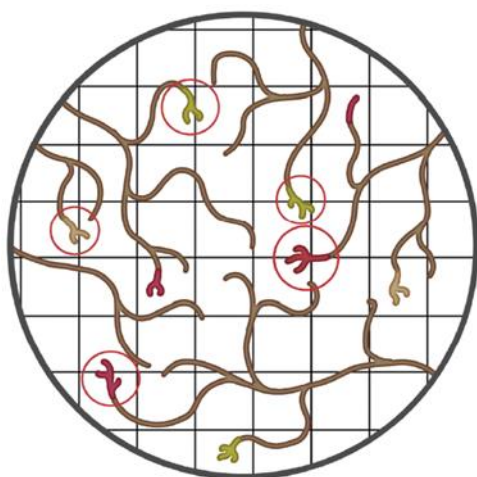


Figura 2.5. Forma en que se ubican las raíces en la placa de Petri sobre una grilla de 1 × 1 cm para la cuantificación de ectomicorrizas. Se señalan con un círculo rojo las porciones de raíz cuantificadas como positivas. Imagen extraída de Fioroni, 2020.

Identificación molecular de hongos ectomicorrícicos (HEcM)

Para conocer la identidad de los HEcM se realizaron extracciones de ADN de los ectomorfortipos más abundantes observados durante el estudio de colonización mediante el siguiente protocolo: (1) en Eppendorf estériles se colocaron 20 µL de solución de extracción (10 mL de Tris 1 M a pH = 8, 1,86 gr de KCl, 0,37 gr de EDTA, 80 mL de DI H₂O, usando NaOH 1 M para llevar a pH ~ 9,5 - 10) y una pequeña muestra de material fúngico (punta de raíz con determinado ectomorfortipo), al que luego se le aplicó presión mecánica para romper parte del tejido; (2) se dejaron incubar las muestras durante 10 minutos a temperatura ambiente y luego durante 10 minutos a 95 °C; (3) finalmente se agregaron 20 µL de la solución de dilución (BSA 3 % = 3 gr de BSA en 100 mL de DI H₂O). Se utilizó este ADN como templado para la PCR.

Para la PCR se utilizaron *primers* específicos para hongos: ITS1F (5'-CTTGGTCATTTAGAGGAACTAA-3') e ITS4 (5'-TCCTCCGCTTATTGATATGC-3') (Kendall & Rygielwicz, 2005). La reacción de PCR fue realizada en 25 µL según el siguiente protocolo: 16 µL de agua mili-Q, 2,5 µL de 4X buffer de reacción, 1 µL de cada

primer (5 mM), 1 μ L de dNTPs (5 mM), 1,5 μ L de Mg (25 mM), 0,5 μ L de Taq polimerasa (Highway) y 1 μ L de la extracción de ADN. Las condiciones de PCR fueron: un ciclo de desnaturalización de 5 minutos a 94 °C, 35 ciclos de 30 segundos a 94 °C, 45 segundos a 50 °C, 1 minuto y 10 segundos a 72 °C, y una extensión final de 10 minutos a 72 °C. Los fragmentos amplificados se separaron mediante electroforesis en geles de agarosa al 1 % (p/v), se tiñeron con el colorante Gel Stain (Biotium) y se observaron en transiluminador con luz UV. Los productos de PCR que presentaron una única banda fueron enviados a secuenciar a la empresa MACROGEN (Seúl, Corea). Las secuencias obtenidas se compararon con la base de datos pública GenBank de NCBI (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/BLAST/Blast.cgi>), utilizando la función BLASTn para identificar el taxón a la que corresponde cada una.

Análisis estadísticos

Para evaluar el efecto de cada uno de los factores estudiados en plántulas de *N. antarctica* y *P. contorta* (origen del suelo -matorral o plantación- e intensidad de fuego -alta = 900 °C, baja = 500 °C, control = sin quema-) sobre las medidas morfométricas, biomasa y porcentajes de colonización EcM, se realizaron análisis factoriales de dos vías (ANOVA/ANCOVA) para cada especie mediante modelos lineales simples y modelos lineales mixtos. En el caso de los análisis en los que se detectaron interacciones significativas entre los factores, se analizó la respuesta de un factor en función de los niveles del factor interactuante. En todos los casos se comprobó que se cumplieran los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza mediante métodos gráficos.

La utilización de los modelos lineales mixtos se tuvo en cuenta dada la diferencia de tiempo entre las primeras y últimas plántulas analizadas. El tiempo de permanencia de cada plántula en la maceta (“Edad”) fue incorporado en los modelos lineales mixtos como un factor aleatorio. Este modelo fue seleccionado sólo cuando resultó ser el mejor (menor valor de AIC), de lo contrario se realizó un modelo lineal simple (sin factor aleatorio). De igual manera, los modelos que contemplaron la interacción entre los factores fueron seleccionados sólo cuando resultaron ser los que mejor ajustaban a los datos. También se incorporó el uso del porcentaje de EcM como covariable en los modelos en donde su incorporación mejoró su bondad de ajuste. Los modelos utilizados para el análisis de cada variable en ambas especies se muestran en la Tabla 2.1.

Además, se analizó para cada especie la relación de todas las variables entre sí mediante pruebas de correlación de Pearson. Éstas se realizaron por separado según los seis tratamientos resultantes del cruce de los factores suelo e intensidad de fuego. Todos los análisis se realizaron con el software RStudio. Los gráficos se realizaron mediante el paquete ggplot2 de RStudio.

Tabla 2.1. Descripción de los modelos estadísticos utilizados para analizar las diferentes variables estudiadas en las especies vegetales *Nothofagus antarctica* y *Pinus contorta*. Aquellos modelos en los que el factor aleatorio (Edad) resultó significativo ($p < 0,05$) corresponden a modelos lineales mixtos. Los signos ✓ y ✗ indican respectivamente si el modelo presenta o no interacción entre los factores tipo de suelo e intensidad de fuego (S x F).

Variable	Especie	Modelo	Factor aleatorio (Edad)	Covariable (%EcM)	Interacción (S x F)
Longitud de tallo	<i>N. antarctica</i>	ANCOVA	—	<0,001	✓
	<i>P. contorta</i>	ANOVA	<0,05	—	✓
Diámetro de cuello	<i>N. antarctica</i>	ANCOVA	—	<0,001	✓
	<i>P. contorta</i>	ANCOVA	—	<0,01	✓
Longitud de raíz	<i>N. antarctica</i>	ANOVA	<0,05	—	✓
	<i>P. contorta</i>	ANOVA	<0,05	—	✗
Diámetro de raíz	<i>N. antarctica</i>	ANCOVA	—	<0,001	✓
	<i>P. contorta</i>	ANCOVA	—	<0,05	✓
Longitud de tallo / diámetro de cuello	<i>N. antarctica</i>	ANCOVA	<0,05	<0,01	✓
	<i>P. contorta</i>	ANOVA	<0,001	—	✗
Biomasa aérea	<i>N. antarctica</i>	ANCOVA	<0,05	<0,001	✓
	<i>P. contorta</i>	ANOVA	<0,001	—	✗
Biomasa radical	<i>N. antarctica</i>	ANCOVA	<0,001	<0,001	✓
	<i>P. contorta</i>	ANOVA	—	—	✓
Biomasa aérea / Biomasa radical	<i>N. antarctica</i>	ANOVA	<0,001	—	✗
	<i>P. contorta</i>	ANOVA	<0,001	—	✗
Porcentaje ectomicorrización	<i>N. antarctica</i>	ANOVA	<0,05	—	✓
	<i>P. contorta</i>	ANOVA	<0,001	—	✓

RESULTADOS

Caracterización físico-química del suelo y de los tratamientos de intensidad de fuego

Los resultados de los análisis químicos realizados a las muestras de suelo tomadas en ambos sitios de estudio se presentan en la Tabla 3.1. Ambos tipos de suelo presentaron valores semejantes de nitrógeno total (N_T) y de carbono total (C_T) (Tabla 3.1). Sin embargo, el suelo de plantación presentó menores valores de fósforo extraíble (P_E) y una relación carbono:nitrógeno (C:N) mayor con respecto del suelo de matorral (Tabla 3.2). El porcentaje de humedad del suelo, previa a la aplicación de los tratamientos, fue bajo en ambos tipos de suelo (humedad suelo matorral = $5,95 \pm 0,68$ %, humedad suelo plantación = $3,06 \pm 0,55$), siendo aproximadamente la mitad en el suelo de la plantación con respecto al del matorral ($F_{1,95}=42,44$; $p<0,001$).

Tabla 3.1. Resultados de los análisis químicos del suelo proveniente del matorral y de la plantación. P_E : fósforo extraíble, N_T : nitrógeno total, C_T : carbono total, C:N: relación carbono:nitrógeno. Distintas letras indican diferencias significativas entre ambos tipos de suelo.

	P_E ($\mu\text{g/g}$)	N_T (g/kg)	C_T (g/kg)	C:N
Matorral	$31,9 \pm 7^a$	$3,23 \pm 0,73^a$	$48,1 \pm 9^a$	15 ± 2^a
Plantación	$18,9 \pm 7,1^b$	$2,60 \pm 0,72^a$	$50,5 \pm 9^a$	$19,9 \pm 2^b$

En suelo de matorral, la temperatura superficial máxima promedio para los tratamientos de intensidad de fuego baja y alta rondaron los 564 °C y 944 °C, respectivamente (Figura 3.1). En suelo de plantación, las temperaturas superficiales máximas fueron similares a las descritas anteriormente, alcanzando los 572 °C en los tratamientos de baja y los 954 °C en los de alta intensidad de fuego (Figura 3.1). En ambos tipos de suelo, el comportamiento y el valor de la temperatura promedio máxima alcanzada durante las quemas experimentales variaron según la profundidad. Mientras que la temperatura en superficie aumentó de manera rápida, a 2 cm de profundidad la temperatura aumentó de manera marcadamente más lenta, notándose los mayores valores con posterioridad a los registrados en superficie. A 4 cm de profundidad, la variación de temperatura no fue considerable, siendo similar a la temperatura ambiente durante la mayor parte del tiempo de evaluación (Figura 3.1).

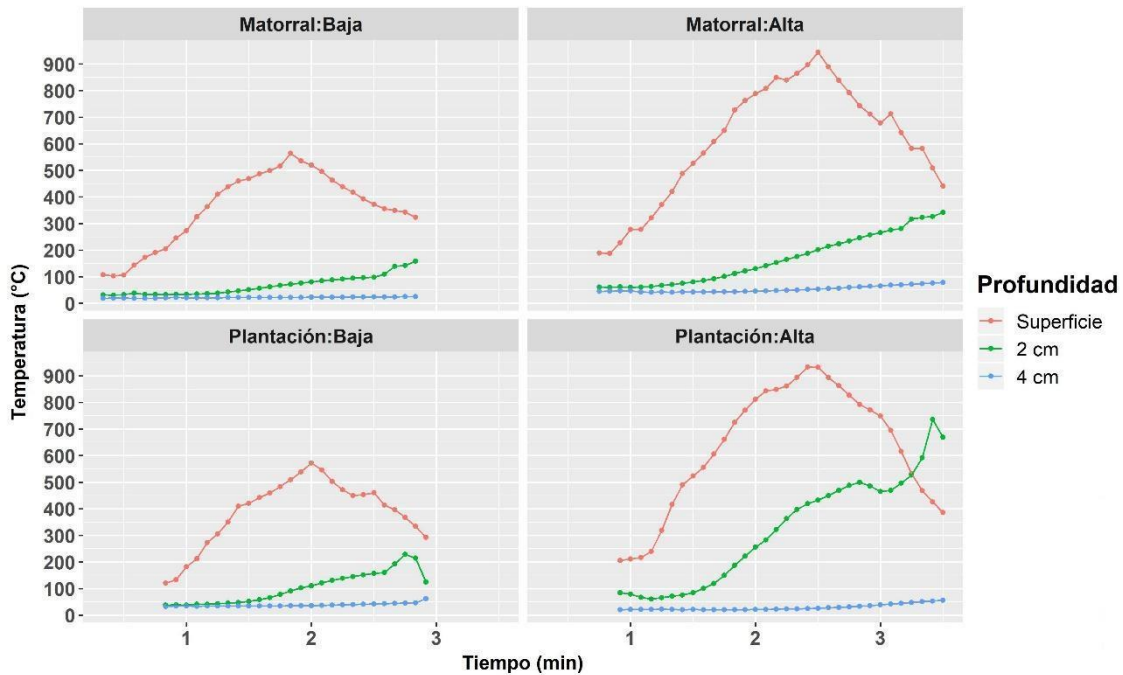


Figura 3.1. Curvas de temperatura registradas para los dos tipos de suelo (matorral / plantación) y las dos intensidades del fuego (alta: 900 °C / baja: 500 °C). En cada caso, las curvas corresponden a mediciones realizadas a tres profundidades de suelo: 0 cm (superficial, en rojo), 2 cm (en verde) y 4 cm (en azul).

Medidas morfométricas y biomasa de las plántulas

En términos generales, resultó evidente que cada especie forestal tendió a crecer mejor en el suelo donde se desarrolla naturalmente (de matorral y plantación en el caso de *N. antarctica* y *P. contorta*, respectivamente). En el caso de *N. antarctica* es de destacar que en el suelo de matorral sujeto a quema de baja intensidad presentó en general un crecimiento marcadamente superior al resto de los tratamientos.

Longitud de tallo y diámetro de cuello

En el caso de *N. antarctica*, el tipo de suelo no tuvo impacto sobre la longitud del tallo de las plántulas ($F_{1,45}=0,08$; $p>0,05$), mientras que la intensidad de fuego sí tuvo efecto sobre esta variable ($F_{2,45}=3,88$; $p<0,05$; Figura 3.2a). Sin embargo, la interacción entre estos dos factores fue significativa ($F_{2,45}=6,93$; $p<0,01$). Las plántulas que crecieron en el suelo de matorral, sometido a una intensidad de fuego baja, alcanzaron el doble de longitud de tallo comparado al resto de los tratamientos (que tuvieron valores semejantes entre sí). En el suelo de plantación no se observaron diferencias para esta variable entre las intensidades de fuego (análisis de contrastes, Anexo1). Por otro lado, la longitud de tallo de *P. contorta* dependió de la interacción del tipo de suelo con la intensidad del fuego ($F_{2,47}=4,03$; $p<0,05$; Figura 3.2b). En suelo de matorral, la longitud del tallo fue mayor a medida que la intensidad del fuego aumentó (Figura 3.2b; análisis de contrastes, Anexo1). Por el contrario, en suelo de plantación las plántulas de *P. contorta* presentaron la mayor longitud de tallo en suelos no quemados (control) (Figura 3.2b; análisis de

contrastes, Anexo1), que correspondió a más del doble del registrado en el suelo de matorral no quemado (Figura 3.2b; análisis de contrastes, Anexo1).

El diámetro del cuello de las plántulas de *N. antarctica* no fue afectado por el tipo de suelo ($F_{1,47}=2,13$; $p>0,05$), por la intensidad del fuego ($F_{2,47}=1,99$; $p>0,05$), ni por la interacción entre ambos factores ($F_{2,47}=3,19$; $p>0,05$) (Figura 3.3a). En cambio, el diámetro del cuello de las plántulas de *P. contorta* estuvo influenciado únicamente por el tipo de suelo ($F_{1,47}=8,68$; $p<0,01$; Figura 3.3b). Las plántulas de esta especie presentaron tallos más gruesos al crecer en suelos de plantación comparados con aquellas cultivadas en suelo de matorral (Figura 3.3b), lo cual concuerda con lo observado para la longitud del tallo (Figura 3.2b). Además, en suelo de plantación, las plántulas presentaron tallos más delgados a medida que la intensidad de fuego aumento (Figura 3.2b; análisis de contrastes, Anexo1).

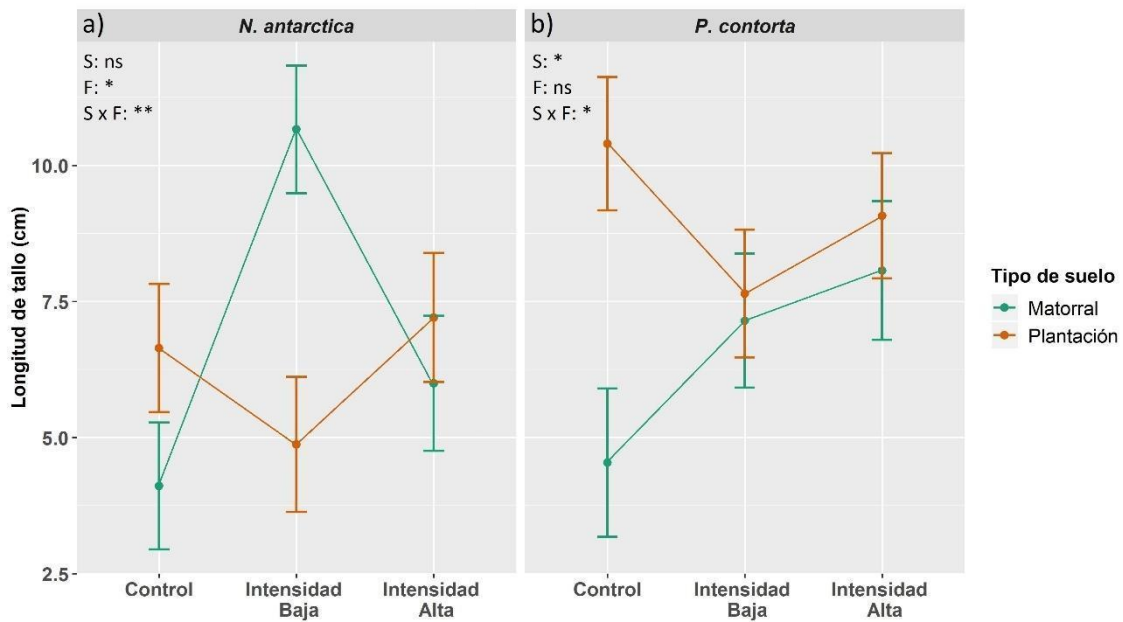


Figura 3.2. Longitud de tallo de las plántulas de *Nothofagus antarctica* (a) y *Pinus contorta* (b) según el origen del suelo (matorral / plantación) e intensidad de fuego (alta 900 °C / baja 500 °C / control -sin quema-). Las líneas representan la presencia de interacción entre los factores tipo de suelo e intensidad de fuego. *** $p<0,001$, ** $p<0,01$, * $p<0,05$, ns: no significativo.

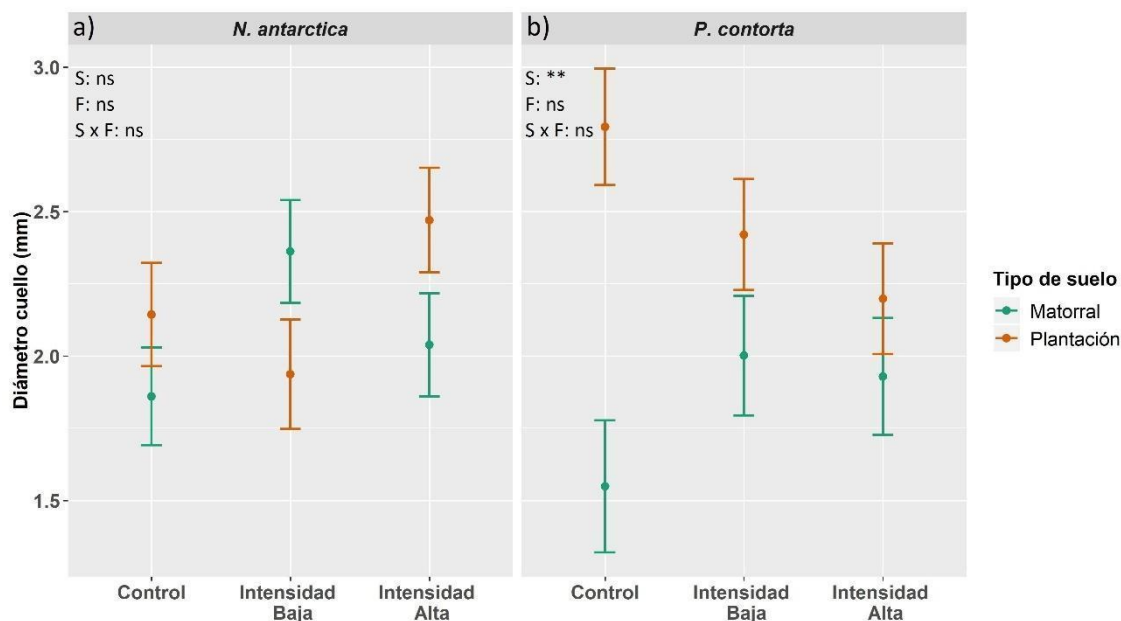


Figura 3.3. Diámetro de cuello de plántulas de *Nothofagus antarctica* (a) y *Pinus contorta* (b) según el origen del suelo (matorral / plantación) e intensidad de fuego (alta 900 °C / baja 500 °C / control -sin quema-). *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, ns: no significativo.

Longitud y diámetro de raíz

La longitud de raíz de *N. antarctica* dependió de la interacción entre el tipo de suelo y la intensidad de fuego ($F_{2,46}=4,31$; $p < 0,05$; Figura 3.4a). De manera similar a lo observado para la longitud del tallo, las plántulas de *N. antarctica* cultivadas en suelo de matorral sometido a una baja intensidad de fuego presentaron raíces más largas respecto de los otros dos tratamientos de intensidad de fuego para el mismo tipo de suelo (Figura 3.4a; análisis de contrastes, Anexo1). Por otro lado, las plántulas de *N. antarctica* en suelo de plantación incrementaron la longitud de raíz a medida que la intensidad del fuego aumentó (Figura 3.4a; análisis de contrastes, Anexo1). Para suelos quemados a alta intensidad, se observó que las plántulas de *N. antarctica* presentaron raíces más largas al ser cultivadas en suelo de plantación respecto de aquellas que crecieron en suelo de matorral (Figura 3.4; análisis de contrastes, Anexo1). El caso de *P. contorta*, el tipo de suelo fue el único factor que incidió sobre la longitud de las raíces de las plántulas ($F_{1,47}=5,26$; $p < 0,05$; Figura 3.4b). Las plántulas de esta especie presentaron raíces de mayor longitud cuando crecieron en suelo de plantación respecto de cuando lo hicieron en suelo de matorral ($F_{2,47}=0,44$; $p > 0,05$; Figura 3.4).

En el caso del diámetro de raíz, para *N. antarctica* esta variable no fue influenciada por el tipo de suelo ($F_{1,47}=0,83$; $p > 0,05$), por la intensidad del fuego ($F_{2,47}=1,29$; $p > 0,05$), ni por la interacción entre ambos factores ($F_{2,47}=3,13$; $p > 0,05$; Figura 3.5a), tal como se observó para el diámetro del cuello. En cuanto a *P. contorta*, sólo el tipo de suelo tuvo efecto sobre el diámetro de la raíz ($F_{1,48}=11,82$; $p < 0,01$; Figura 3.5b). Las plántulas de esta especie presentaron raíces más gruesas al crecer en suelos de plantación comparado con aquellas cultivadas en el suelo de matorral (Figura 3.5b), lo cual coincide con lo registrado para la fracción aérea de las plántulas (Figura 3.2b, Figura 3.3b) y para la

longitud de su raíz (Figura 3.4b). Además, en suelo de plantación, sus plántulas presentaron raíces más delgadas a medida que la intensidad de fuego aumento (Figura 3.5b; análisis de contrastes, Anexo1).

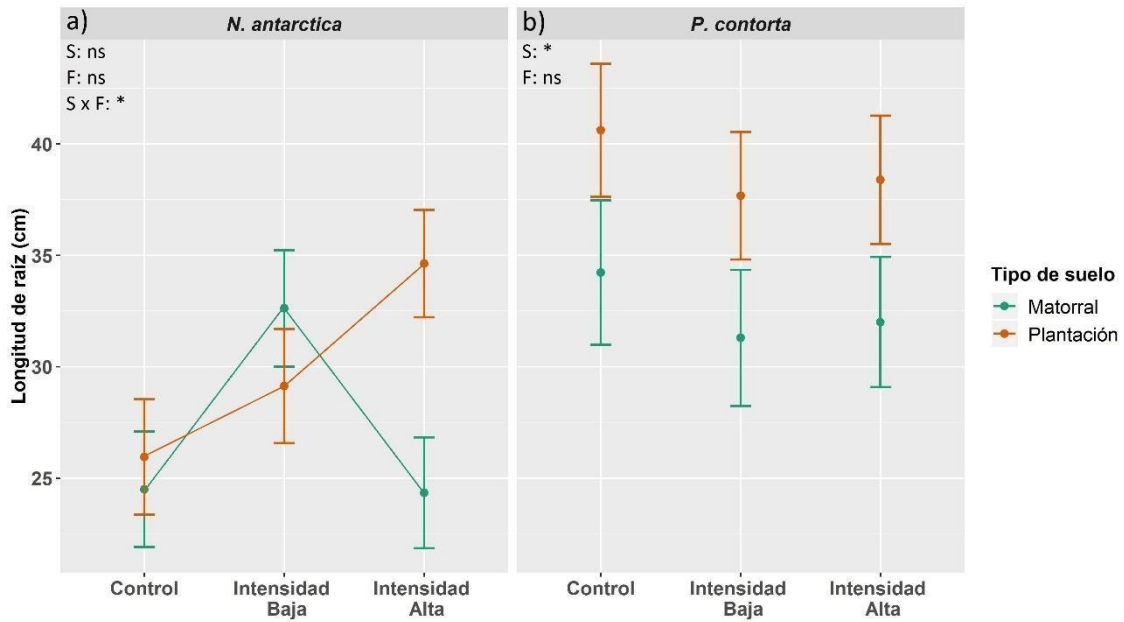


Figura 3.4. Longitud de raíz de plántulas de *Nothofagus antarctica* (a) y *Pinus contorta* (b) según el origen del suelo (matorral / plantación) e intensidad de fuego (alta 900 °C / baja 500 °C / control -sin quema-). Las líneas representan la presencia de interacción entre los factores tipo de suelo e intensidad de fuego. *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, ns: no significativo.

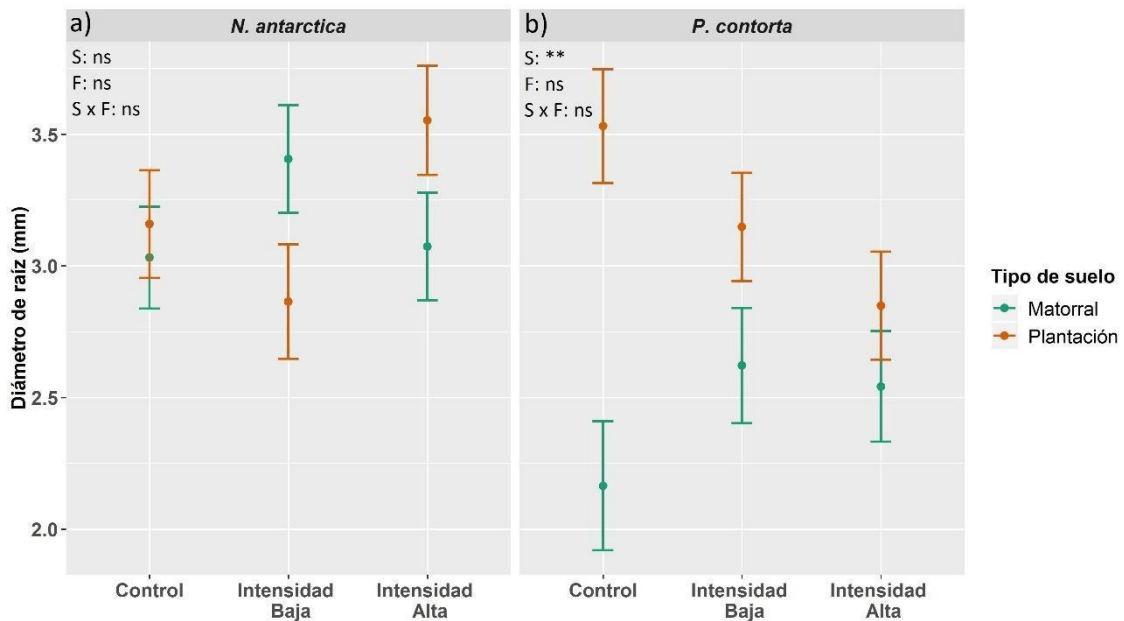


Figura 3.5. Diámetro de raíz de plántulas de *Nothofagus antarctica* (a) y *Pinus contorta* (b) según el origen del suelo (matorral / plantación) e intensidad de fuego (alta 900 °C / baja 500 °C / control -sin quema-). *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, ns: no significativo.

Relación longitud de tallo/diámetro de cuello

La relación longitud de tallo/diámetro del cuello de las plántulas de *N. antarctica* no fue afectada por el tipo de suelo ($F_{1,46}=2,22$; $p>0,05$), intensidad de fuego ($F_{2,46}=0,89$; $p>0,05$), ni por su interacción ($F_{2,46}=3,17$; $p>0,05$; Figura 3.6a). Sin embargo, las plántulas de *N. antarctica* cultivadas en suelos de matorral sujetos a baja intensidad de fuego presentaron valores significativamente mayores para esta variable que en suelos sin quema (control) (Figura 3.6a; análisis de contrastes, Anexo1), indicando plántulas relativamente delgadas para su altura. Por otro lado, la intensidad de fuego fue el único factor que incidió sobre la relación longitud de tallo/diámetro de cuello de las plántulas de *P. contorta* ($F_{2,47}=5,19$; $p<0,01$; Figura 3.6b). En estas plántulas se registraron los mayores valores de la relación longitud de tallo/diámetro de cuello (es decir, plántulas altas y delgadas) en el tratamiento de alta intensidad de fuego en comparación a los tratamientos de baja intensidad de fuego y sin quema (control), independientemente del tipo de suelo (Figura 3.6b; análisis de contrastes, Anexo1).

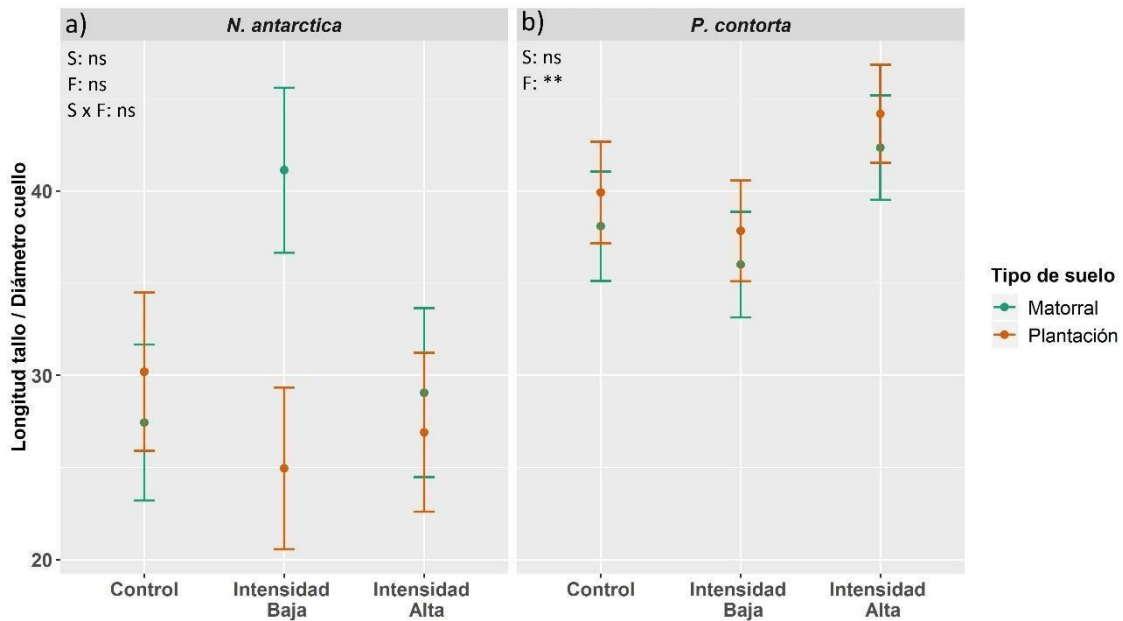


Figura 3.6. Relación longitud del tallo/diámetro del cuello de las plántulas de *Nothofagus antarctica* (a) y *Pinus contorta* (b) según el origen del suelo (matorral / plantación) e intensidad de fuego (alta 900 °C / baja 500 °C / control -sin quema-). *** $p<0,001$, ** $p<0,01$, * $p<0,05$, ns: no significativo.

Biomasa aérea y radical

La biomasa aérea de *N. antárctica* fue afectada por la interacción entre el tipo de suelo y la intensidad de fuego ($F_{2,45}=4,73$; $p<0,05$; Figura 3.7a). Al cultivarse en suelo de matorral, las plántulas exhibieron mayor biomasa aérea en los tratamientos sujetos a quema, ya sea de baja o alta intensidad, en relación con el suelo de matorral sin quemar (control) (Figura 3.7a; análisis de contrastes, Anexo1). Al ser cultivadas en el suelo de plantación, los menores valores de biomasa aérea de las plántulas de *N. antárctica* se registraron en el tratamiento de baja intensidad de fuego en comparación con las de alta intensidad (Figura 3.7a; análisis de contrastes, Anexo1). Por otro lado, el tipo de suelo fue el único factor que incidió sobre la biomasa aérea de las plántulas de *P. contorta* ($F_{1,46}=19,27$; $p<0,001$), ya que los diferentes niveles de intensidad de fuego no tuvieron efecto sobre esta variable ($F_{2,46}=0,38$; $p>0,05$; Figura 3.7b). Las plántulas de esta especie presentaron el doble de biomasa aérea al crecer en suelo de plantación que al hacerlo en suelo de matorral (Figura 3.7b).

Con respecto a la biomasa radical, se observó que en plántulas de *N. antarctica* dependió de la interacción entre el tipo de suelo y la intensidad del fuego ($F_{2,44}=7,14$; $p<0,01$). Las plántulas en suelo de matorral presentaron mayor producción de biomasa radical en condiciones de baja intensidad de fuego comparada con el tratamiento sin quema (control), presentando el tratamiento de quema a alta intensidad valores intermedios (Figura 3.8a; análisis de contrastes, Anexo1). Por el contrario, al ser cultivadas en suelo de plantación, las plántulas del tratamiento de alta intensidad de fuego presentaron mayor biomasa radical que las de quema de baja intensidad, presentando las del tratamiento sin quema (control) valores intermedios pero próximos al primero (Figura 3.8a; análisis de contrastes, Anexo1). Para los tratamientos de quema a baja intensidad, las plántulas de *N. antarctica* presentaron el doble de biomasa radical al crecer en suelo de matorral que al hacerlo en suelo de plantación (Figura 3.8a; análisis de contrastes, Anexo1). En cuanto a *P. contorta*, la biomasa radical de las plántulas se vio afectada por el tipo de suelo ($F_{1,44}=7,58$; $p<0,01$) y la interacción entre este factor y la intensidad de fuego ($F_{2,44}=3,38$; $p<0,05$). En términos generales, las plántulas cultivadas en suelo de matorral incrementaron su biomasa radical en los tratamientos sujetos a quema (alta y baja intensidad de fuego), mientras que en el suelo de plantación se observó una respuesta opuesta (Figura 3.8.b). En los tratamientos sin quema (control), la biomasa radical de las plántulas que crecieron en suelo de plantación fue más de la mitad de la exhibida por aquellas cultivadas en suelo de matorral (Figura 3.8b; análisis de contrastes, Anexo1).

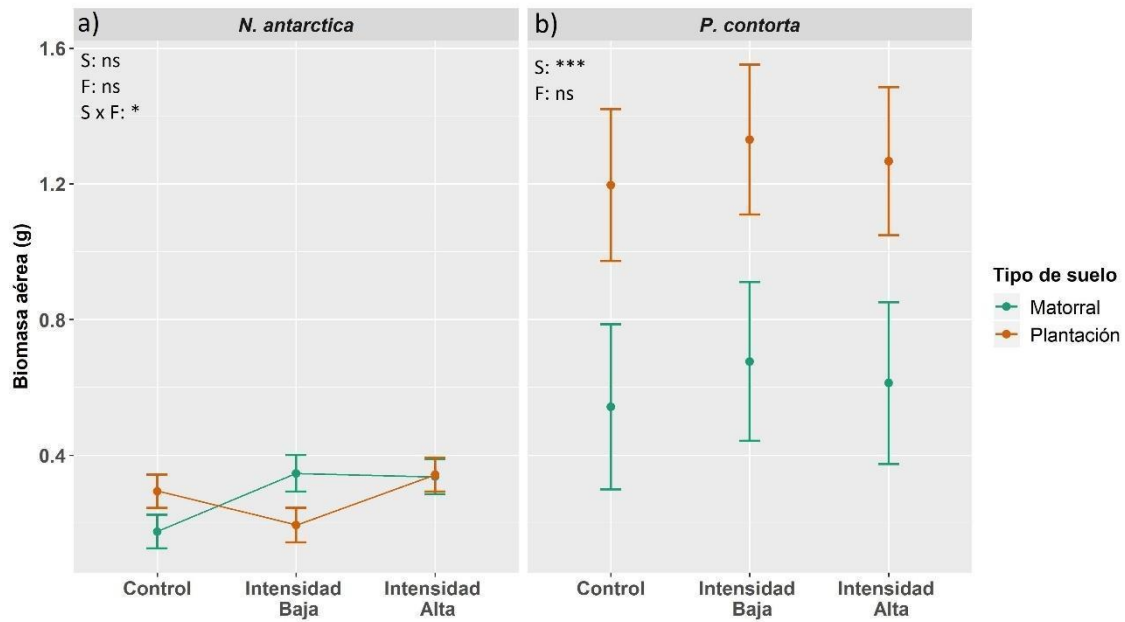


Figura 3.7. Biomasa aérea de plántulas de *Nothofagus antarctica* (a) y *Pinus contorta* (b) según el origen del suelo (matorral / plantación) e intensidad de fuego (alta 900 °C / baja 500 °C / control -sin quema-). Las líneas representan la presencia de interacción entre los factores tipo de suelo e intensidad de fuego. *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, ns: no significativo.

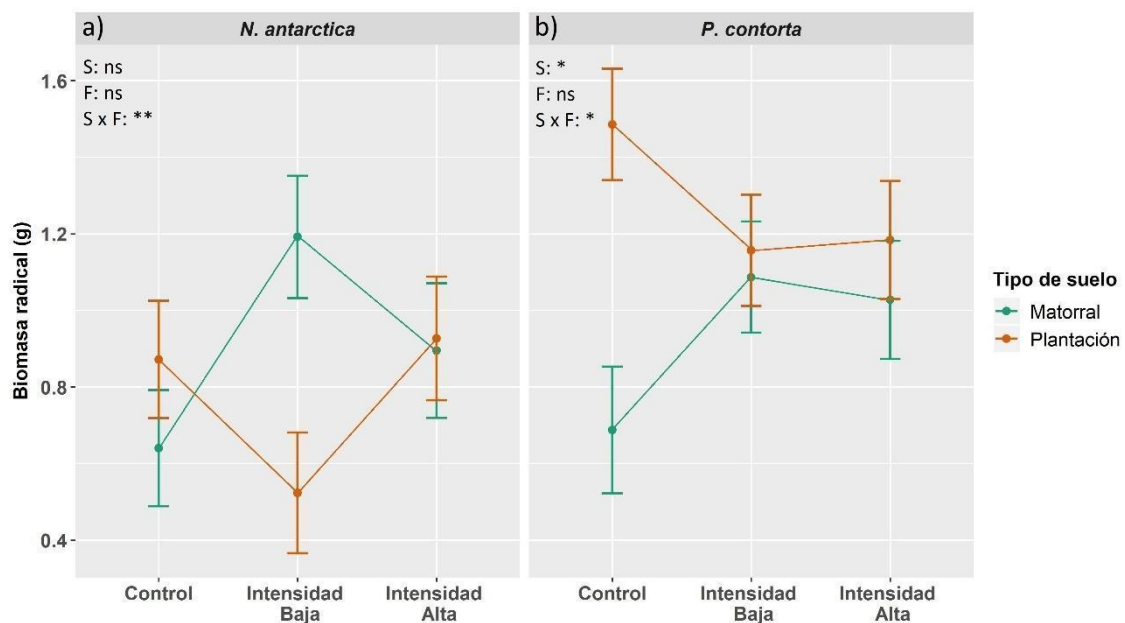


Figura 3.8. Biomasa radical de plántulas de *Nothofagus antarctica* (a) y *Pinus contorta* (b) según el origen del suelo (matorral / plantación) e intensidad de fuego (alta 900 °C / baja 500 °C / control -sin quema-). Las líneas representan la presencia de interacción entre los factores tipo de suelo e intensidad de fuego. *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, ns: no significativo.

Relación biomasa aérea/radical

En el caso de *N. antarctica*, el tipo de suelo y la intensidad del fuego no tuvieron impacto sobre la relación biomasa aérea/radical de las plántulas ($F_{1,46}=1,1$, $p>0,05$ y $F_{2,46}=1,51$, $p>0,05$, respectivamente; Figura 3.9a). En todos los tratamientos, las plántulas de esta especie mostraron valores menores a 0,5 para esta relación, es decir, presentaron una producción de biomasa radical notoriamente mayor a la de la biomasa aérea (Figura 3.9a). En cuanto a *P. contorta*, si bien el tipo de suelo y la intensidad del fuego tampoco influyeron sobre la relación entre ambos tipos de biomasa ($F_{1,45}=1,78$, $p>0,05$ y $F_{2,45}=0,32$, $p>0,05$, respectivamente; Figura 3.9b), sus plántulas presentaron valores de esta relación cercanos a 1, lo que indicaría que las plántulas de esta especie realizaron una asignación de biomasa más equitativa entre la parte aérea y radical (Figura 3.9b).

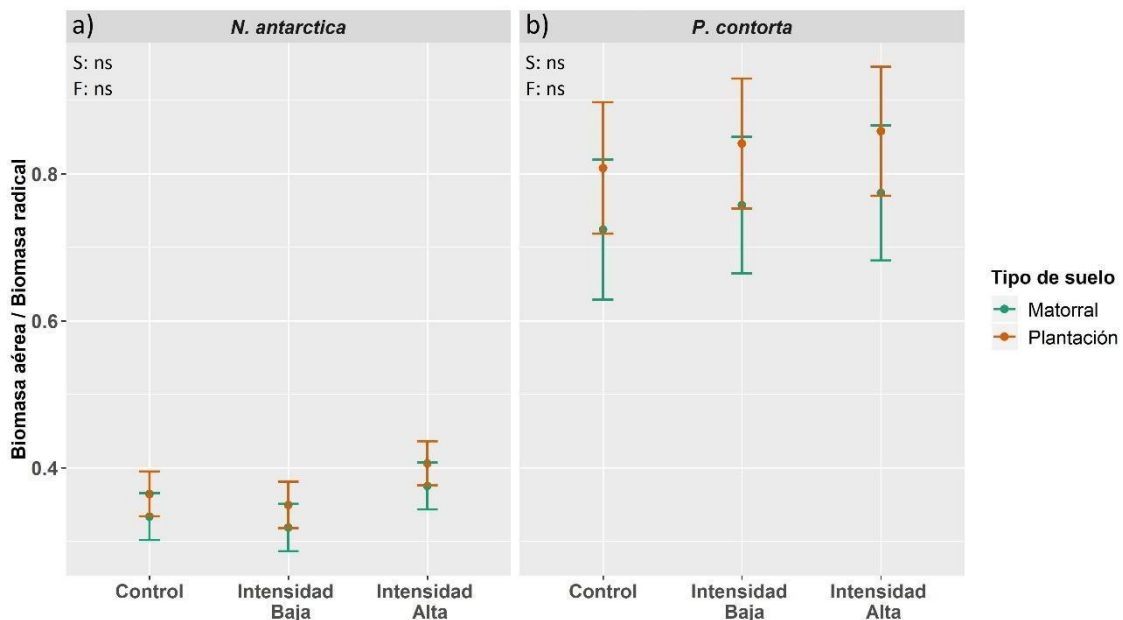


Figura 3.9. Relación biomasa aérea/biomasa radicular de las plántulas de *Nothofagus antarctica* (a) y *Pinus contorta* (b) según el origen del suelo (matorral / plantación) e intensidad de fuego (alta 900 °C / baja 500 °C / control -sin quema-). *** $p<0,001$, ** $p<0,01$, * $p<0,05$, ns: no significativo.

Colonización ectomicorrícica y su efecto sobre el desarrollo de las plántulas

El porcentaje de ectomicorrización para ambas especies fue superior al 70 % en todos los tratamientos (Figura 3.10). En *N. antarctica*, el porcentaje de ectomicorrización aumentó con la intensidad del fuego ($F_{2,44}=3,35$; $p<0,05$), independientemente del tipo de suelo ($F_{1,44}=0,08$; $p>0,05$). Por otro lado, los porcentajes de ectomicorrización de *P. contorta* no presentaron variaciones significativas según el tipo de suelo ($F_{1,45}=0,07$; $p>0,05$), la intensidad del fuego ($F_{2,45}=1,72$; $p>0,05$) o su interacción ($F_{2,45}=0,39$; $p>0,05$).

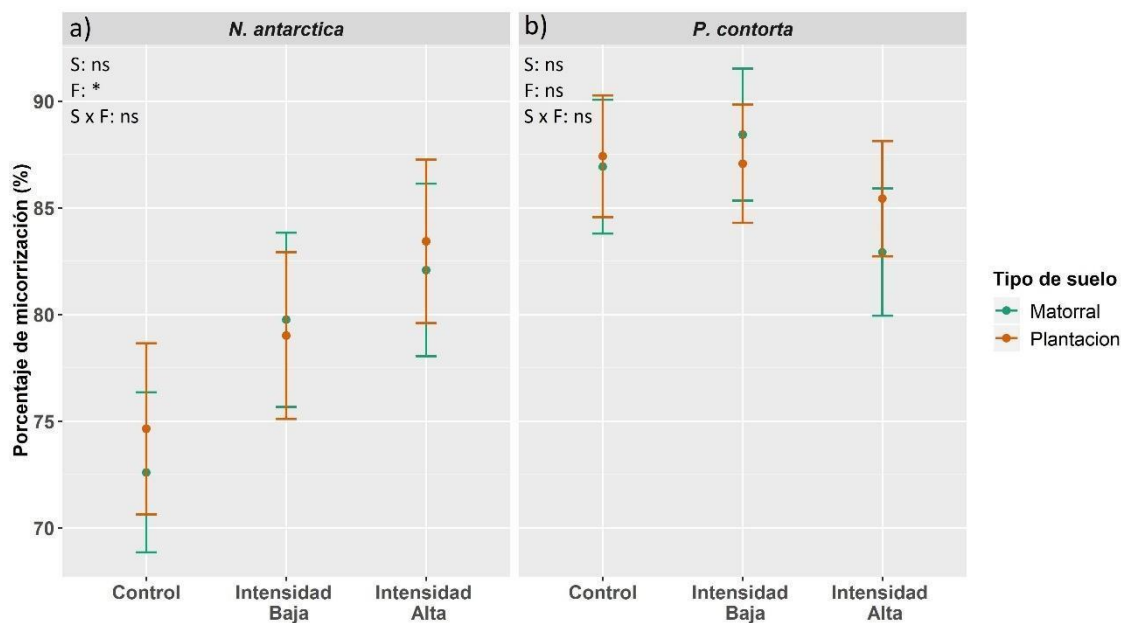


Figura 3.10. Colonización ectomicorrícica en raíces de plántulas de *Nothofagus antarctica* (a) y *Pinus contorta* (b) según el origen del suelo (matorral / plantación) e intensidad de fuego (alta 900 °C / baja 500 °C / control -sin quema-). *** p<0,001, ** p<0,01, * p<0,05, ns: no significativo.

En base a los análisis moleculares, se determinó que las plántulas de *N. antarctica* fueron colonizadas por al menos 11 especies de hongos ectomicorrícicos (HEcM) diferentes, seis ascomicetes (54,5 %) y cinco basidiomicetes (45,5 %) (Tabla 3.2). De estas 11 especies, cinco se encontraron en las raíces de plántulas cultivadas en suelo de matorral y siete en aquellas en suelo de plantación, siendo *Wilcoxina* sp. la única en colonizar a esta especie forestal en ambos tipos de suelo (Tabla 3.2). En cuanto a *P. contorta*, las plántulas fueron colonizadas por seis especies de HEcM diferentes, tres ascomicetes (50 %) y tres basidiomicetes (50 %). De estas seis especies, cinco se encontraron en suelo de matorral y dos en suelo de plantación (Tabla 3.2). Al igual que lo observado en *N. antarctica*, *Wilcoxina* sp. fue la única especie en colonizar las raíces de *P. contorta* en ambos tipos de suelo (Tabla 3.2). Esto indicaría que las comunidades de HEcM que colonizan las raíces de cada especie forestal son diferentes en cada tipo de suelo.

En total, se identificaron 12 especies de HEcM, de las cuales *Wilcoxina* sp., *Hebeloma mesophaeum*, *Hyaloscypha finlandica*, *Meliniomyces bicolor* y *Atheliaceae* sp. colonizaron las raíces de ambas especies vegetales (Tabla 3.2). De estas cinco especies, *Wilcoxina* sp. fue encontrada en ambas especies y tipos de suelo y *Atheliaceae* sp. 1 en ambas especies, pero sólo al cultivarse en suelo de plantación. Por otro lado, *H. mesophaeum*, *H. finlandica* y *M. bicolor* se hallaron en plántulas de *N. antarctica* únicamente cuando se desarrollaron en suelo de plantación, mientras que en *P. contorta* estuvieron presentes sólo en ejemplares cultivados en suelo de matorral (Tabla 3.2).

Con respecto al efecto de la intensidad de fuego, se observó, en términos generales, que de las 12 especies de HEcM identificadas, todas menos *H. finlandica*

estuvieron presentes en suelos quemados a baja intensidad (~500 °C), nueve en suelos quemados a alta intensidad (~900 °C) y ocho en suelos sin quemar (control) (Tabla 3.2). Cabe destacar que las ocho especies de HEcM presentes en plántulas de los tratamientos control (sin quema) también fueron hallados en los tratamientos sujetos a diferentes intensidades de fuego, indicando que presentarían resiliencia a las temperaturas y a la duración de las quemadas experimentales realizadas. Cuatro de las especies de HEcM identificados se hallaron únicamente en tratamientos sujetos a quema: *Cenococcum geophilum*, *Descolea brunnea* y *Thelephora terrestris* en suelo de matorral, y *Tuber* sp. en suelo de plantación. En ninguno de los tratamientos y para ninguna de las dos especies estudiadas se observó una marcada disminución o aumento de la riqueza de HEcM (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Presencia y riqueza de los hongos formadores de ectomicorizas en plántulas de *Nothofagus antarctica* y *Pinus contorta* según los diferentes tratamientos. Las especies señaladas en negrita corresponden a aquellas que colonizaron las raíces de ambas especies vegetales. control = sin quema, baja = baja intensidad de fuego (500 °C), alta = alta intensidad de fuego (900 °C).

Taxa	<i>Nothofagus antarctica</i>						<i>Pinus contorta</i>					
	Suelo de matorral			Suelo de plantación			Suelo de matorral			Suelo de plantación		
	Control	Baja	Alta	Control	Baja	Alta	Control	Baja	Alta	Control	Baja	Alta
<i>Ascomycota</i>												
<i>Cenococcum geophilum</i>		×										
<i>Hyaloscypha finlandica</i>				×		×			×			
<i>Meliniomyces bicolor</i>				×		×	×	×	×			
<i>Ruhlandiella patagónica</i>	×	×	×									
<i>Tuber sp.</i>					×							
<i>Wilcoxina sp.</i>			×		×		×		×	×	×	×
<i>Basidiomycota</i>												
<i>Descolea brunnea</i>		×										
<i>Hebeloma mesophaeum</i>				×	×	×	×	×	×			
<i>Rickenella minuta</i>	×	×	×									
<i>Thelephora terrestris</i>								×	×			
<i>Atheliaceae sp. 1</i>				×	×					×		×
<i>Tomentella sp.</i>				×	×	×						
Riqueza	2	4	3	5	5	4	3	3	5	2	1	2

En los análisis de correlación realizados para determinar si el porcentaje de ectomicorrización se asociaba con variables morfológicas se observó que, como era de esperarse, la mayor parte de estas últimas se correlacionaron de manera positiva y significativa entre sí, presentando coeficientes de correlación superiores al 0,65 (Figura 3.11 y 3.12). La única excepción corresponde a las correlaciones negativas observadas en *N. antarctica* entre la relación biomasa aérea/biomasa radical y tres variables morfológicas asociadas tanto al desarrollo aéreo (relación longitud del tallo/diámetro del cuello) como al radical (longitud y biomasa de raíz), aunque únicamente en plántulas cultivadas en suelo de matorral sometido a una alta intensidad de fuego (Figura 3.11).

Las plántulas de *N. antarctica* mostraron una correlación positiva entre el porcentaje de colonización ectomicorrícica y su desarrollo cuando crecieron en suelo de matorral sometido a una alta intensidad de fuego (Figura 3.11e). Por el contrario, en suelo de plantación estas correlaciones positivas se observaron principalmente en el tratamiento sin quema (control), registrándose sólo un par de ellas en plántulas creciendo en el suelo sometido a baja intensidad de fuego (Figura 3.11b y 3.11d). No se registraron correlaciones significativas entre el porcentaje de colonización ectomicorrícica y las variables morfológicas evaluadas en *N. antarctica* en el suelo de matorral del tratamiento sin quema (control) o de baja intensidad de fuego, ni en el suelo de plantación con alta intensidad de fuego (Figura 3.11). Las correlaciones positivas observadas indicaron que la ocurrencia de HEcM promovieron el desarrollo aéreo y radical de las plántulas de *N. antarctica* sólo bajo determinadas condiciones.

También se hallaron correlaciones significativas entre el porcentaje de ectomicorrización y algunas variables morfológicas evaluadas en *P. contorta*, principalmente en las plántulas cultivadas en el suelo de plantación. Sin embargo, y a diferencia de lo observado en *N. antarctica*, estas correlaciones resultaron ser todas negativas (Figura 3.12). En suelo de matorral, el porcentaje de ectomicorrización de las plántulas de *P. contorta* se correlacionó negativamente con la relación biomasa aérea/biomasa radical en el tratamiento sin quema (control) (Figura 3.12a), indicando que bajo esas condiciones de cultivo las EcM promueven mayormente el desarrollo radical en relación al desarrollo aéreo de las plántulas. Al ser cultivadas en suelo de plantación, el porcentaje de ectomicorrización de las plántulas de *P. contorta* se correlacionó con un mayor número de variables, principalmente en suelos sometidos a baja intensidad de fuego (Figura 3.12d), en los que la abundancia de EcM afectó negativamente tanto el desarrollo aéreo (diámetro de cuello y biomasa aérea) como radical (longitud y diámetro de raíz). Cabe destacar la correlación negativa entre el porcentaje de ectomicorrización y la relación biomasa aérea/biomasa radical, que en este caso se observó en los tres tratamientos y que incrementó su valor a medida que aumentó la intensidad del fuego (Figura 3.12).

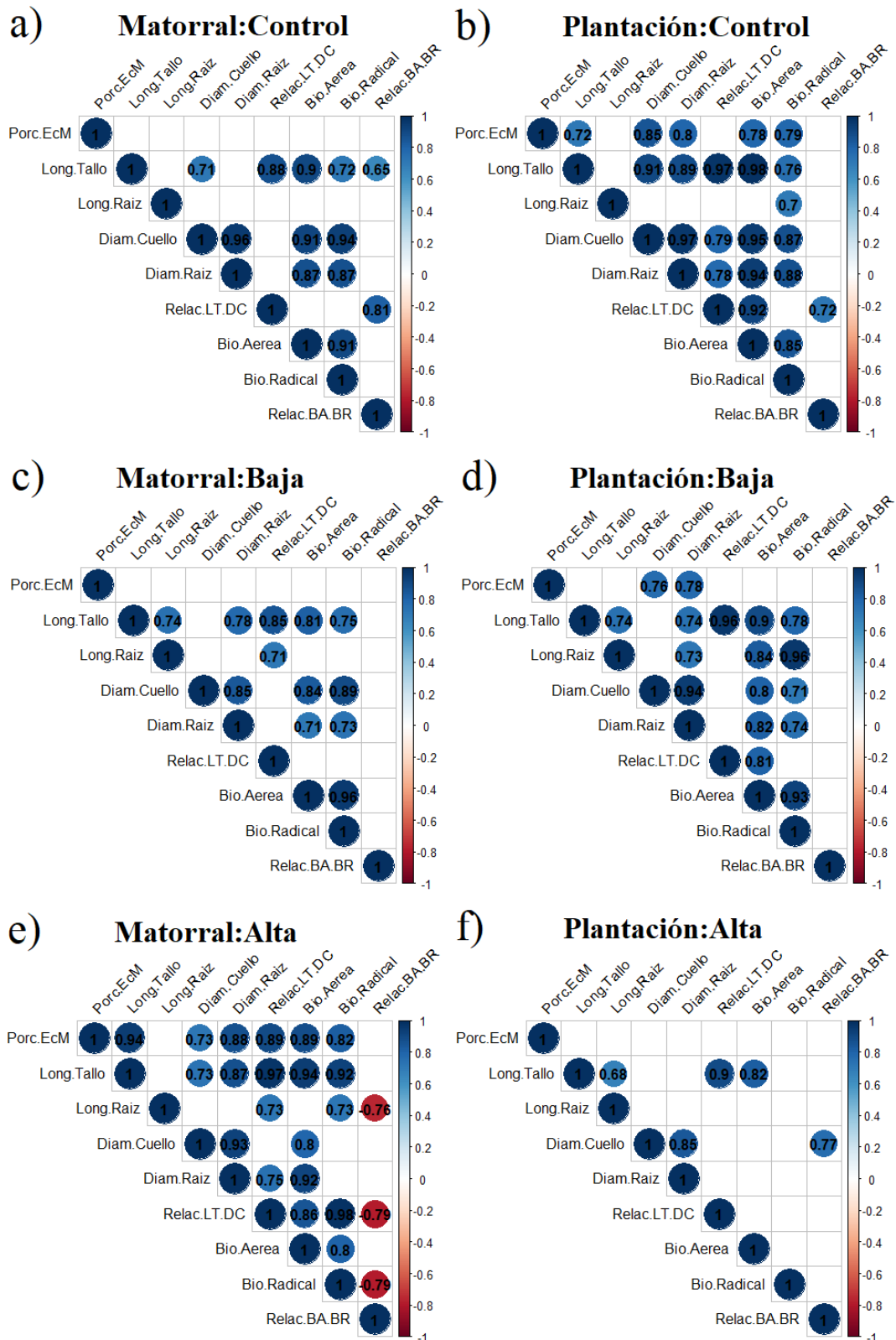


Figura 3.11. Matrices de correlación entre el porcentaje de colonización ectomicorrízica y las variables morfológicas analizadas para *Nothofagus antarctica* según el tratamiento aplicado (a-f). Porc.EcM: porcentaje de ectomicorrización, Long.Tallo: longitud de tallo, Long.Raiz: longitud de raíz, Diam.Cuello: diámetro del cuello, Diam.Raíz: diámetro de raíz, Relac.LT.DC: Relación longitud de tallo/diámetro del cuello, BA: biomasa aérea, BR: biomasa radical, Relac.BA.BR: Relación biomasa aérea/radical. Sólo se indican en la figura las correlaciones significativas, siendo las azules positivas y las rojas negativas.

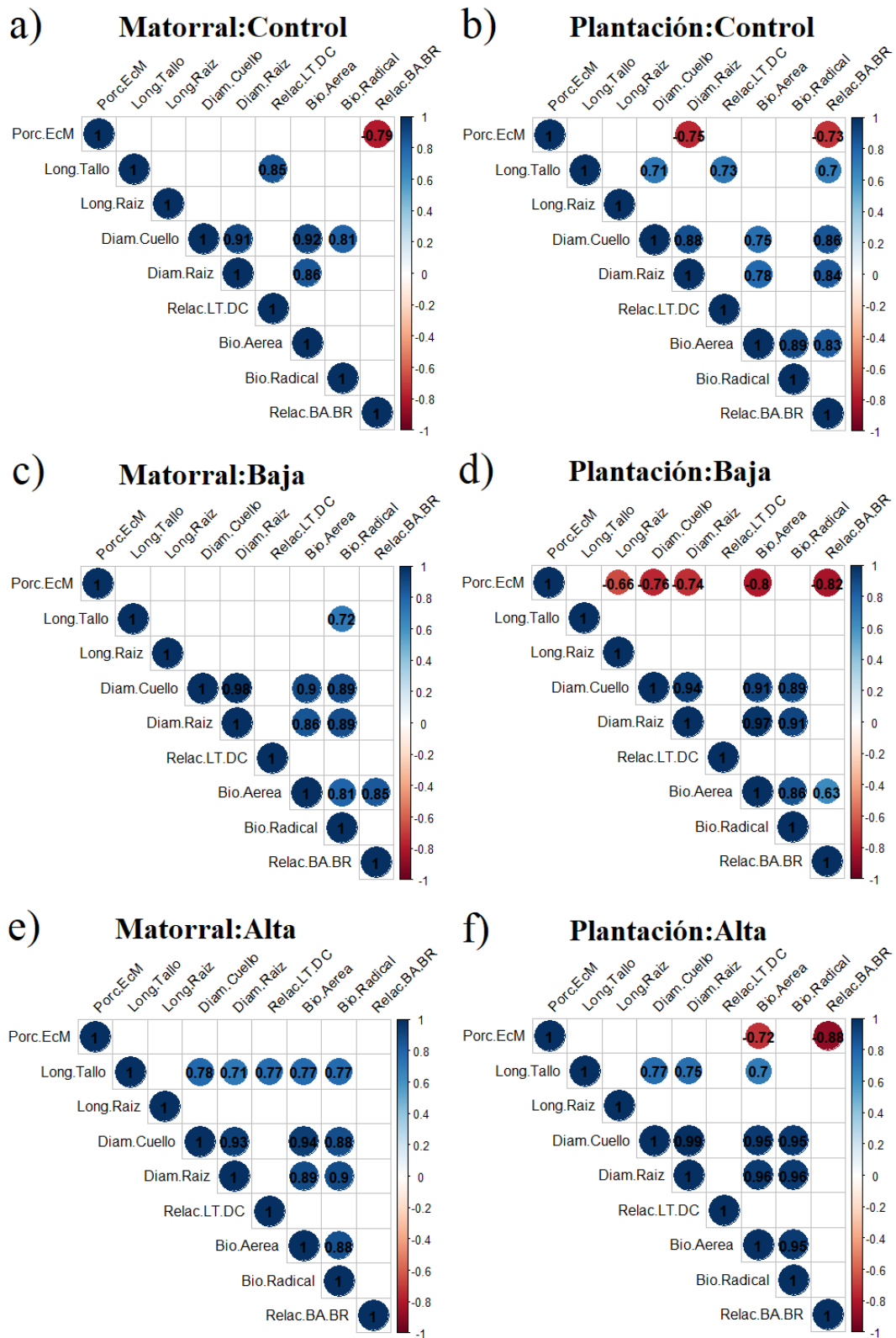


Figura 3.12. Matrices de correlación entre el porcentaje de colonización ectomicorrícica y las variables morfológicas analizadas para *Pinus contorta* según el tratamiento aplicado (a-f). Porc.EcM: porcentaje de ectomicorrización, Long.Tallo: longitud de tallo, Long.Raiz: longitud de raíz, Diam.Cuello: diámetro del cuello, Diam.Raíz: diámetro de raíz, Relac.LT.DC: Relación longitud de tallo/diámetro del cuello, BA: biomasa aérea, BR: biomasa radical, Relac.BA.BR: Relación biomasa aérea/radical. Sólo se indican en la figura las correlaciones significativas, siendo las azules positivas y las rojas negativas.

DISCUSIÓN

En este trabajo de tesis se evaluó el efecto del origen del suelo e intensidad del fuego sobre el crecimiento temprano y el comportamiento micorrícico de dos especies forestales, una nativa (*Nothofagus antarctica*) y otra exótica invasora (*Pinus contorta*), con el objetivo de determinar la influencia de estos factores sobre el reclutamiento de ambas especies vegetales. En términos generales, se observó que el efecto de la intensidad de fuego sobre el crecimiento de *N. antarctica* dependió del suelo en el que fue cultivado, ya que presentó un mayor crecimiento en suelo de matorral sometido a ~500 °C, temperatura considerada de baja intensidad en este trabajo de tesis. Por el contrario, el crecimiento de *P. contorta* fue afectado por el tipo de suelo, pero no por la intensidad de fuego. En cuanto a la ocurrencia de EcM, si bien se esperaba que cada especie presentara mayor colonización en su propio tipo de suelo, este factor no afectó los porcentajes de ectomicorrización. Sin embargo, si se encontró que ambas especies forestales se asociaron a diferentes hongos EcM según el suelo en el que se cultivaron, aunque también compartieron la ocurrencia de algunos HEcM. El aumento de la intensidad de fuego tampoco influyó de manera negativa sobre las EcM en ninguna de las especies forestales, viéndose incluso un incremento significativo en los valores de colonización en las plántulas de *N. antarctica* a medida que se incrementó la intensidad de quema, lo que se asoció positivamente con el crecimiento de esta especie en el suelo quemado a una alta intensidad de fuego. En cambio, la relación entre EcM y el desarrollo vegetal en *P. contorta* mostró un patrón general contrario, ya que sus plántulas tendieron a presentar un menor crecimiento cuanto mayor fue la ectomicorrización. Todos estos aspectos se discuten a continuación.

Comportamiento micorrícico de plántulas de *N. antarctica* y *P. contorta*

El suelo donde típicamente se desarrolla cada especie forestal brinda las condiciones óptimas y el inóculo fúngico afín para el desarrollo de la simbiosis ectomicorrícica, ya que el inóculo natural es aportado por individuos de su misma especie (Onguene & Kuyper, 2002; Moeller *et al.*, 2015). Por lo tanto, se esperaba que ambas especies forestales contempladas en este trabajo presentaran un mayor porcentaje de colonización y una mayor riqueza de HEcM al crecer en el tipo de suelo donde se desarrollan naturalmente (de matorral nativo para *N. antarctica* y de plantación para *P. contorta*). Sin embargo, ambas especies se encontraron ampliamente ectomicorrizadas (>70 %) y con niveles similares de colonización independientemente del tipo de suelo en el que se cultivaron (Figura 3.10), indicando que la procedencia del suelo no afectó el establecimiento de la simbiosis bajo las condiciones de cultivo. En cuanto a la riqueza de HEcM, se observó que ambas especies forestales tendieron a presentar mayor riqueza al desarrollarse en suelos donde no lo hacen de manera natural, es decir, en *N. antarctica* se encontró mayor riqueza de HEcM en ejemplares cultivados en suelo de plantación respecto de aquellos creciendo en suelo de matorral, y viceversa para *P. contorta*. Es posible que el aumento en la riqueza de HEcM observada en suelos de otra procedencia esté relacionado con el requerimiento vegetal de hallar simbiosiontes beneficiosos para su desarrollo en ambientes no nativos. Estas nuevas interacciones suelen establecerse con hongos HEcM más bien generalistas, tal como algunos de los hallados en este trabajo tanto en raíces de *N. antarctica* como de *P. contorta* (*Atheliaceae* sp., *Hebeloma mesophaeum*, *Hyaloscypha finlandica*, *Meliniomyces bicolor* y *Wilcoxina* sp.; Tabla 3.2). Resultados similares han sido registrados en otros trabajos (Dickie *et al.*, 2010; Trocha *et*

al., 2011), en los cuales se observó que si bien las pináceas no nativas (tales como *P. contorta* o *P. nigra*, respectivamente) forman HEcM principalmente con los simbiontes con los que fueron co-introducidas, también son capaces de formar asociaciones simbióticas con HEcM generalistas presentes en el lugar. El hecho de que las especies generalistas *H. mesophaeum*, *H. finlandica* y *M. bicolor* se encontraran en plántulas de *P. contorta* únicamente cuando éstas crecían en suelos que no eran los típicos para ella (de matorral) y que *N. antarctica* presentara el mismo comportamiento, sustentaría esta hipótesis.

En términos generales, en este trabajo se halló prácticamente la misma cantidad de especies de HEcM ascomicetes y basidiomicetes tanto en *N. antarctica* (54,5 % y 45,5 %, respectivamente) como en *P. contorta* (50 % correspondiente a cada grupo fúngico). Fernández *et al.* (2013) y Fioroni (2020) también observaron proporciones relativamente altas de ascomicetes en plántulas de dos congéneres del ñire, *N. alpina* (50 %) y *N. obliqua* (67 %), también cultivadas en vivero. Esto difiere de lo registrado para adultos de especies del género *Nothofagus* y *Pinus*, ya sea en su rango nativo o en las plantaciones de Patagonia, cuyas EcM están formadas por basidiomicetes en su amplia mayoría (Barroetaveña *et al.*, 2007; Nouhra *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2015; Barroetaveña *et al.*, 2019). Por lo tanto, y tal como sugiere Fioroni (2020), es posible que en etapas tempranas del desarrollo algunas especies de *Nothofagus* y *Pinus* formen EcM principalmente con hongos ascomicetes y que en etapas más tardías muestren mayor preferencia por HEcM basidiomicetes. Para poder corroborar esto se requeriría de otros estudios.

Entre los HEcM hallados en *N. antarctica*, especies como *Cenococcum geophilum*, *Tomentella* spp. y *Ruhlandiella patagónica* ya han sido descritas asociadas a diferentes especies pertenecientes a la familia Nothofagaceae (Agerer *et al.*, 1996; Palfner *et al.*, 2008; Nouhra *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2013; Salgado Salomón *et al.*, 2017; Fernández, 2017; Policelli *et al.*, 2020). Entre ellas, *R. patagónica* resulta de particular interés, ya que es un HEcM recientemente descrito, endémico de los bosques de *Nothofagus* de Patagonia (Argentina y Chile) que forma matas de esporas mitóticas sobre el suelo (Kraisitudomsook *et al.*, 2019). Recientemente fue encontrado en raíces de *N. obliqua* (Fioroni, 2020), donde se observó que benefició el crecimiento de las plántulas generando un aumento del 57 % de la biomasa aérea, lo cual probablemente se relacione con la buena capacidad de este HEcM por obtener nutrientes del suelo, tal como se ha registrado en especies cercanas, como *R. beroliensis* (Claridge, 2002). En este trabajo se cita por primera vez su ocurrencia en raíces de *N. antarctica*. También es de destacar la ocurrencia de *Tuber* sp. en individuos de *N. antarctica* cultivados en suelo de plantación, ya que este género de HEcM suele encontrarse principalmente asociado a diferentes especies de *Pinus* (Glassman *et al.*, 2016; Policelli *et al.*, 2019). Sin embargo, trabajos previos también han descrito la ocurrencia de *Tuber* sp. en otras especies de *Nothofagus* creciendo en suelos de plantaciones de pinos (Fernández, 2017; Fioroni, 2020), pudiéndose considerar entonces como una asociación novedosa entre las especies del género y hongos diferentes a los nativos, tal como mencionan Nuñez & Dickie (2013).

Diversas especies de *Suillus* y *Rhizopogon* son HEcM característicos de *Pinus*, considerados capaces de promover en gran medida la invasión de diferentes especies de pináceas, especialmente los hongos Suilloides (Policelli *et al.*, 2019). Estos HEcM se han encontrado asociados a raíces de *P. contorta* de forma abundante (Ashkannejhad & Horton, 2006) y se han observado en condiciones de colonización post-fuego (Kjøller & Bruns, 2003; Cowan *et al.*, 2016; Policelli *et al.*, 2019), por lo que es de destacar el hecho de que en este trabajo no se hayan registrado en las raíces de las plántulas de *P. contorta*. Esto podría estar relacionado con el hecho de que *Suillus* y *Rhizopogon* forman

ectomorfortipos del tipo de exploración de larga distancia, los cuales suelen desarrollarse mejor en áreas de baja densidad de raíces, como podrían ser los bordes de una plantación, un área invadida o parches pequeños de pinos (Peay *et al.*, 2011). Sin embargo, en este trabajo la recolección del suelo se realizó en el interior de una plantación densa de *P. contorta*, evitando acercarse a los bordes de la misma, donde estimamos la densidad de raíces era elevada. En áreas con alta densidad de raíces, como en el interior de las plantaciones, suelen desarrollarse mejor HEcM que presentan un tipo de exploración de corta distancia, tales como *Tuber*, *Hebeloma*, *Tomentella* y *Atheliaceae* (Peay *et al.*, 2011), que corresponden justamente a los hallados en este trabajo.

Si bien se esperaba que la intensidad de fuego afecte de forma negativa la colonización y riqueza de EcM, los resultados obtenidos demostraron que, bajo las condiciones de cultivo establecidas, este factor no redujo los porcentajes de colonización ni influyó significativamente en la composición de las comunidades de HEcM. La única excepción se observó en *N. antarctica*, donde los valores de ectomicorrización aumentaron a medida que la intensidad de fuego también lo hizo (Figura 3.10a). Si bien estos resultados concuerdan con estudios en donde se registró un aumento de la colonización en condiciones post-fuego (Palfner *et al.*, 2008; Taudière *et al.*, 2017), también se contraponen con el comportamiento general observado en otros estudios, donde se ha visto que la colonización y/o diversidad de HEcM suele disminuir en ambientes quemados en comparación con ambientes no afectados por el fuego (Longo *et al.*, 2011; Vásquez-Gassibe *et al.*, 2016). En este contexto, debe tenerse en cuenta que los diferentes ecosistemas y las especies vegetales que en ellos habitan pueden responder de manera distinta a este disturbio. Es por ello que se destaca la importancia de continuar con estudios posteriores que determinen si estas tendencias se mantienen, por ejemplo, en condiciones de campo o luego de quemas más prolongadas o de mayor severidad.

En cuanto a la riqueza de HEcM, del total de 12 especies identificadas se encontraron 11 en suelos sometidos a baja intensidad de fuego (~500 °C) y nueve en aquellos sujetos a alta intensidad de quema (~900 °C). Además, las ocho especies de HEcM identificadas en las raíces de las plántulas cultivadas en suelos no quemados también se encontraron presentes en suelos quemados, indicando no sólo que no hubo una disminución en la riqueza sino también que estas especies de HEcM presentarían resiliencia a las temperaturas alcanzadas durante el ensayo. De hecho, entre las especies halladas en este trabajo, las cosmopolitas *Wilcoxina* sp., *C. geophilum*, *T. terrestris*, *M. bicolor* y *Tuber* sp. han sido frecuentemente registradas en etapas tempranas post-fuego (Roman & DeMiguel, 2001; Cowan *et al.*, 2016; Glassman *et al.*, 2016; Pulido-Chavez *et al.*, 2021). También se ha descrito que algunas especies de *Rhizopogon*, *Cenococcum*, *Thelephora* y *Wilcoxina* son capaces de tolerar temperaturas de hasta 75 °C (Izzo *et al.*, 2006), e incluso por encima de los 700 °C (Cowan *et al.*, 2016), lo que acuerda con los resultados obtenidos en este estudio. Esto podría deberse a que las comunidades fúngicas locales (nativas e introducidas) se encuentren adaptadas al calentamiento del suelo debido a que este disturbio es común en su ambiente natural.

Entre los mecanismos utilizados por estas especies para tolerar las altas temperaturas, se incluyen la producción de estructuras de resistencia (esporas o esclerocios) o bien la capacidad de desarrollarse a mayores profundidades, donde los efectos del calor son mucho menores (Baar *et al.*, 1999; Cowan *et al.*, 2016; Horton *et al.*, 1998; Taylor & Bruns, 1999). Por ejemplo, se ha visto que *C. geophilum* forma esclerocios que le permiten ser tolerante a la sequía (Massicotte *et al.*, 1992). Por otra parte, es sabido que el suelo es un mal conductor del calor y que presenta una gran capacidad amortiguante, por lo que durante los incendios existe un marcado gradiente de

temperatura con la profundidad del suelo (Badía *et al.*, 2017; Barreira *et al.*, 2020). Es por esto que los horizontes minerales más profundos se ven menos afectados por las altas temperaturas alcanzadas en la superficie, al igual que los organismos que viven en ellos, pudiendo contribuir así a la recuperación natural del ecosistema (Pattinson *et al.*, 1999; Badía *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2020). Por ejemplo, Prieto-Fernández *et al.* (1998), muestran que inmediatamente después de un incendio forestal se observó una reducción total de la biomasa microbiana en la capa superficial del suelo (0–5 cm), mientras que la reducción es del 50 % en la zona subsuperficial inmediata (5–10 cm). En el mismo sentido, Yang *et al.* (2020) establecieron que las capas más profundas del suelo pueden actuar como banco de esporas o micelio para permitir la sucesión fúngica luego de un incendio. Por lo tanto, es posible que luego de aplicados los tratamientos de quema en nuestro experimento, los HEcM supervivientes ubicados a pocos centímetros de profundidad (donde observamos que la temperatura no se incrementó significativamente) hayan sido capaces de recolonizar el sustrato de las capas superiores o bien de formar EcM en las raíces de las plántulas con las que se ponían en contacto. Esto explicaría por qué no se observó una disminución de los porcentajes de colonización ni de la riqueza de HEcM luego de la aplicación del fuego.

Crecimiento temprano de *N. antarctica* y *P. contorta* y relación con su comportamiento micorrícico

Uno de los principales resultados obtenidos a partir de este trabajo es que las especies forestales estudiadas presentaron comportamientos diferentes en respuesta a los factores evaluados. Para empezar, cada especie se desarrolló mejor en su suelo de origen, a pesar de que la calidad nutricional del suelo proveniente del matorral fue superior a la del suelo de plantación (mayor contenido de P y una relación C:N más balanceada; Tabla 3.1). Esto difiere de lo observado por Fioroni (2020) en un ensayo de cultivo de características similares a éste utilizando a la nativa *N. obliqua* y a la exótica *P. ponderosa*, y en el que ambas especies se desarrollaron mejor en suelo de ambiente nativo. Las marcadas diferencias entre ambos estudios podría deberse a que las diferencias en el contenido de C_T , N_T y P entre el suelo del ecosistema nativo y el de plantación encontradas en esta tesis fueron mucho menores respecto de las registradas por Fioroni (2020), y a que las especies forestales utilizadas también fueron distintas.

En *N. antarctica* se observó claramente (para la mayoría de las variables analizadas), que su crecimiento estuvo influenciado por el efecto conjunto del tipo de suelo y de la intensidad del fuego. En particular, las plántulas crecieron mejor en suelo de matorral sometido a una intensidad de fuego baja (~500 °C), mientras que en el suelo de plantación mostró la tendencia opuesta (Figura 3.2 a 3.9). Esto podría estar relacionado, al menos en parte, con la dinámica de los nutrientes del suelo luego de la quema. Tras un evento de fuego, es posible que se liberen nutrientes del suelo que antes se encontraban inmovilizados, dejándolos así disponibles para las plantas, pero cuando las temperaturas superan ciertos umbrales los nutrientes se volatilizan y ya no pueden ser utilizados (DeBano, 1990; Certini, 2005). Por ejemplo, nutrientes como el N suelen volatilizarse cuando el suelo alcanza temperaturas superiores a 200 °C, mientras que el P y el K lo hacen a temperaturas superiores, entre 550 y 750 °C. Para los Andisoles de la región Andino-patagónica, se desconocen las temperaturas a las que los nutrientes del suelo se liberan o volatilizan luego de un evento de fuego, pero es bien sabido que se caracterizan por una alta capacidad de estabilizar la materia orgánica y de retener P (Mazzarino & Gobbi, 2005). En consecuencia, es posible que este tipo de suelo sea más resiliente a la

pérdida de nutrientes debido a los efectos del fuego con respecto a ambientes templados con otros tipos de suelo (Sollins *et al.*, 1984; Wada, 1989; Ewel *et al.*, 1991 leído en Alauzis *et al.*, 2004), por lo que las temperaturas a las que los nutrientes se liberan o volatilizan podrían ser superiores a las mencionadas anteriormente. Así, es posible que en el suelo de matorral sujeto a quemas de baja intensidad se hayan liberado nutrientes que quedaron disponibles y que las plántulas de *N. antarctica* fueron capaces de aprovechar, mientras que al quemarse a temperaturas superiores se produjo una mayor degradación de los nutrientes edáficos, teniendo las plántulas menos recursos para desarrollarse. Por otra parte, la asociación positiva entre el desarrollo aéreo y radical de las plántulas de *N. antarctica* con la abundancia de EcM en los ejemplares que crecieron en el matorral quemado, podría indicar que la presencia de EcM estaría beneficiando el desarrollo de las plántulas en el postfuego, particularmente en las quemas de alta intensidad (Figura 3.11e). Esto coincide con estudios como los realizados por Sousa *et al.* (2011), en los que han demostrado que diferentes especies de EcM, como *Rhizopogon roseolus*, son capaces de potenciar el crecimiento de plántulas de *P. pinaster* hasta ocho veces más en suelos quemados que en suelos sin quemar. Esta tendencia no fue observada en el suelo de plantación, lo que podría estar asociado a las diferencias en las propiedades físico-químicas que suelen existir entre ambos tipos de suelos (Fernández *et al.*, 2020; Fioroni, 2020). Para esclarecer los motivos de estas tendencias, son necesarios posteriores estudios que contemplen esta información y análisis físico-químicos post fuego.

En el caso de *P. contorta*, el factor que mayormente condicionó el crecimiento fue el tipo de suelo (Figura 3.2 a 3.9), mostrando siempre un mejor desarrollo en el suelo de plantación a pesar de la menor cantidad de nutrientes. Un menor crecimiento de *P. contorta* en el suelo de matorral podría relacionarse con una limitación para aprovechar de forma rápida los recursos disponibles en un suelo con mejores características nutricionales debido a que es una especie estrés tolerante (Poulos *et al.*, 2012) que, por ejemplo, ha sido ampliamente utilizada en el control de la erosión del suelo en sitios severamente degradados (Langdon *et al.*, 2010). También es posible que el suelo de matorral presente algún elemento biótico (ej. parásitos, patógenos, competencia) que condicione su desarrollo, tal como se ha descrito para otras especies y ecosistemas (Theoharides & Dukes, 2007). Por ejemplo, se ha demostrado que cuando las plántulas de una especie exótica crecen en un ambiente dominado por otro tipo de especie forestal nativa, puede observarse una inhibición de su crecimiento asociado a la presencia de microorganismos antagonistas (Levine *et al.*, 2004; Dickie *et al.*, 2017). Esto se vería sustentado por el hecho de que en suelos de matorral quemados *P. contorta* presentó, generalmente, mejor desarrollo que en el suelo sin quemar (Figura 3.2 a 3.9), lo que estaría relacionado a una disminución de la resistencia biótica en los suelos a causa de las altas temperaturas alcanzadas durante las quemas. Con respecto a la relación entre EcM y el crecimiento de *P. contorta*, se determinó que al crecer en suelo de matorral, más rico en nutrientes, la abundancia de EcM no influyó en el desarrollo de las plántulas. Por el contrario, en suelo de plantación el porcentaje de ectomicorrización se correlacionó de forma negativa con diversas variables relacionadas al crecimiento aéreo y/o radical de las plántulas, principalmente en el tratamiento de quema a baja intensidad (Figura 3.12). Esto puede ocurrir cuando el “costo” de mantener la simbiosis es mayor que los beneficios que otorga a la planta hospedadora (Johnson *et al.*, 1997; Hoeksema *et al.*, 2010). En este sentido, Hoeksema *et al.* (2010) muestran en su meta-análisis que, dependiendo de la especie fúngica, de la planta y de las condiciones ambientales, la efectividad de simbiosis micorrízica (es decir, el grado en que el simbionte fúngico es capaz de promover el desarrollo y la adquisición de nutrientes del hospedador; Klironomos, 2003) en la productividad vegetal es variable.

Conclusión

Los resultados obtenidos en esta tesis mostrarían que luego de incendios de baja severidad *N. antarctica* podría presentar un reclutamiento exitoso, mediado por un buen desarrollo temprano en las plántulas. En cambio, el efecto de la severidad del incendio sobre el suelo no sería un factor que afecte el desarrollo temprano de *P. contorta*. Si bien ambas especies fueron ampliamente colonizadas por EcM, llegando a compartir ciertas especies, sólo se observó un efecto beneficioso respecto de la abundancia de esta simbiosis en plántulas de *N. antarctica*. La abundancia de EcM y la riqueza de HEcM en ambas especies forestales no presentaron gran variación en relación al tipo de suelo y la intensidad de fuego, aunque la composición de las comunidades de HEcM fue marcadamente diferente no sólo entre las especies, sino también entre los tipos de suelo. Estos resultados demuestran que, al menos bajo estas condiciones de cultivo, el fuego no afecta negativamente ni la abundancia ni la riqueza de estos hongos en el corto plazo. Esta tesis aporta información relevante sobre la interacción entre hongos micorrícicos y dos especies forestales de importancia económica y ecológica de la región Andino-patagónica en escenarios simulados de postfuego, un contexto escasamente estudiado a pesar de ser el fuego un disturbio con alta incidencia en los distintos ambientes de la región.

BIBLIOGRAFIA

- Adesemoye AO, Kloepper J W (2009) Plant–microbes interactions in enhanced fertilizer-use efficiency. *Applied microbiology and biotechnology* 85(1):1-12
- Adkins J, Docherty KM, Gutknecht JL et al (2020) How do soil microbial communities respond to fire in the intermediate term? Investigating direct and indirect effects associated with fire occurrence and burn severity. *Science of the Total Environment* 745:1-15
- Agee JK (1993) *Fire Ecology on Pacific Northwest*. Island Press, Washington, D.C.
- Agerer R (1987-2006) *Colour Atlas of Ectomycorrhizae*. Munich, Alemania.
- Agerer R, Danielson RM, Egli S et al (1996) *Descriptions of ectomycorrhizae I*. Einhorn-Verlag, Schwäbisch Gmünd
- Alauzis MV, Mazzarino MJ, Raffaele E et al (2004) Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a *Nothofagus* forest soil. *Forest Ecology and Management* 192:131-142
- Anwar SZ, Sayeed MA, Futai K (2008) *Mycorrhizae: Sustainable agricultura and forestry*. Dordrecht: Springer Science
- Ashkannejhad S, Horton TR (2006) Ectomycorrhizal ecology under primary succession on coastal sand dunes: interactions involving *Pinus contorta*, suilloid fungi and deer. *New Phytologist* 169(2):345-354
- Azcón-Aguilar C, Barea JM, Gianinazzi S et al (2009) *Mycorrhizas-Functional processes and ecological impact*. Springer, Berlin
- Azpilicueta MM, Varela S, Martínez A et al (2010) *Manual de viverización, cultivo y plantación de Roble Pellín en el norte de la región Andino Patagónica*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA Bariloche
- Baar J, Horton TR, Kretzer AM et al (1999) Mycorrhizal colonization of *Pinus muricata* from resistant propagules after a stand-replacing wildfire. *New Phytologist* 143(2):409-418
- Badía D, López-García S, Martí C et al (2017) Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content. *Science of the Total Environment* 601:1119-1128
- Barreiro A, Lombao A, Martín A et al (2020) Soil heating at high temperatures and different water content: effects on the soil microorganisms. *Geosciences* 10(9):355
- Barroetaveña C, Cázares E, Rajchenberg M (2007). Ectomycorrhizal fungi associated with ponderosa pine and Douglas-fir: a comparison of species richness in native western North American forests and Patagonian plantations from Argentina. *Mycorrhiza* 17(5):355-373
- Barroetaveña C, Salgado-Salomón ME, Bassani V (2019) Rescuing the ectomycorrhizal biodiversity associated with South American *Nothofagaceae* forest, from the 19th century naturalists up to molecular biogeography. *Forestry* 92:500–511
- Barros VR, Cordon VH, Moyano CL et al (1983) *Cartas de precipitación de la zona oeste de las provincias de Río Negro y Neuquén*. CONICET-Buenos Aires

- Bava JO, Loguercio GA, Salvador G (2015) ¿Por qué plantar en Patagonia? Estado actual y el rol futuro de los bosques plantados. *Ecología Austral. Asociación Argentina de Ecología* 25:101-111
- Becquer A, Trap J, Irshad U et al (2014) From soil to plant, the journey of P through trophic relationships and ectomycorrhizal association. *Frontiers in plant science* 5:548
- Buée M, De Boer W, Martin F et al (2009) The rhizosphere zoo: an overview of plant-associated communities of microorganisms, including phages, bacteria, archaea, and fungi, and of some of their structuring factors. *Plant and Soil* 321(1-2):189-212
- Bradford JB, Lauenroth WK (2006) Controls over invasion of *Bromus tectorum*: The importance of climate, soil, disturbance and seed availability. *Journal of Vegetation Science* 17:693-704
- Bradstock RA, Auld TD, Ellis ME et al (1992) Soil temperatures during bushfires in semi-arid, mallee shrublands. *Australian Journal of Ecology* 17:433-440
- Brundrett MC, Tedersoo L (2018) Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. *New Phytologist* 220:1108-1115
- Cairney JW, Bastias BA (2007) Influences of fire on forest soil fungal communities. *Canadian Journal of Forest Research* 37(2):207-215
- Carrillo R, Godoy R, Peredo H (1992) Simbiosis micorrícica en comunidades boscosas del Valle Central en el sur de Chile. *BOSQUE* 13(2):57-67
- Carrington ME (2010) Effects of Soil Temperature during Fire on Seed Survival in Florida Sand Pine Scrub. *International Journal of Forestry Research* 2010:1-10
- Castillo M, Pedernera P, Peña E (2003) Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA*. 19(3-4):44-53
- Castro-Díez P, Vaz AS, Silva JS et al (2019) Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. *Biological Reviews* 94(4):1477-1501
- Certini G (2005) Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143(1):1-10
- Chávez D, Machuca Á, Fuentes-Ramirez A et al (2020) Shifts in soil traits and arbuscular mycorrhizal symbiosis represent the conservation status of *Araucaria araucana* forests and the effects after fire events. *Forest Ecology and Management* 458:1-10
- Claridge AW (2002) Ecological role of hypogeous ectomycorrhizal fungi in Australian forests and woodlands. In: Smith SE, Smith FA (eds) *Diversity and Integration in Mycorrhizas*. Springer, Dordrecht, p 291-305
- Clemmensen KE, Finlay RD, Dahlberg A et al (2014) Carbon sequestration is related to mycorrhizal fungal community shifts during long-term succession in boreal forests. *New Phytologist* 205(4):1525-1536
- Cóbar-Carranza AJ, García RA, Pauchard A et al (2014) Effect of *Pinus contorta* invasion on forest fuel properties and its potential implications on the fire regime of *Araucaria araucana* and *Nothofagus antarctica* forests. *Biological Invasions* 16(11):2273-2291

- Cóbar-Carranza AJ, García RA, Pauchard A et al (2015) Efecto de la alta temperatura en la germinación y supervivencia de semillas de la especie invasora *Pinus contorta* y dos especies nativas del sur de Chile. *BOSQUE* 36(1):53-60.
- Cowan AD, Smith JE, Fitzgerald SA (2016) Recovering lost ground: effects of soil burn intensity on nutrients and ectomycorrhiza communities of ponderosa pine seedlings. *Forest Ecology and Management* 378:160-172
- Davis KT, Maxwell BD, Caplat P et al (2019) Simulation model suggests that fire promotes lodgepole pine (*Pinus contorta*) invasion in Patagonia. *Biological Invasions* 21(7):2287-2300
- Day NJ, Dunfield KE, Johnstone JF et al (2019) Wildfire severity reduces richness and alters composition of soil fungal communities in boreal forests of western Canada. *Wiley. Global Change Biology*. 25:2310–2324
- DeBano LF (1990) The effect of fire on soil properties. In: *Proceedings management and productivity of western-Montane*. Forest Soils, p 151-155
- Dickie IA, Bolstridge N, Cooper JA et al (2010) Co-invasion by *Pinus* and its mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 187:475-484
- Dickie IA, Bufford JL, Cobb RC et al (2017) The emerging science of linked plant–fungal invasions. *New Phytologist* 215(4):1314-1332
- Donoso Zegers C (2006) Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Marisa Cuneo Ediciones. Primera Edición. Chile
- Dove NC, Hart SC (2017) Fire reduces fungal species richness and in situ mycorrhizal colonization: a meta-analysis. *Fire Ecology* 13(2):37-65
- Dunn PH, DeBano LF (1977) Fire's effect on biological and chemical properties of chaparral soils. In: *Proceedings of a Symposium on Environmental Conservation: fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. Palo Alto, California, p 75-84
- Ewel J, Mazzarino MJ, Berish CW (1991) Tropical soil fertility changes under monocultures and successional communities of different structure. *Ecol. Appl.* 1:289-302
- Ewel JJ, O' Dowd DJ, Bergelson J et al (1999) Deliberate Introductions of Species: Research Needs Benefits can be reaped, but risks are high. *BioScience* 49(8):619-630
- Fernández N, Messuti MI, Fontenla S (2008). Arbuscular mycorrhizas and dark septate fungi in *Lycopodium paniculatum* (Lycopodiaceae) and *Equisetum bogotense* (Equisetaceae) in a Valdivian temperate forest of Patagonia, Argentina. *American Fern Journal* 98(3):117-127
- Fernández NV (2012) Micorrizas y levaduras asociadas a *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. (Raulí) en poblaciones naturales y en plantas cultivadas en vivero. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche
- Fernández N, Marchelli P, Fontenla SB (2013) Ectomycorrhizas naturally established in *Nothofagus nervosa* seedlings under different cultivation practices in a forest nursery. *Microbial Ecology* 66:581-592
- Fernández N, Marchelli P, Gherghel F et al (2015) Ectomycorrhizal fungal communities in *Nothofagus nervosa* (raulí): a comparison between domesticated and naturally established specimens in a native forest of Patagonia, Argentina. *Fungal Ecology* 18:36-47

- Fernández L (2017) Colonización y composición de morfotipos ectomicorríticos en especies de la familia Nothofagaceae. Tesis de grado. Universidad Nacional de Córdoba
- Fioroni F (2020) Efecto de distintas estrategias de cultivo sobre las comunidades fúngicas radicales y el desarrollo vegetal de *Nothofagus obliqua* y *Pinus ponderosa*. Tesis de grado. CRUB, UNComahue
- Franco-Manchón I, Salo K, Oria-de-Rueda JA et al (2019) Are Wildfires a Threat to Fungi in European Pinus Forests? A Case Study of Boreal and Mediterranean Forests. *Forests* 10(4):309
- Franzese J, Urrutia J, García RA et al (2016) Pine invasion impacts on plant diversity in Patagonia: invader size and invaded habitat matter. Springer International Publishing Switzerland. *Biological Invasions* 18(12):1-15
- Franzese J, Raffaele E (2017) Fire as a driver of pine invasions in the Southern Hemisphere: a review. *Biol Invasions* 19:2237–2246
- Franzese J, Raffaele E, Blackhall M et al (2020) Changes in land cover resulting from the introduction of non-native pine modifies litter traits of temperate forests in Patagonia. *Journal of Vegetation Science* 31(2):223-233
- Franzese J, Raffaele E, Chiuffo MC et al (2022) The legacy of pine introduction threatens the fuel traits of Patagonian native forests. *Biological Conservation* 267:109472
- Fuentes N, Sánchez P, Pauchard A et al (2014) Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción, Chile
- Glassman SI, Levine CR, DiRocco AM et al (2016) Ectomycorrhizal fungal spore bank recovery after a severe forest fire: some like it hot. *The ISME journal* 10(5):1228-1239
- Grand LF, Harvey AE (1982). Quantitative measurement of ectomycorrhizae on plant roots. In: Shenck NC (ed) *Methods and Principles of Mycorrhizal Research*. American Phytopathological Society, Saint Paul, p 157-164
- Grime JP (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The american naturalist* 111(982):1169-1194
- Gundale MJ, Pauchard A, Langdon B et al (2014) Can model species be used to advance the field of invasion ecology? *Biological Invasions* 16:591–607
- Haase DL (2008) Understanding forest seedling quality: measurements and interpretation. *Tree Planters' Notes* 52(2):24-30
- Higgins SI, Richardson DM (1998) Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology* 135:79-93
- Hoeksema JD, Chaudhary VB, Gehring CA et al (2010) A meta-analysis of context-dependency in plant response to inoculation with mycorrhizal fungi. *Ecology letters* 13(3):394-407
- Horton TR, Cázares E, Bruns TD (1998) Ectomycorrhizal, vesicular-arbuscular and dark septate fungal colonization of bishop pine (*Pinus muricata*) seedlings in the first 5 months of growth after wildfire. *Mycorrhiza* 8(1):11-18
- Hurrel JA, Bazzano DH (2007) Pinos ornamentales y forestales. Editorial LOLA.

- Izzo A, Canright M, Bruns TD (2006) The effects of heat treatments on ectomycorrhizal resistant propagules and their ability to colonize bioassay seedlings. *Mycological research* 110(2):196-202
- Johnson NC, Graham JH, Smith FA (1997) Functioning of mycorrhizal associations along the mutualism–parasitism continuum. *New Phytologist* 135(4):575-585
- Kendall MJ, Rygielwicz PT (2005) Fungal-specific PCR primers developed for analysis of the ITS region of environmental DNA extracts. *BMC microbiology* 5(1):28
- Kent AD, Triplett EW (2002) Microbial communities and their interactions in soil and rhizosphere ecosystems. *Annu Rev Microbiol* 56:211-236
- Kipfer T, Moser B, Egli S, Wohlgemuth T et al (2011) Ectomycorrhiza succession patterns in *Pinus sylvestris* forests after stand-replacing fire in the Central Alps. *Oecologia* 167:219-228
- Klironomos JN (2003) Variation in plant response to native and exotic arbuscular mycorrhizal fungi. *Ecol* 84(9):2292-2301
- Kjøller R, Bruns TD (2003) Rhizopogon spore bank communities within and among California pine forests. *Mycologia* 95(4):603-613
- Kraisitudomsook N, Healy RA, Mujic AB et al (2019) Systematic study of truffles in the genus *Ruhlandiella*, with the description of two new species from Patagonia. *Mycologia* 111(3):477-492
- Kuo S (1996) Phosphorus. In: Swift RS, Sparks DL (eds) *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series. p 869-919
- Kutorga E, Adamonytė G, Iršėnaitė R et al (2012) Wildfire and post-fire management effects on early fungal succession in *Pinus mugo* plantations, located in Curonian Spit (Lithuania). *Geoderma* 191:70-79
- Kitzberger T, Veblen TT (1997) Influences of humans and ENSO on fire history of *Austrocedrus chilensis* woodlands in northern Patagonia, Argentina. *Ecociencia* 4:508-520
- Laclau P (2003) Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest ecology and management* 180(1-3):317-333
- Langdon B, Pauchard A, Aguayo M (2010) *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biol Invasions* 12:3961-3971
- Lantschner MV, Rusch V (2007) Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* en el NO Patagónico. *Ecología Austral* 17:99-112
- Lantschner MV, Rusch V, Hayes JP (2012) Do exotic pine plantations favour the spread of invasive herbivorous mammals in Patagonia? *Austral Ecology* 38(3):338-345
- Levine JM, Adler PB, Yelenik SG (2004) A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology letters* 7(10):975-989
- Lindahl BD, Ihrmark K, Boberg J et al (2006) Spatial separation of litter decomposition and mycorrhizal nitrogen uptake in a boreal forest. *New Phytologist* 173:611-620

- Longo MS, Urcelay C, Nouhra E (2011) Long term effects of fire on ectomycorrhizas and soil properties in *Nothofagus pumilio* forests in Argentina. *Forest Ecology and Management* 262:348-354
- Longo S, Nouhra E, Goto BT et al (2014) Effects of fire on arbuscular mycorrhizal fungi in the Mountain Chaco Forest. *Forest Ecology and Management* 315:86-94
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM et al (2000) Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. Technical Report. *Issues in Ecology. Ecological Applications* 10(3):689-710
- Massicotte H.B, Trappe JM, Peterson RL et al (1992) Studies on *Cenococcum geophilum*. II. Sclerotium morphology, germination, and formation in pure culture and growth pouches. *Can. J. Bot.* 70:125-132
- Mataix-Solera J, Cerdá A (2009) Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. GEA (Grupo de Edafología Ambiental), Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández. p 27-53
- Mazzarino MJ, Gobbi ME (2005) Indicadores de circulación de nutrientes en bosques Andino-Patagónicos. *IDIA* 21(5):15-18
- Mediavilla O, Oria-de-Rueda JA, Martín-Pinto P (2014) Changes in sporocarp production and vegetation following wildfire in a Mediterranean Forest Ecosystem dominated by *Pinus nigra* in Northern Spain. *Forest Ecology and Management* 331:85-92
- Mermoz M, Kitzberger T, Veblen TT (2005) Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in patagonian forests and shrublands. *Ecology* 86(10):2705–2715
- Moeller HV, Dickie IA, Peltzer DA et al (2015) Mycorrhizal co-invasion and novel interactions depend on neighborhood context. *Ecology* 96(9):2336-2347
- Morales DV (2014) Impactos de Incendios Recientes Sobre el Suelo y la Vegetación en Bosques de *Austrocedrus chilensis*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue. Centro Regional Bariloche
- Neary DG, Klopatek CC, DeBano LF et al (1999) Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122:51-71
- Nelson DW, Sommers LE (1996) Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods* 5:961-1010
- Nouhra E, Urcelay C, Longo S et al (2013). Ectomycorrhizal fungal communities associated to *Nothofagus* species in Northern Patagonia. *Mycorrhiza* 23:487-496
- Núñez MA, Horton TR, Simberloff D (2009) Lack of belowground mutualisms hinders Pinaceae invasions. *Ecology* 90(9):2352-2359
- Núñez MA, Dickie IA (2013) Invasive belowground mutualists of woody plants. *Biological Invasions* 16(3), 645-661
- Núñez MA, Chiuffo MC, Torres A et al (2017) Ecology and management of invasive Pinaceae around the world: progress and challenges. *Biological Invasions* 19(11):3099-3120

- Onguene N, Kuyper T (2002) Importance of the ectomycorrhizal network for seedling survival and ectomycorrhiza formation in rain forests of south Cameroon. *Mycorrhiza* 12(1):13-17
- Orellana IA, Raffaele E (2010) The spread of the exotic conifer *Pseudotsuga menziesii* in *Austrocedrus chilensis* forests and shrublands in northwestern Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Forestry Science* 40:199-209
- Palfner G, Canseco MI, Casanova-Katny A (2008) Post-fire seedlings of *Nothofagus alpina* in Southern Chile show strong dominance of a single ectomycorrhizal fungus and a vertical shift in root architecture. *Plant Soil* 313:237-250
- Paruelo JM, Beltrán A, Jobbágy E et al (1998) The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral* 8(02):85-101
- Pattinson GS, Hammill KA, Sutton BG et al (1999) Simulated fire reduces the density of arbuscular mycorrhizal fungi at the soil surface. *Mycological Research* 103(4):491-496
- Pausas J (2012) *Incendios Forestales*. CSIC y Libros de la Catarata. España
- Paritsis J, Raffaele E, Veblen TT (2006) Vegetation disturbance by fire affects plant reproductive phenology in a shrubland community in northwestern Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Ecology* 30(3): 387-395
- Paritsis J, Landesmann JB, Kitzberger T et al (2018) Pine Plantations and Invasion Alter Fuel Structure and Potential Fire in a Patagonia Forest-Steppe Ecotone. *Forests* 9(3):117
- Peay KG, Kennedy PG, Bruns TD (2011) Rethinking ectomycorrhizal succession: are root density and hyphal exploration types drivers of spatial and temporal zonation? *Fungal ecology* 4(3):233-240
- Pedersen CT, Sylvia DM, Shilling DG (1999) *Pisolithus arhizus* ectomycorrhiza affects plant competition for phosphorus between *Pinus elliottii* and *Panicum chamaelonche*. *Mycorrhiza* 9(4):199-204
- Peña E, Hidalgo M, Langdon B et al (2008) Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. invasion in a Natural Reserve in southern South America. *Forest Ecology and Management* 256:1049-1054
- Phillips JM, Hayman DS (1970) Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British mycological Society* 55(1):158-161
- Poulos HM, Berlyn GP, Mills SA (2012) Differential stress tolerance of four pines (Pinaceae) across the elevation gradient of the San Bernardino Mountains, Southern California, USA. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 139(1):96-108
- Prasad MNV, Pietrzykowski M (2020) *Climate change and soil interactions*. Elsevier
- Premoli AC (1991) Morfología y capacidad germinativa en poblaciones de *Nothofagus antarctica* (Foster) Oerst. del noroeste andino patagónico. *BOSQUE* 12(2):53-59
- Prieto-Fernández A, Acea MJ, Carballas T (1998) Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biology and Fertility of Soils* 27(2):132-142

- Pulido-Chavez MF, Alvarado EC, DeLuca TH et al (2021) High-severity wildfire reduces richness and alters composition of ectomycorrhizal fungi in low-severity adapted ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management* 485:118923
- Policelli N, Horton TR, García RA et al (2020) Native and non-native trees can find compatible mycorrhizal partners in each other's dominated areas. *Plant and Soil* 454(1):285-297
- Policelli N, Bruns TD, Vilgalys R et al (2019) Suilloid fungi as global drivers of pine invasions. *New Phytologist* 222:714-725
- Policelli N (2019) Invasiones subterráneas: Co-invasión de pinos y sus hongos ectomicorrízicos. Tesis Doctoral. CRUB. UNComa.
- Raffaele E, De Torres Curth M, Morales CL et al (2014) Ecología e Historia Natural de la Patagonia Andina. Un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación. Fundación de Historia Natural Félix de Azara
- Raffaele E, Nuñez MA, Enstrom J et al (2015) Fire as mediator of pine invasion: evidence from Patagonia, Argentina. *Biological Invasions* 18(3):597-601
- Richardson DM, Bond WJ (1991) Determinants of Plant Distribution: Evidence from Pine Invasions. *The American Naturalist* 137:639-668
- Richardson DM (1998) *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press
- Richardson DM, Rejmánek M (2004) Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10:321-331
- Richardson AE, George TS, Jakobsen I et al (2006) 15 Plant Utilization of Inositol Phosphates. *Inositol phosphates: Linking agriculture and the environment*
- Ricón A, Santamaría BP, Ocaña L et al (2013) Structure and phylogenetic diversity of post-fire ectomycorrhizal communities of maritime pine. *Mycorrhiza* 24(2):131-141
- Roman M, Miguel-Velasco AM (2001) Efecto del fuego sobre la flora micorrízica de una formación natural de carrasca
- Rydlová J, Püschel D (2020) Arbuscular mycorrhiza, but not hydrogel, alleviates drought stress of ornamental plants in peat-based substrate. *Applied Soil Ecology* 146:103394
- Sadava D, Heller C, Orians G et al (2012) *Vida. La ciencia de la Biología*. 8va Edición. Editorial Médica Panamericana, Buenos Aires
- Salo J, Kauki S (2018) Severity of forest wildfire had a major influence on early successional ectomycorrhizal macrofungi assemblages, including edible mushrooms. *Forest Ecology and Management* 415:70-84
- Salomón-Salgado ME, Barroetaveña C, Rajchenberg M (2011) Do pine plantations provide mycorrhizal inocula for seedlings establishment in grasslands from Patagonia, Argentina? *New Forests* 41:191-205
- Salgado-Salomón ME, Barroetaveña C, Pildain MB et al (2017) *Tomentella* (Thelephorales, Basidiomycota) en bosques de Nothofagaceae de Patagonia, Argentina: micorrizas de nuevas especies. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 53:423-434

- Sarasola MM, Rusch VE, Schlichter TM et al (2006) Invasión de coníferas forestales en áreas de estepa y bosques de ciprés de la cordillera en la Región Andino Patagónica. *Ecología Austral* 16:143-156
- Satti P, Mazzarino MJ, Gobbi M et al (2003) Soil N dynamics in relation to leaf litter quality and soil fertility in north-western Patagonian forests. *Journal of Ecology* 91:173-181
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (2017) Inventario Nacional de Plantaciones Forestales. Inventario de Plantaciones Forestales en secano. Region Patagonia. p 138
- Sielaff AC, Polley HW, Fuentes-Ramirez A et al (2019) Mycorrhizal colonization and its relationship with plant performance differs between exotic and native grassland plant species. *Biological Invasions* 21:1981-1991
- Simberloff D, Von Holle B (1999) Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1:21–32
- Smith SE, Read DJ (2008) Mycorrhizal symbiosis. 3rd edition. Academic Press, Amsterdam, Boston
- Sollins P, Spycher G, Glassman CA (1984) Net nitrogen mineralization from light- and heavy-fraction of forest soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 6:181–199
- Sousa NR, Franco AR, Ramos MA et al (2011) Reforestation of burned stands: the effect of ectomycorrhizal fungi on *Pinus pinaster* establishment. *Soil Biology and Biochemistry* 43(10):2115-2120
- Steidinger BS, Crowther TW, Liang J et al (2019) Climatic controls of decomposition drive the global biogeography of forest-tree symbioses. *Nature* 569(7756):404-408
- Stendell ER, Horton TR, Bruns TD (1999) Early effects of prescribed fire on the structure of the ectomycorrhizal fungus community in a Sierra Nevada ponderosa pine forest. *Mycological Research* 103(10):1353-1359
- Taiz L, Zeiger E (2002). *Plant Physiology*. 3ª Edición. Sinauer Associates
- Taudière A, Richard F, Carcaillet C (2017) Review on fire effects on ectomycorrhizal symbiosis, an unachieved work for a scalding topic. *Forest Ecology and Management* 391:446-457
- Taylor DL, Bruns TD (1999) Community structure of ectomycorrhizal fungi in a *Pinus muricata* forest: minimal overlap between the mature forest and resistant propagule communities. *Mol. Ecol.* 8(11):1837-1850
- Taylor DL, Hollingsworth TN, Mcfarland JW et al (2014) A first comprehensive census of fungi in soil reveals both hyperdiversity and fine-scale niche partitioning. *Ecological Monographs* 84(1):3-20
- Taylor KT, Maxwell BD, McWethy DB et al (2017) *Pinus contorta* invasions increase wildfire fuel loads and may create a positive feedback with fire. *Ecology, Ecological Society of America* 93(3):678-687
- Theoharides KA, Dukes JS (2007) Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist*. *Tansley Reviews* 176:256-273

- Torres A, Alarcón PAE, Rodríguez-Cabal MA et al (2018) Secondary Invasions Hinder the Recovery of Native Communities after the Removal of Nonnative Pines Along a Precipitation Gradient in Patagonia. *Forests* 9(7):394
- Trocha LK, Kałucka I, Stasińska M et al (2012). Ectomycorrhizal fungal communities of native and non-native *Pinus* and *Quercus* species in a common garden of 35-year-old trees. *Mycorrhiza* 22(2):121-134
- Truong C, Gabbarini LA, Corrales A et al (2019) Ectomycorrhizal fungi and soil enzymes exhibit contrasting patterns along elevation gradients in southern Patagonia. *New Phytologist* 222(4):1936-1950
- Urretavizcaya MF (2005) Cambios ambientales y restauracion ecologica postincendio en bosques de *Austrocedrus chilensis*. Tesis Doctoral. CRUB. UNComahue.
- Vásquez-Gassibe P, Oria-de-Rueda JA, Santos-del-Blanco L et al (2016) The effects of fire severity on ectomycorrhizal colonization and morphometric features in *Pinus pinaster* Ait. Seedlings. *Forest Syst* 25:1–7
- Varela SA, Arana V (2011) Latencia y germinación de semillas. Tratamientos pregerminativos. Serie técnica: “Sistemas Forestales Integrados”. Área Forestal – INTA EEA Bariloche
- Veblen TT, Kitzberger T, Lara A (1992) Disturbance and forest dynamics along a transect from Andean rainforest to Patagonian shrubland. *Journal of Vegetation Science* 3:507-520
- Veblen TT, Donoso C, Kitzberger T et al (1996) The Ecology of Southern Chilean and Argentinean Nothofagus Forests. The ecology and biogeography of Nothofagus forests 10:93-353
- Veblen TT, Kitzberger T (2002) Inter-hemispheric comparison of fire history: The Colorado Front Range, USA., and the Northern Patagonian Andes, Argentina. *Plant Ecology* 163:187–207
- Valette JC, Gomendy V, Maréchal J et al (1994) Heat transfer in the soil during very low-intensity experimental fire: the role of duff and soil moisture content. *International Journal of Wildland Fire* 4:225-237
- Wada K (1989) Allophane and imogolite. In: Dixon JB, Weed SB (eds) *Minerals in Soil Environments*, 2nd ed, Madison
- Wall DH, Bardgett RD, Behan-Pelletier V et al (2012) *Soil Ecology and Ecosystem Services*. 1st ed. Oxford University Press
- Yang T, Tedersoo L, Lin X et al (2020) Distinct fungal successional trajectories following wildfire between soil horizons in a cold-temperate forest. *New Phytologist* 227(2):572-587

ANEXO 1

Caracterización físico-química del suelo y de los tratamientos de intensidad de fuego

Fosforo extraíble (P_E)

Analysis of Variance Table

Response: P

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	427.02	427.02	9.1702	0.01635 *
Residuals	8	372.53	46.57		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Nitrógeno total (N_T)

Analysis of Variance Table

Response: N

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	0.9713	0.97128	1.9563	0.1995
Residuals	8	3.9718	0.49648		

Carbono total (C_T)

Analysis of Variance Table

Response: C

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	13.94	13.945	0.1823	0.6807
Residuals	8	612.12	76.515		

Relación carbono:nitrógeno (C:N)

Analysis of Variance Table

Response: CN

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	58.579	58.579	15.528	0.004293 **
Residuals	8	30.180	3.772		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Humedad del suelo previa a la aplicación de fuego

Analysis of Variance Table

Response: Hum.Sue.Inicial

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	193.49	193.488	42.442	3.458e-09 ***
Residuals	95	433.10	4.559		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Medidas morfométricas y biomasa de las plántulas

Análisis de la variable: Longitud de tallo

Nothofagus antarctica

Anc_N4_LTa<-lm(Long.Tallo ~ Suelo*Fuego + ECM, data=Data_N_LTa)

Analysis of Variance Table

Response: Long.Tallo

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	1.07	1.070	0.0878	0.768339
Fuego	2	94.69	47.343	3.8846	0.027779 *
ECM	1	231.79	231.792	19.0189	7.449e-05 ***
Suelo:Fuego	2	169.09	84.546	6.9371	0.002366 **
Residuals	45	548.44	12.187		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	4.11	1.17	45	1.76	6.46
Plantacion	Control	6.64	1.18	45	4.27	9.02
Matorral	Baja	10.66	1.17	45	8.30	13.02
Plantacion	Baja	4.87	1.24	45	2.38	7.37
Matorral	Alta	6.00	1.24	45	3.50	8.49
Plantacion	Alta	7.21	1.18	45	4.82	9.59

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-2.534	1.65	45	-1.536	0.1316
Matorral,Control - Matorral,Baja	-6.551	1.65	45	-3.976	0.0003
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.764	1.70	45	-0.449	0.6558
Matorral,Control - Matorral,Alta	-1.889	1.71	45	-1.107	0.2741
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-3.096	1.67	45	-1.854	0.0704
Plantacion,Control - Matorral,Baja	-4.017	1.65	45	-2.441	0.0187
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	1.770	1.72	45	1.030	0.3084
Plantacion,Control - Matorral,Alta	0.645	1.72	45	0.375	0.7096
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-0.562	1.70	45	-0.332	0.7416
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	5.787	1.71	45	3.379	0.0015
Matorral,Baja - Matorral,Alta	4.663	1.72	45	2.717	0.0093
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	3.455	1.69	45	2.048	0.0464
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-1.124	1.75	45	-0.644	0.5228
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-2.332	1.70	45	-1.371	0.1773
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-1.208	1.70	45	-0.711	0.4810

Pinus contorta

Mod_P8_LTa<-lmer(Long.Tallo ~ Suelo*Fuego + (1|Edad), data=Data_P_LTa)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	57.225	57.225	1	47.905	6.8228	0.01198 *
Fuego	15.322	7.661	2	39.309	0.9134	0.40950
Suelo:Fuego	67.705	33.852	2	40.647	4.0361	0.02518 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	4.54	1.36	37.1	1.78	7.30
Plantacion	Control	10.40	1.23	34.2	7.91	12.89
Matorral	Baja	7.15	1.23	32.6	4.64	9.66
Plantacion	Baja	7.65	1.17	31.2	5.25	10.04
Matorral	Alta	8.07	1.28	31.6	5.47	10.67
Plantacion	Alta	9.08	1.15	32.3	6.73	11.42

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-5.858	1.62	45.6	-3.610	0.0008
Matorral,Control - Matorral,Baja	-2.608	1.50	39.9	-1.733	0.0908
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-3.106	1.60	46.5	-1.940	0.0584
Matorral,Control - Matorral,Alta	-3.530	1.49	39.4	-2.373	0.0226
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-4.536	1.59	46.1	-2.858	0.0064
Plantacion,Control - Matorral,Baja	3.250	1.48	44.5	2.189	0.0339
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	2.752	1.45	45.9	1.893	0.0647
Plantacion,Control - Matorral,Alta	2.328	1.53	46.0	1.523	0.1346
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	1.322	1.39	43.0	0.954	0.3456
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	-0.498	1.47	46.3	-0.338	0.7368
Matorral,Baja - Matorral,Alta	-0.922	1.39	39.6	-0.662	0.5119
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-1.928	1.46	45.4	-1.319	0.1939
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-0.424	1.51	47.1	-0.281	0.7802
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-1.429	1.43	46.6	-1.002	0.3214
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-1.005	1.52	47.0	-0.661	0.5117

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Análisis de la variable: Diámetro de cuello

Nothofagus antarctica

Anc_N4_DH<-lm(Diam.Hipo ~ Suelo*Fuego + ECM, data=Data_N_DH)

Analysis of Variance Table

Response: Diam.Hipo

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	0.6063	0.6063	2.1306	0.15104
Fuego	2	1.1356	0.5678	1.9955	0.14730
ECM	1	5.2311	5.2311	18.3838	8.902e-05 ***
Suelo:Fuego	2	1.8168	0.9084	3.1924	0.05012 .
Residuals	47	13.3739	0.2846		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	1.86	0.169	47	1.52	2.20
Plantacion	Control	2.14	0.179	47	1.78	2.50
Matorral	Baja	2.36	0.178	47	2.00	2.72
Plantacion	Baja	1.94	0.189	47	1.56	2.32
Matorral	Alta	2.04	0.178	47	1.68	2.40
Plantacion	Alta	2.47	0.181	47	2.11	2.83

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-0.2835	0.245	47	-1.156	0.2536
Matorral,Control - Matorral,Baja	-0.5014	0.245	47	-2.045	0.0464
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.0768	0.254	47	-0.302	0.7640
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.1786	0.245	47	-0.728	0.4700
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.6096	0.249	47	-2.452	0.0180
Plantacion,Control - Matorral,Baja	-0.2179	0.252	47	-0.866	0.3907
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	0.2067	0.261	47	0.791	0.4330
Plantacion,Control - Matorral,Alta	0.1049	0.251	47	0.417	0.6785
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-0.3262	0.256	47	-1.272	0.2097
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	0.4246	0.261	47	1.628	0.1103
Matorral,Baja - Matorral,Alta	0.3228	0.251	47	1.283	0.2056
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-0.1083	0.256	47	-0.424	0.6739
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-0.1018	0.261	47	-0.390	0.6985
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-0.5329	0.260	47	-2.051	0.0458
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.4311	0.256	47	-1.682	0.0993

Pinus contorta

Anc_P4_DH<-lm(Diam.Hipo ~ Suelo*Fuego + ECM, data=Data_P_DH)

Analysis of Variance Table

Response: Diam.Hipo

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Suelo	1	3.1534	3.1534	8.6808	0.0049905	**
Fuego	2	0.3336	0.1668	0.4592	0.6345784	
EcM	1	4.7995	4.7995	13.2126	0.0006875	***
Suelo:Fuego	2	2.2589	1.1295	3.1093	0.0539291	.
Residuals	47	17.0730	0.3633			

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	1.55	0.229	47	1.09	2.01
Plantacion	Control	2.79	0.202	47	2.39	3.20
Matorral	Baja	2.00	0.207	47	1.58	2.42
Plantacion	Baja	2.42	0.192	47	2.03	2.81
Matorral	Alta	1.93	0.202	47	1.52	2.34
Plantacion	Alta	2.20	0.191	47	1.81	2.58

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-1.2449	0.304	47	-4.098	0.0002
Matorral,Control - Matorral,Baja	-0.4530	0.312	47	-1.452	0.1532
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.8720	0.297	47	-2.936	0.0051
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.3807	0.307	47	-1.241	0.2208
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.6498	0.297	47	-2.188	0.0337
Plantacion,Control - Matorral,Baja	0.7919	0.292	47	2.712	0.0093
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	0.3729	0.277	47	1.346	0.1846
Plantacion,Control - Matorral,Alta	0.8642	0.287	47	3.013	0.0042
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	0.5951	0.277	47	2.149	0.0368
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	-0.4190	0.286	47	-1.464	0.1499
Matorral,Baja - Matorral,Alta	0.0723	0.286	47	0.253	0.8012
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-0.1968	0.285	47	-0.690	0.4937
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	0.4913	0.280	47	1.752	0.0863
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	0.2222	0.270	47	0.824	0.4139
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.2691	0.280	47	-0.961	0.3413

Análisis de la variable: Longitud de raíz

Nothofagus antarctica

Mod_N8_LRa<-lmer(Long.Raiz ~ Suelo*Fuego + (1|Edad), data=Data_N_LRa)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	99.83	99.825	1	47	2.0113	0.16273
Fuego	304.35	152.175	2	47	3.0660	0.05603
Suelo:Fuego	428.37	214.185	2	47	4.3154	0.01903

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	24.5	2.59	21.6	19.1	29.9
Plantacion	Control	25.9	2.59	39.6	20.7	31.2
Matorral	Baja	32.6	2.61	26.6	27.3	38.0
Plantacion	Baja	29.1	2.56	44.2	24.0	34.3
Matorral	Alta	24.3	2.49	31.1	19.3	29.4
Plantacion	Alta	34.6	2.41	40.7	29.8	39.5

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-1.448	3.56	44.5	-0.406	0.6865
Matorral,Control - Matorral,Baja	-8.121	3.34	47.0	-2.432	0.0189
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-4.635	3.68	36.4	-1.259	0.2160
Matorral,Control - Matorral,Alta	0.157	3.64	35.0	0.043	0.9660

Matorral,Control - Plantacion,Alta	-10.141	3.44	40.1	-2.946	0.0053
Plantacion,Control - Matorral,Baja	-6.674	3.62	43.1	-1.842	0.0723
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	-3.188	3.64	45.8	-0.877	0.3852
Plantacion,Control - Matorral,Alta	1.604	3.63	38.2	0.441	0.6614
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-8.694	3.53	44.4	-2.460	0.0179
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	3.486	3.68	41.2	0.946	0.3495
Matorral,Baja - Matorral,Alta	8.278	3.64	38.4	2.277	0.0285
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-2.020	3.48	40.7	-0.580	0.5649
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	4.792	3.59	38.5	1.337	0.1892
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-5.506	3.53	46.8	-1.561	0.1253
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-10.298	3.50	38.4	-2.940	0.0055

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Pinus contorta

Mod_P7_LRa<-lmer(Long.Raiz ~ Suelo+Fuego + (1|Edad), data=Data_P_LRa)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	451.99	451.99	1	40.267	5.2674	0.02702 *
Fuego	76.54	38.27	2	39.791	0.4460	0.64335

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	34.2	3.24	29.4	27.6	40.8
Plantacion	Control	40.6	2.98	33.6	34.5	46.7
Matorral	Baja	31.3	3.05	27.0	25.0	37.5
Plantacion	Baja	37.7	2.87	30.9	31.8	43.5
Matorral	Alta	32.0	2.93	25.6	26.0	38.0
Plantacion	Alta	38.4	2.88	34.1	32.5	44.2

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-6.386	2.93	46.4	-2.177	0.0346
Matorral,Control - Matorral,Baja	2.937	3.27	46.7	0.897	0.3744
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-3.449	4.45	50.0	-0.774	0.4424
Matorral,Control - Matorral,Alta	2.224	3.21	44.5	0.694	0.4915
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-4.161	4.50	49.7	-0.926	0.3591
Plantacion,Control - Matorral,Baja	9.323	4.34	49.8	2.149	0.0365
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	2.937	3.27	46.7	0.897	0.3744
Plantacion,Control - Matorral,Alta	8.610	4.19	49.7	2.054	0.0452
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	2.224	3.21	44.5	0.694	0.4915
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	-6.386	2.93	46.4	-2.177	0.0346
Matorral,Baja - Matorral,Alta	-0.713	3.15	47.6	-0.226	0.8222
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-7.098	4.40	49.9	-1.613	0.1130
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	5.673	4.21	49.9	1.347	0.1840
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-0.713	3.15	47.6	-0.226	0.8222
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-6.386	2.93	46.4	-2.177	0.0346

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Análisis de la variable: Diámetro de raíz

Nothofagus antarctica

Anc_N4_DR<-lm(Diam.Raiz ~ Suelo*Fuego + ECM, data=Data_N_DR)

Analysis of Variance Table

Response: Diam.Raiz	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	0.3130	0.3130	0.8386	0.36447
Fuego	2	0.9648	0.4824	1.2926	0.28413
ECM	1	7.2626	7.2626	19.4606	5.957e-05 ***
Suelo:Fuego	2	2.3361	1.1681	3.1299	0.05296 .

Residuals 47 17.5402 0.3732

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	3.03	0.193	47	2.64	3.42
Plantacion	Control	3.16	0.204	47	2.75	3.57
Matorral	Baja	3.41	0.204	47	3.00	3.82
Plantacion	Baja	2.86	0.217	47	2.43	3.30
Matorral	Alta	3.07	0.204	47	2.66	3.48
Plantacion	Alta	3.55	0.207	47	3.14	3.97

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-0.1276	0.281	47	-0.454	0.6518
Matorral,Control - Matorral,Baja	-0.3747	0.281	47	-1.335	0.1884
Matorral,Control - Plantacion,Baja	0.1673	0.291	47	0.574	0.5684
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.0421	0.281	47	-0.150	0.8815
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.5212	0.285	47	-1.830	0.0736
Plantacion,Control - Matorral,Baja	-0.2472	0.288	47	-0.858	0.3952
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	0.2948	0.299	47	0.985	0.3297
Plantacion,Control - Matorral,Alta	0.0855	0.288	47	0.297	0.7679
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-0.3936	0.294	47	-1.340	0.1866
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	0.5420	0.299	47	1.814	0.0760
Matorral,Baja - Matorral,Alta	0.3326	0.288	47	1.155	0.2539
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-0.1465	0.293	47	-0.500	0.6192
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-0.2093	0.299	47	-0.700	0.4876
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-0.6885	0.297	47	-2.314	0.0251
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.4791	0.294	47	-1.632	0.1093

Pinus contorta

Anc_P4_DR<-lm(Diam.Raiz ~ Suelo*Fuego + EcM, data=Data_P_DR)

Analysis of Variance Table

Response: Diam.Raiz

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	4.9202	4.9202	11.8254	0.001218 **
Fuego	2	0.3077	0.1538	0.3697	0.692887
EcM	1	2.4895	2.4895	5.9832	0.018158 *
Suelo:Fuego	2	2.5726	1.2863	3.0915	0.054586 .
Residuals	48	19.9715	0.4161		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	2.16	0.245	48	1.67	2.66
Plantacion	Control	3.53	0.216	48	3.10	3.97
Matorral	Baja	2.62	0.219	48	2.18	3.06
Plantacion	Baja	3.15	0.206	48	2.73	3.56
Matorral	Alta	2.54	0.210	48	2.12	2.96
Plantacion	Alta	2.85	0.205	48	2.44	3.26

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-1.3666	0.325	48	-4.204	0.0001
Matorral,Control - Matorral,Baja	-0.4568	0.331	48	-1.378	0.1746
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.9831	0.318	48	-3.093	0.0033
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.3774	0.327	48	-1.156	0.2535
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.6843	0.318	48	-2.153	0.0364
Plantacion,Control - Matorral,Baja	0.9097	0.310	48	2.932	0.0051
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	0.3835	0.296	48	1.294	0.2020
Plantacion,Control - Matorral,Alta	0.9891	0.305	48	3.244	0.0021
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	0.6822	0.296	48	2.302	0.0257
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	-0.5262	0.304	48	-1.733	0.0895
Matorral,Baja - Matorral,Alta	0.0794	0.297	48	0.268	0.7900
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-0.2275	0.303	48	-0.751	0.4563
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	0.6056	0.298	48	2.030	0.0479

Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	0.2988	0.288	48	1.036	0.3056
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.3069	0.297	48	-1.032	0.3073

Análisis de la variable: Relación longitud de tallo/diámetro de cuello

Nothofagus antarctica

Anc_N8_LTDH<-lmer(LTa.Dh ~ Suelo*Fuego + ECM + (1|Edad), data=Data_N_LTDH)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	250.46	250.46	1	41.013	2.2239	0.143543
Fuego	202.34	101.17	2	45.859	0.8983	0.414301
ECM	1058.93	1058.93	1	42.933	9.4025	0.003741 **
Suelo:Fuego	715.99	358.00	2	44.704	3.1787	0.051197 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	27.4	4.23	40.5	18.9	36.0
Plantacion	Control	30.2	4.29	42.3	21.5	38.8
Matorral	Baja	41.1	4.47	39.3	32.1	50.2
Plantacion	Baja	24.9	4.39	44.1	16.1	33.8
Matorral	Alta	29.1	4.58	42.0	19.8	38.3
Plantacion	Alta	26.9	4.31	40.6	18.2	35.6

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-2.76	5.66	45.8	-0.487	0.6286
Matorral,Control - Matorral,Baja	-13.69	5.48	43.8	-2.496	0.0164
Matorral,Control - Plantacion,Baja	2.49	6.03	45.9	0.412	0.6820
Matorral,Control - Matorral,Alta	-1.62	5.97	45.2	-0.272	0.7866
Matorral,Control - Plantacion,Alta	0.53	5.94	45.5	0.089	0.9293
Plantacion,Control - Matorral,Baja	-10.93	5.88	46.0	-1.860	0.0692
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	5.24	5.93	45.1	0.884	0.3815
Plantacion,Control - Matorral,Alta	1.13	6.26	45.8	0.181	0.8574
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	3.29	6.07	45.9	0.541	0.5909
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	16.17	6.12	46.0	2.643	0.0112
Matorral,Baja - Matorral,Alta	12.06	6.14	45.8	1.964	0.0556
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	14.22	6.17	44.7	2.304	0.0259
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-4.11	6.36	44.7	-0.646	0.5215
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-1.96	5.91	45.7	-0.331	0.7424
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	2.15	6.16	45.2	0.350	0.7282

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Pinus contorta

Mod_P7_LTDH<-lmer(LTa.Dh ~ Suelo+Fuego + (1|Edad), data=Data_P_LTDH)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	29.55	29.555	1	45.661	0.8899	0.350456
Fuego	345.14	172.568	2	41.765	5.1963	0.009655 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	38.1	2.97	22.2	31.9	44.2
Plantacion	Control	39.9	2.75	19.5	34.2	45.7
Matorral	Baja	36.0	2.87	20.7	30.0	42.0
Plantacion	Baja	37.8	2.73	18.8	32.1	43.6
Matorral	Alta	42.3	2.84	19.2	36.4	48.3
Plantacion	Alta	44.2	2.66	17.7	38.6	49.8

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-1.830	1.98	46.0	-0.925	0.3600
Matorral,Control - Matorral,Baja	2.085	2.14	42.5	0.976	0.3348
Matorral,Control - Plantacion,Baja	0.255	3.00	45.3	0.085	0.9326
Matorral,Control - Matorral,Alta	-4.262	2.02	41.6	-2.106	0.0413
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-6.093	2.88	43.5	-2.114	0.0403
Plantacion,Control - Matorral,Baja	3.916	2.82	42.9	1.386	0.1728
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	2.085	2.14	42.5	0.976	0.3348
Plantacion,Control - Matorral,Alta	-2.432	2.78	44.2	-0.875	0.3863
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-4.262	2.02	41.6	-2.106	0.0413
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	-1.830	1.98	46.0	-0.925	0.3600
Matorral,Baja - Matorral,Alta	-6.348	2.05	43.3	-3.092	0.0035
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-8.178	2.81	43.1	-2.907	0.0057
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-4.517	2.89	46.1	-1.563	0.1249
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-6.348	2.05	43.3	-3.092	0.0035
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-1.830	1.98	46.0	-0.925	0.3600

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Análisis de la variable: Biomasa aérea

Nothofagus antarctica

Anc_N8_PSA<-lmer(PSA ~ Suelo*Fuego + ECM + (1|Edad), data=Data_N_PSA)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	0.000659	0.000659	1	43.041	0.0500	0.82415
Fuego	0.069539	0.034770	2	43.593	2.6363	0.08302
ECM	0.289831	0.289831	1	41.249	21.9753	3.01e-05 ***
Suelo:Fuego	0.124842	0.062421	2	40.777	4.7328	0.01418 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	0.175	0.0498	44.0	0.0746	0.275
Plantacion	Control	0.294	0.0494	42.5	0.1943	0.393
Matorral	Baja	0.347	0.0537	43.2	0.2385	0.455
Plantacion	Baja	0.194	0.0508	43.3	0.0917	0.297
Matorral	Alta	0.337	0.0513	39.2	0.2331	0.441
Plantacion	Alta	0.343	0.0503	41.0	0.2414	0.444

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-0.11886	0.0643	42.0	-1.848	0.0716
Matorral,Control - Matorral,Baja	-0.17168	0.0626	37.2	-2.744	0.0093
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.01919	0.0695	44.5	-0.276	0.7836
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.16190	0.0657	42.2	-2.462	0.0180
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.16789	0.0683	44.8	-2.459	0.0179
Plantacion,Control - Matorral,Baja	-0.05283	0.0676	43.1	-0.781	0.4391
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	0.09967	0.0670	43.0	1.489	0.1439
Plantacion,Control - Matorral,Alta	-0.04304	0.0692	45.0	-0.622	0.5369
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-0.04903	0.0686	44.8	-0.714	0.4787
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	0.15249	0.0719	44.4	2.121	0.0395
Matorral,Baja - Matorral,Alta	0.00978	0.0683	43.4	0.143	0.8867
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	0.00379	0.0719	45.0	0.053	0.9582
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-0.14271	0.0721	44.4	-1.979	0.0541
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-0.14870	0.0669	43.6	-2.222	0.0315
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.00599	0.0703	44.9	-0.085	0.9324

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Pinus contorta

Mod_P7_PSA<-lmer(PSA ~ Suelo+Fuego + (1|Edad), data=Data_P_PSA)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	3.3535	3.3535	1	42.800	19.2792	7.278e-05 ***
Fuego	0.1347	0.0674	2	38.441	0.3872	0.6816

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	0.542	0.243	20.3	0.036	1.05
Plantacion	Control	1.196	0.224	17.1	0.724	1.67
Matorral	Baja	0.676	0.234	18.4	0.185	1.17
Plantacion	Baja	1.330	0.221	16.3	0.862	1.80
Matorral	Alta	0.613	0.238	19.2	0.115	1.11
Plantacion	Alta	1.267	0.218	15.8	0.804	1.73

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-0.6538	0.152	44.2	-4.311	0.0001
Matorral,Control - Matorral,Baja	-0.1340	0.153	40.7	-0.874	0.3873
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.7879	0.222	43.0	-3.546	0.0010
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.0705	0.149	40.0	-0.472	0.6396
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.7243	0.212	42.3	-3.412	0.0014
Plantacion,Control - Matorral,Baja	0.5198	0.209	41.7	2.487	0.0170
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	-0.1340	0.153	40.7	-0.874	0.3873
Plantacion,Control - Matorral,Alta	0.5833	0.213	42.0	2.733	0.0091
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-0.0705	0.149	40.0	-0.472	0.6396
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	-0.6538	0.152	44.2	-4.311	0.0001
Matorral,Baja - Matorral,Alta	0.0636	0.148	41.1	0.429	0.6703
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-0.5902	0.205	42.1	-2.884	0.0062
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	0.7174	0.219	43.2	3.272	0.0021
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	0.0636	0.148	41.1	0.429	0.6703
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.6538	0.152	44.2	-4.311	0.0001

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Análisis de la variable: Biomasa radical

Nothofagus antarctica

Anc_N8_PSR<-lmer(PSR ~ Suelo*Fuego + ECM + (1|Edad), data=Data_N_PSR)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	0.10492	0.10492	1	45.974	1.0789	0.3043658
Fuego	0.13277	0.06638	2	40.690	0.6827	0.5109546
ECM	1.74720	1.74720	1	37.178	17.9680	0.0001425 ***
Suelo:Fuego	1.38858	0.69429	2	39.566	7.1400	0.0022512 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	0.640	0.151	43.7	0.336	0.945
Plantacion	Control	0.872	0.153	44.3	0.563	1.180
Matorral	Baja	1.192	0.160	44.6	0.871	1.514
Plantacion	Baja	0.524	0.158	44.5	0.206	0.841
Matorral	Alta	0.895	0.175	42.5	0.541	1.249
Plantacion	Alta	0.927	0.161	42.2	0.602	1.252

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-0.2312	0.186	39.6	-1.246	0.2201
Matorral,Control - Matorral,Baja	-0.5516	0.175	35.5	-3.159	0.0032
Matorral,Control - Plantacion,Baja	0.1169	0.203	42.7	0.577	0.5671
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.2549	0.197	39.9	-1.295	0.2028
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.2866	0.206	44.7	-1.394	0.1701
Plantacion,Control - Matorral,Baja	-0.3204	0.193	39.3	-1.661	0.1046

Plantacion,Control - Plantacion,Baja	0.3481	0.194	39.1	1.798	0.0798
Plantacion,Control - Matorral,Alta	-0.0237	0.216	44.5	-0.110	0.9131
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-0.0553	0.205	42.9	-0.269	0.7889
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	0.6685	0.203	41.0	3.296	0.0020
Matorral,Baja - Matorral,Alta	0.2967	0.203	40.7	1.465	0.1507
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	0.2651	0.214	44.5	1.240	0.2213
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-0.3718	0.229	45.7	-1.625	0.1110
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-0.4035	0.197	40.9	-2.048	0.0471
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.0316	0.233	46.0	-0.136	0.8926

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Pinus contorta

Mod_P4_PSR<-lm(PSR ~ Suelo*Fuego, data=Data_P_PSR)

Analysis of Variance Table

Response: PSR

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Suelo	1	1.3424	1.34243	7.0574	0.01096 *
Fuego	2	0.0022	0.00112	0.0059	0.99411
Suelo:Fuego	2	1.2880	0.64400	3.3856	0.04289 *
Residuals	44	8.3695	0.19022		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	0.688	0.165	44	0.356	1.02
Plantacion	Control	1.486	0.145	44	1.193	1.78
Matorral	Baja	1.087	0.145	44	0.794	1.38
Plantacion	Baja	1.157	0.145	44	0.864	1.45
Matorral	Alta	1.028	0.154	44	0.717	1.34
Plantacion	Alta	1.184	0.154	44	0.873	1.49

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-0.7978	0.220	44	-3.630	0.0007
Matorral,Control - Matorral,Baja	-0.3992	0.220	44	-1.816	0.0762
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.4687	0.220	44	-2.132	0.0386
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.3398	0.226	44	-1.505	0.1393
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.4957	0.226	44	-2.196	0.0334
Plantacion,Control - Matorral,Baja	0.3986	0.206	44	1.939	0.0590
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	0.3291	0.206	44	1.601	0.1166
Plantacion,Control - Matorral,Alta	0.4580	0.212	44	2.161	0.0362
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	0.3020	0.212	44	1.425	0.1612
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	-0.0695	0.206	44	-0.338	0.7368
Matorral,Baja - Matorral,Alta	0.0593	0.212	44	0.280	0.7808
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-0.0966	0.212	44	-0.456	0.6508
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	0.1289	0.212	44	0.608	0.5462
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-0.0270	0.212	44	-0.128	0.8990
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.1559	0.218	44	-0.715	0.4784

Análisis de la variable: Relación biomasa aérea/biomasa radical

Nothofagus antarctica

Mod_N7_PSAR<-lmer(PSA.PSR ~ Suelo+Fuego + (1|Edad), data=Data_N_PSAR)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	0.0071983	0.0071983	1	48.482	1.1067	0.2980
Fuego	0.0197355	0.0098677	2	48.050	1.5171	0.2297

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	0.334	0.0317	38.9	0.270	0.398
Plantacion	Control	0.364	0.0305	41.7	0.303	0.426
Matorral	Baja	0.319	0.0323	42.7	0.254	0.384

Plantacion Baja	0.349	0.0316	41.4	0.286	0.413
Matorral Alta	0.375	0.0319	38.3	0.311	0.440
Plantacion Alta	0.406	0.0300	41.0	0.345	0.467

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-0.0307	0.0305	48.3	-1.008	0.3182
Matorral,Control - Matorral,Baja	0.0150	0.0338	46.4	0.444	0.6588
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.0157	0.0459	49.0	-0.343	0.7329
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.0417	0.0342	48.3	-1.219	0.2287
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.0724	0.0454	49.0	-1.596	0.1170
Plantacion,Control - Matorral,Baja	0.0457	0.0451	47.9	1.014	0.3156
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	0.0150	0.0338	46.4	0.444	0.6588
Plantacion,Control - Matorral,Alta	-0.0109	0.0462	49.0	-0.236	0.8141
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-0.0417	0.0342	48.3	-1.219	0.2287
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	-0.0307	0.0305	48.3	-1.008	0.3182
Matorral,Baja - Matorral,Alta	-0.0567	0.0349	48.1	-1.622	0.1114
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-0.0874	0.0456	48.4	-1.918	0.0611
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-0.0259	0.0471	48.9	-0.550	0.5848
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-0.0567	0.0349	48.1	-1.622	0.1114
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.0307	0.0305	48.3	-1.008	0.3182

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Pinus contorta

Mod_P7_PSAR<-lmer(PSA.PSR ~ Suelo+Fuego + (1|Edad), data=Data_P_PSAR)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	0.056518	0.056518	1	44.443	1.7851	0.1883
Fuego	0.020403	0.010202	2	40.043	0.3222	0.7264

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	0.724	0.0952	21.1	0.526	0.922
Plantacion	Control	0.808	0.0893	18.4	0.621	0.995
Matorral	Baja	0.757	0.0929	19.8	0.563	0.951
Plantacion	Baja	0.841	0.0884	17.5	0.655	1.027
Matorral	Alta	0.774	0.0920	19.0	0.581	0.967
Plantacion	Alta	0.858	0.0878	17.8	0.673	1.042

Degrees-of-freedom method: kenward-roger
Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-0.0838	0.0641	44.4	-1.307	0.1979
Matorral,Control - Matorral,Baja	-0.0333	0.0660	40.1	-0.505	0.6166
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.1171	0.0935	43.0	-1.252	0.2172
Matorral,Control - Matorral,Alta	-0.0500	0.0633	39.2	-0.790	0.4344
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-0.1338	0.0919	41.5	-1.455	0.1531
Plantacion,Control - Matorral,Baja	0.0505	0.0905	41.5	0.558	0.5801
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	-0.0333	0.0660	40.1	-0.505	0.6166
Plantacion,Control - Matorral,Alta	0.0338	0.0882	42.4	0.383	0.7035
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-0.0500	0.0633	39.2	-0.790	0.4344
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	-0.0838	0.0641	44.4	-1.307	0.1979
Matorral,Baja - Matorral,Alta	-0.0167	0.0643	40.6	-0.260	0.7965
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-0.1005	0.0911	41.3	-1.103	0.2763
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	0.0671	0.0905	43.7	0.742	0.4620
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-0.0167	0.0643	40.6	-0.260	0.7965
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-0.0838	0.0641	44.4	-1.307	0.1979

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Análisis de la variable: Porcentaje de colonización ectomicorrícica

Nothofagus antarctica

Mod_N8_ECM<-lmer(ECM ~ Suelo*Fuego + (1|Edad), data=Data_N_ECM)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	6.04	6.038	1	44.208	0.0791	0.77978
Fuego	511.91	255.957	2	44.161	3.3550	0.04401 *
Suelo:Fuego	13.81	6.906	2	42.010	0.0905	0.91363

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	72.6	3.75	41.5	65.0	80.2
Plantacion	Control	74.6	4.01	43.2	66.6	82.7
Matorral	Baja	79.7	4.08	42.9	71.5	88.0
Plantacion	Baja	79.0	3.90	43.2	71.1	86.9
Matorral	Alta	82.1	4.05	42.5	73.9	90.2
Plantacion	Alta	83.4	3.83	40.1	75.7	91.2

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-2.045	5.02	42.5	-0.407	0.6857
Matorral,Control - Matorral,Baja	-7.150	4.93	41.1	-1.450	0.1546
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-6.413	5.25	44.8	-1.221	0.2283
Matorral,Control - Matorral,Alta	-9.484	5.07	42.2	-1.872	0.0681
Matorral,Control - Plantacion,Alta	-10.830	5.12	45.0	-2.116	0.0399
Plantacion,Control - Matorral,Baja	-5.105	5.37	43.1	-0.951	0.3470
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	-4.368	5.21	42.1	-0.839	0.4063
Plantacion,Control - Matorral,Alta	-7.440	5.51	44.6	-1.351	0.1834
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	-8.786	5.30	44.4	-1.658	0.1043
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	0.737	5.36	43.9	0.137	0.8914
Matorral,Baja - Matorral,Alta	-2.334	5.28	42.3	-0.442	0.6604
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	-3.680	5.42	45.0	-0.679	0.5008
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	-3.071	5.59	45.0	-0.550	0.5852
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	-4.417	5.09	43.2	-0.867	0.3907
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-1.346	5.41	45.0	-0.249	0.8046

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Pinus contorta

Mod_P8_ECM<-lmer(ECM ~ Suelo*Fuego + (1|Edad), data=Data_P_ECM)

Type III Analysis of Variance Table with Satterthwaite's method

	Sum Sq	Mean Sq	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
Suelo	2.436	2.436	1	44.502	0.0683	0.7950
Fuego	123.151	61.575	2	38.094	1.7268	0.1915
Suelo:Fuego	28.292	14.146	2	39.027	0.3967	0.6752

Suelo	Fuego	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
Matorral	Control	86.9	3.14	32.2	80.5	93.3
Plantacion	Control	87.4	2.85	28.3	81.6	93.2
Matorral	Baja	88.4	3.09	31.9	82.1	94.7
Plantacion	Baja	87.1	2.78	25.6	81.4	92.8
Matorral	Alta	82.9	2.98	28.1	76.8	89.0
Plantacion	Alta	85.4	2.70	25.7	79.9	91.0

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Confidence level used: 0.95

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Matorral,Control - Plantacion,Control	-0.485	3.41	41.0	-0.142	0.8877
Matorral,Control - Matorral,Baja	-1.504	3.27	36.4	-0.460	0.6485
Matorral,Control - Plantacion,Baja	-0.138	3.39	42.3	-0.041	0.9677
Matorral,Control - Matorral,Alta	4.008	3.07	36.2	1.304	0.2004
Matorral,Control - Plantacion,Alta	1.494	3.35	41.7	0.446	0.6576
Plantacion,Control - Matorral,Baja	-1.019	3.34	40.3	-0.305	0.7619
Plantacion,Control - Plantacion,Baja	0.346	3.08	42.1	0.113	0.9109
Plantacion,Control - Matorral,Alta	4.493	3.21	41.3	1.399	0.1693
Plantacion,Control - Plantacion,Alta	1.979	2.91	39.9	0.680	0.5006
Matorral,Baja - Plantacion,Baja	1.366	3.39	42.3	0.403	0.6887
Matorral,Baja - Matorral,Alta	5.512	3.10	36.5	1.777	0.0839
Matorral,Baja - Plantacion,Alta	2.998	3.28	41.1	0.915	0.3656
Plantacion,Baja - Matorral,Alta	4.146	3.21	42.9	1.293	0.2029
Plantacion,Baja - Plantacion,Alta	1.632	3.04	43.1	0.537	0.5943
Matorral,Alta - Plantacion,Alta	-2.514	3.21	42.5	-0.782	0.4383

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Matrices de correlación entre porcentajes de ectomicorrización y todas las variables morfométricas observadas

Nothofagus antarctica

Matorral:Control

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	0.19	0.37	-0.12	0.01	0.50
Long.Tallo	0.19	1.00	0.41	0.71	0.63	0.88
Long.Raiz	0.37	0.41	1.00	0.26	0.13	0.51
Diam.Cuello	-0.12	0.71	0.26	1.00	0.96	0.34
Diam.Raiz	0.01	0.63	0.13	0.96	1.00	0.29
Relac.LT.DC	0.50	0.88	0.51	0.34	0.29	1.00
Bio.Aerea	0.03	0.90	0.21	0.91	0.87	0.62
Bio.Radical	-0.07	0.72	0.21	0.94	0.87	0.36
Relac.BA.BR	0.54	0.65	0.26	0.21	0.28	0.81
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.03	-0.07	0.54			
Long.Tallo	0.90	0.72	0.65			
Long.Raiz	0.21	0.21	0.26			
Diam.Cuello	0.91	0.94	0.21			
Diam.Raiz	0.87	0.87	0.28			
Relac.LT.DC	0.62	0.36	0.81			
Bio.Aerea	1.00	0.91	0.45			
Bio.Radical	0.91	1.00	0.09			
Relac.BA.BR	0.45	0.09	1.00			

n= 10

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		0.6031	0.2920	0.7357	0.9720	0.1456
Long.Tallo	0.6031		0.2332	0.0213	0.0515	0.0008
Long.Raiz	0.2920	0.2332		0.4660	0.7211	0.1355
Diam.Cuello	0.7357	0.0213	0.4660		0.0000	0.3389
Diam.Raiz	0.9720	0.0515	0.7211	0.0000		0.4201
Relac.LT.DC	0.1456	0.0008	0.1355	0.3389	0.4201	
Bio.Aerea	0.9331	0.0004	0.5666	0.0003	0.0010	0.0573
Bio.Radical	0.8551	0.0191	0.5594	0.0000	0.0010	0.3024
Relac.BA.BR	0.1091	0.0437	0.4607	0.5641	0.4272	0.0043
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.9331	0.8551	0.1091			
Long.Tallo	0.0004	0.0191	0.0437			
Long.Raiz	0.5666	0.5594	0.4607			
Diam.Cuello	0.0003	0.0000	0.5641			
Diam.Raiz	0.0010	0.0010	0.4272			
Relac.LT.DC	0.0573	0.3024	0.0043			
Bio.Aerea		0.0003	0.1959			
Bio.Radical	0.0003		0.8115			
Relac.BA.BR	0.1959	0.8115				

Matorral:Baja

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	0.18	0.36	-0.05	0.07	0.22
Long.Tallo	0.18	1.00	0.74	0.60	0.78	0.85
Long.Raiz	0.36	0.74	1.00	0.18	0.27	0.71
Diam.Cuello	-0.05	0.60	0.18	1.00	0.85	0.12
Diam.Raiz	0.07	0.78	0.27	0.85	1.00	0.50
Relac.LT.DC	0.22	0.85	0.71	0.12	0.50	1.00
Bio.Aerea	0.10	0.81	0.65	0.84	0.71	0.41
Bio.Radical	-0.01	0.75	0.45	0.89	0.73	0.32
Relac.BA.BR	0.51	0.27	0.65	-0.39	-0.13	0.53
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.10	-0.01	0.51			
Long.Tallo	0.81	0.75	0.27			
Long.Raiz	0.65	0.45	0.65			
Diam.Cuello	0.84	0.89	-0.39			
Diam.Raiz	0.71	0.73	-0.13			
Relac.LT.DC	0.41	0.32	0.53			
Bio.Aerea	1.00	0.96	0.03			
Bio.Radical	0.96	1.00	-0.23			
Relac.BA.BR	0.03	-0.23	1.00			

n= 8

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		0.6776	0.3875	0.9085	0.8698	0.6070
Long.Tallo	0.6776		0.0349	0.1168	0.0231	0.0072
Long.Raiz	0.3875	0.0349		0.6645	0.5222	0.0469
Diam.Cuello	0.9085	0.1168	0.6645		0.0082	0.7784
Diam.Raiz	0.8698	0.0231	0.5222	0.0082		0.2035
Relac.LT.DC	0.6070	0.0072	0.0469	0.7784	0.2035	
Bio.Aerea	0.8073	0.0141	0.0830	0.0097	0.0469	0.3088
Bio.Radical	0.9768	0.0319	0.2580	0.0028	0.0390	0.4417
Relac.BA.BR	0.1961	0.5108	0.0807	0.3363	0.7669	0.1765
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.8073	0.9768	0.1961			
Long.Tallo	0.0141	0.0319	0.5108			
Long.Raiz	0.0830	0.2580	0.0807			
Diam.Cuello	0.0097	0.0028	0.3363			
Diam.Raiz	0.0469	0.0390	0.7669			
Relac.LT.DC	0.3088	0.4417	0.1765			
Bio.Aerea		0.0002	0.9463			
Bio.Radical	0.0002		0.5757			
Relac.BA.BR	0.9463	0.5757				

Matorral:Alta

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	0.94	0.48	0.73	0.88	0.89
Long.Tallo	0.94	1.00	0.62	0.73	0.87	0.97
Long.Raiz	0.48	0.62	1.00	0.15	0.32	0.73
Diam.Cuello	0.73	0.73	0.15	1.00	0.93	0.56
Diam.Raiz	0.88	0.87	0.32	0.93	1.00	0.75
Relac.LT.DC	0.89	0.97	0.73	0.56	0.75	1.00
Bio.Aerea	0.89	0.94	0.46	0.80	0.92	0.86
Bio.Radical	0.82	0.92	0.73	0.44	0.65	0.98
Relac.BA.BR	-0.57	-0.70	-0.76	-0.26	-0.31	-0.79
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.89	0.82	-0.57			
Long.Tallo	0.94	0.92	-0.70			
Long.Raiz	0.46	0.73	-0.76			
Diam.Cuello	0.80	0.44	-0.26			
Diam.Raiz	0.92	0.65	-0.31			
Relac.LT.DC	0.86	0.98	-0.79			
Bio.Aerea	1.00	0.80	-0.50			
Bio.Radical	0.80	1.00	-0.79			
Relac.BA.BR	-0.50	-0.79	1.00			

n= 8

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		0.0004	0.2274	0.0398	0.0040	0.0030
Long.Tallo	0.0004		0.0994	0.0386	0.0047	0.0000
Long.Raiz	0.2274	0.0994		0.7142	0.4328	0.0407
Diam.Cuello	0.0398	0.0386	0.7142		0.0010	0.1456
Diam.Raiz	0.0040	0.0047	0.4328	0.0010		0.0331
Relac.LT.DC	0.0030	0.0000	0.0407	0.1456	0.0331	

Bio.Aerea	0.0031	0.0005	0.2475	0.0180	0.0014	0.0065
Bio.Radical	0.0125	0.0010	0.0400	0.2709	0.0815	0.0000
Relac.BA.BR	0.1404	0.0543	0.0291	0.5350	0.4551	0.0197
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.0031	0.0125	0.1404			
Long.Tallo	0.0005	0.0010	0.0543			
Long.Raiz	0.2475	0.0400	0.0291			
Diam.Cuello	0.0180	0.2709	0.5350			
Diam.Raiz	0.0014	0.0815	0.4551			
Relac.LT.DC	0.0065	0.0000	0.0197			
Bio.Aerea		0.0168	0.2084			
Bio.Radical	0.0168		0.0201			
Relac.BA.BR	0.2084	0.0201				

Plantación:Control

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	0.72	0.32	0.85	0.80	0.58
Long.Tallo	0.72	1.00	0.37	0.91	0.89	0.97
Long.Raiz	0.32	0.37	1.00	0.45	0.43	0.27
Diam.Cuello	0.85	0.91	0.45	1.00	0.97	0.79
Diam.Raiz	0.80	0.89	0.43	0.97	1.00	0.78
Relac.LT.DC	0.58	0.97	0.27	0.79	0.78	1.00
Bio.Aerea	0.78	0.98	0.48	0.95	0.94	0.92
Bio.Radical	0.79	0.76	0.70	0.87	0.88	0.62
Relac.BA.BR	0.18	0.64	-0.21	0.44	0.41	0.72
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.78	0.79	0.18			
Long.Tallo	0.98	0.76	0.64			
Long.Raiz	0.48	0.70	-0.21			
Diam.Cuello	0.95	0.87	0.44			
Diam.Raiz	0.94	0.88	0.41			
Relac.LT.DC	0.92	0.62	0.72			
Bio.Aerea	1.00	0.85	0.53			
Bio.Radical	0.85	1.00	0.02			
Relac.BA.BR	0.53	0.02	1.00			

n= 9

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		0.0288	0.4029	0.0035	0.0100	0.1010
Long.Tallo	0.0288		0.3211	0.0007	0.0014	0.0000
Long.Raiz	0.4029	0.3211		0.2210	0.2468	0.4823
Diam.Cuello	0.0035	0.0007	0.2210		0.0000	0.0114
Diam.Raiz	0.0100	0.0014	0.2468	0.0000		0.0133
Relac.LT.DC	0.1010	0.0000	0.4823	0.0114	0.0133	
Bio.Aerea	0.0131	0.0000	0.1950	0.0000	0.0001	0.0005
Bio.Radical	0.0114	0.0177	0.0347	0.0023	0.0018	0.0743
Relac.BA.BR	0.6349	0.0654	0.5795	0.2382	0.2676	0.0285
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.0131	0.0114	0.6349			
Long.Tallo	0.0000	0.0177	0.0654			
Long.Raiz	0.1950	0.0347	0.5795			
Diam.Cuello	0.0000	0.0023	0.2382			
Diam.Raiz	0.0001	0.0018	0.2676			
Relac.LT.DC	0.0005	0.0743	0.0285			
Bio.Aerea		0.0035	0.1388			
Bio.Radical	0.0035		0.9520			
Relac.BA.BR	0.1388	0.9520				

Plantación:Baja

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	0.32	0.45	0.76	0.78	0.15
Long.Tallo	0.32	1.00	0.74	0.67	0.74	0.96
Long.Raiz	0.45	0.74	1.00	0.66	0.73	0.66
Diam.Cuello	0.76	0.67	0.66	1.00	0.94	0.47
Diam.Raiz	0.78	0.74	0.73	0.94	1.00	0.60
Relac.LT.DC	0.15	0.96	0.66	0.47	0.60	1.00
Bio.Aerea	0.38	0.90	0.84	0.80	0.82	0.81
Bio.Radical	0.36	0.78	0.96	0.71	0.74	0.69
Relac.BA.BR	0.19	-0.02	-0.51	0.05	0.07	0.03
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.38	0.36	0.19			
Long.Tallo	0.90	0.78	-0.02			

Long.Raiz	0.84	0.96	-0.51
Diam.Cuello	0.80	0.71	0.05
Diam.Raiz	0.82	0.74	0.07
Relac.LT.DC	0.81	0.69	0.03
Bio.Aerea	1.00	0.93	-0.13
Bio.Radical	0.93	1.00	-0.45
Relac.BA.BR	-0.13	-0.45	1.00

n= 8

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		0.4465	0.2617	0.0283	0.0229	0.7290
Long.Tallo	0.4465		0.0343	0.0681	0.0347	0.0001
Long.Raiz	0.2617	0.0343		0.0777	0.0401	0.0737
Diam.Cuello	0.0283	0.0681	0.0777		0.0004	0.2347
Diam.Raiz	0.0229	0.0347	0.0401	0.0004		0.1137
Relac.LT.DC	0.7290	0.0001	0.0737	0.2347	0.1137	
Bio.Aerea	0.3500	0.0024	0.0098	0.0162	0.0131	0.0151
Bio.Radical	0.3864	0.0215	0.0001	0.0481	0.0340	0.0569
Relac.BA.BR	0.6520	0.9616	0.1923	0.9149	0.8634	0.9486
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.3500	0.3864	0.6520			
Long.Tallo	0.0024	0.0215	0.9616			
Long.Raiz	0.0098	0.0001	0.1923			
Diam.Cuello	0.0162	0.0481	0.9149			
Diam.Raiz	0.0131	0.0340	0.8634			
Relac.LT.DC	0.0151	0.0569	0.9486			
Bio.Aerea		0.0008	0.7673			
Bio.Radical	0.0008		0.2669			
Relac.BA.BR	0.7673	0.2669				

Plantación:Alta

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		1.00	0.05	-0.26	-0.16	0.47
Long.Tallo	0.29		0.68	0.45	0.28	0.90
Long.Raiz	0.05	0.68		0.24	0.28	0.66
Diam.Cuello	-0.26	0.45	0.24		0.85	0.02
Diam.Raiz	-0.16	0.28	0.28	0.85		-0.09
Relac.LT.DC	0.47	0.90	0.66	0.02	-0.09	
Bio.Aerea	0.44	0.82	0.55	0.59	0.63	0.65
Bio.Radical	0.57	0.34	0.50	-0.32	-0.11	0.58
Relac.BA.BR	-0.04	0.46	-0.05	0.77	0.59	0.11
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.44	0.57	-0.04			
Long.Tallo	0.82	0.34	0.46			
Long.Raiz	0.55	0.50	-0.05			
Diam.Cuello	0.59	-0.32	0.77			
Diam.Raiz	0.63	-0.11	0.59			
Relac.LT.DC	0.65	0.58	0.11			
Bio.Aerea	1.00	0.47	0.48			
Bio.Radical	0.47	1.00	-0.51			
Relac.BA.BR	0.48	-0.51	1.00			

n= 9

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		0.4487	0.8954	0.5060	0.6800	0.2041
Long.Tallo	0.4487		0.0448	0.2195	0.4575	0.0010
Long.Raiz	0.8954	0.0448		0.5407	0.4619	0.0517
Diam.Cuello	0.5060	0.2195	0.5407		0.0039	0.9662
Diam.Raiz	0.6800	0.4575	0.4619	0.0039		0.8222
Relac.LT.DC	0.2041	0.0010	0.0517	0.9662	0.8222	
Bio.Aerea	0.2399	0.0068	0.1253	0.0957	0.0696	0.0588
Bio.Radical	0.1103	0.3723	0.1700	0.3997	0.7838	0.1035
Relac.BA.BR	0.9214	0.2095	0.9002	0.0152	0.0955	0.7768
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.2399	0.1103	0.9214			
Long.Tallo	0.0068	0.3723	0.2095			
Long.Raiz	0.1253	0.1700	0.9002			
Diam.Cuello	0.0957	0.3997	0.0152			
Diam.Raiz	0.0696	0.7838	0.0955			
Relac.LT.DC	0.0588	0.1035	0.7768			
Bio.Aerea		0.1999	0.1954			
Bio.Radical	0.1999		0.1652			
Relac.BA.BR	0.1954	0.1652				

Pinus contorta

Matorral:Control

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	-0.49	0.05	-0.36	-0.59	-0.28
Long.Tallo	-0.49	1.00	0.27	0.64	0.58	0.85
Long.Raiz	0.05	0.27	1.00	-0.36	-0.31	0.59
Diam.Cuello	-0.36	0.64	-0.36	1.00	0.91	0.15
Diam.Raiz	-0.59	0.58	-0.31	0.91	1.00	0.11
Relac.LT.DC	-0.28	0.85	0.59	0.15	0.11	1.00
Bio.Aerea	-0.59	0.65	-0.47	0.92	0.86	0.20
Bio.Radical	0.04	0.49	-0.17	0.81	0.60	0.12
Relac.BA.BR	-0.79	0.17	-0.38	0.18	0.42	0.01
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	-0.59	0.04	-0.79			
Long.Tallo	0.65	0.49	0.17			
Long.Raiz	-0.47	-0.17	-0.38			
Diam.Cuello	0.92	0.81	0.18			
Diam.Raiz	0.86	0.60	0.42			
Relac.LT.DC	0.20	0.12	0.01			
Bio.Aerea	1.00	0.66	0.43			
Bio.Radical	0.66	1.00	-0.38			
Relac.BA.BR	0.43	-0.38	1.00			

n= 7

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		0.2693	0.9170	0.4252	0.1598	0.5457
Long.Tallo	0.2693		0.5539	0.1251	0.1718	0.0148
Long.Raiz	0.9170	0.5539		0.4329	0.5041	0.1625
Diam.Cuello	0.4252	0.1251	0.4329		0.0042	0.7508
Diam.Raiz	0.1598	0.1718	0.5041	0.0042		0.8201
Relac.LT.DC	0.5457	0.0148	0.1625	0.7508	0.8201	
Bio.Aerea	0.1603	0.1105	0.2889	0.0036	0.0131	0.6706
Bio.Radical	0.9381	0.2679	0.7175	0.0259	0.1546	0.7920
Relac.BA.BR	0.0337	0.7143	0.4064	0.6977	0.3436	0.9847
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.1603	0.9381	0.0337			
Long.Tallo	0.1105	0.2679	0.7143			
Long.Raiz	0.2889	0.7175	0.4064			
Diam.Cuello	0.0036	0.0259	0.6977			
Diam.Raiz	0.0131	0.1546	0.3436			
Relac.LT.DC	0.6706	0.7920	0.9847			
Bio.Aerea		0.1082	0.3398			
Bio.Radical	0.1082		0.3962			
Relac.BA.BR	0.3398	0.3962				

Matorral:Baja

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	0.17	-0.21	-0.18	-0.18	0.38
Long.Tallo	0.17	1.00	0.54	0.56	0.62	0.44
Long.Raiz	-0.21	0.54	1.00	0.48	0.55	0.10
Diam.Cuello	-0.18	0.56	0.48	1.00	0.98	-0.49
Diam.Raiz	-0.18	0.62	0.55	0.98	1.00	-0.40
Relac.LT.DC	0.38	0.44	0.10	-0.49	-0.40	1.00
Bio.Aerea	-0.10	0.57	0.41	0.90	0.86	-0.31
Bio.Radical	0.20	0.72	0.51	0.89	0.89	-0.22
Relac.BA.BR	-0.45	0.36	0.30	0.64	0.59	-0.23
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	-0.10	0.20	-0.45			
Long.Tallo	0.57	0.72	0.36			
Long.Raiz	0.41	0.51	0.30			
Diam.Cuello	0.90	0.89	0.64			
Diam.Raiz	0.86	0.89	0.59			
Relac.LT.DC	-0.31	-0.22	-0.23			
Bio.Aerea	1.00	0.81	0.85			
Bio.Radical	0.81	1.00	0.41			
Relac.BA.BR	0.85	0.41	1.00			

n= 8

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
----------	----------	------------	-----------	-------------	-----------	-------------

Porc.ECM		0.6857	0.6193	0.6627	0.6752	0.3530
Long.Tallo	0.6857		0.1671	0.1504	0.1003	0.2782
Long.Raiz	0.6193	0.1671		0.2289	0.1547	0.8136
Diam.Cuello	0.6627	0.1504	0.2289		0.0000	0.2211
Diam.Raiz	0.6752	0.1003	0.1547	0.0000		0.3257
Relac.LT.DC	0.3530	0.2782	0.8136	0.2211	0.3257	
Bio.Aerea	0.8049	0.1382	0.3084	0.0026	0.0064	0.4490
Bio.Radical	0.6395	0.0441	0.1983	0.0035	0.0034	0.6045
Relac.BA.BR	0.2598	0.3872	0.4742	0.0903	0.1244	0.5786
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.8049	0.6395	0.2598			
Long.Tallo	0.1382	0.0441	0.3872			
Long.Raiz	0.3084	0.1983	0.4742			
Diam.Cuello	0.0026	0.0035	0.0903			
Diam.Raiz	0.0064	0.0034	0.1244			
Relac.LT.DC	0.4490	0.6045	0.5786			
Bio.Aerea		0.0150	0.0075			
Bio.Radical	0.0150		0.3159			
Relac.BA.BR	0.0075	0.3159				

Matorral:Alta

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	-0.06	0.44	0.28	0.34	-0.46
Long.Tallo	-0.06	1.00	-0.22	0.78	0.71	0.77
Long.Raiz	0.44	-0.22	1.00	-0.21	-0.10	-0.25
Diam.Cuello	0.28	0.78	-0.21	1.00	0.93	0.21
Diam.Raiz	0.34	0.71	-0.10	0.93	1.00	0.15
Relac.LT.DC	-0.46	0.77	-0.25	0.21	0.15	1.00
Bio.Aerea	0.29	0.77	-0.02	0.94	0.89	0.21
Bio.Radical	0.16	0.77	0.02	0.88	0.90	0.30
Relac.BA.BR	0.19	0.06	-0.13	0.14	-0.07	-0.09
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.29	0.16	0.19			
Long.Tallo	0.77	0.77	0.06			
Long.Raiz	-0.02	0.02	-0.13			
Diam.Cuello	0.94	0.88	0.14			
Diam.Raiz	0.89	0.90	-0.07			
Relac.LT.DC	0.21	0.30	-0.09			
Bio.Aerea	1.00	0.88	0.26			
Bio.Radical	0.88	1.00	-0.23			
Relac.BA.BR	0.26	-0.23	1.00			

n= 8

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		0.8860	0.2776	0.5001	0.4031	0.2545
Long.Tallo	0.8860		0.5933	0.0218	0.0464	0.0267
Long.Raiz	0.2776	0.5933		0.6242	0.8158	0.5586
Diam.Cuello	0.5001	0.0218	0.6242		0.0008	0.6209
Diam.Raiz	0.4031	0.0464	0.8158	0.0008		0.7197
Relac.LT.DC	0.2545	0.0267	0.5586	0.6209	0.7197	
Bio.Aerea	0.4812	0.0250	0.9643	0.0004	0.0029	0.6139
Bio.Radical	0.6984	0.0251	0.9649	0.0037	0.0024	0.4654
Relac.BA.BR	0.6520	0.8937	0.7589	0.7477	0.8662	0.8314
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.4812	0.6984	0.6520			
Long.Tallo	0.0250	0.0251	0.8937			
Long.Raiz	0.9643	0.9649	0.7589			
Diam.Cuello	0.0004	0.0037	0.7477			
Diam.Raiz	0.0029	0.0024	0.8662			
Relac.LT.DC	0.6139	0.4654	0.8314			
Bio.Aerea		0.0043	0.5418			
Bio.Radical	0.0043		0.5905			
Relac.BA.BR	0.5418	0.5905				

Plantación:Control

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	-0.18	-0.17	-0.58	-0.75	0.30
Long.Tallo	-0.18	1.00	-0.09	0.71	0.61	0.73
Long.Raiz	-0.17	-0.09	1.00	-0.13	0.09	-0.01
Diam.Cuello	-0.58	0.71	-0.13	1.00	0.88	0.05
Diam.Raiz	-0.75	0.61	0.09	0.88	1.00	0.03
Relac.LT.DC	0.30	0.73	-0.01	0.05	0.03	1.00

Bio.Aerea	-0.63	0.60	0.39	0.75	0.78	0.13
Bio.Radical	-0.49	0.35	0.49	0.57	0.59	-0.09
Relac.BA.BR	-0.73	0.70	0.03	0.86	0.84	0.19
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	-0.63	-0.49	-0.73			
Long.Tallo	0.60	0.35	0.70			
Long.Raiz	0.39	0.49	0.03			
Diam.Cuello	0.75	0.57	0.86			
Diam.Raiz	0.78	0.59	0.84			
Relac.LT.DC	0.13	-0.09	0.19			
Bio.Aerea	1.00	0.89	0.83			
Bio.Radical	0.89	1.00	0.52			
Relac.BA.BR	0.83	0.52	1.00			

n= 9

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	0.6467	0.6660	0.1010	0.0199	0.4263	
Long.Tallo	0.6467	0.8109	0.0307	0.0800	0.0261	
Long.Raiz	0.6660	0.8109	0.7342	0.8116	0.9734	
Diam.Cuello	0.1010	0.0307	0.7342	0.0019	0.9075	
Diam.Raiz	0.0199	0.0800	0.8116	0.0019	0.9434	
Relac.LT.DC	0.4263	0.0261	0.9734	0.9075	0.9434	
Bio.Aerea	0.0672	0.0885	0.2982	0.0199	0.0124	0.7476
Bio.Radical	0.1841	0.3608	0.1765	0.1093	0.0929	0.8251
Relac.BA.BR	0.0267	0.0368	0.9295	0.0030	0.0044	0.6316
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.0672	0.1841	0.0267			
Long.Tallo	0.0885	0.3608	0.0368			
Long.Raiz	0.2982	0.1765	0.9295			
Diam.Cuello	0.0199	0.1093	0.0030			
Diam.Raiz	0.0124	0.0929	0.0044			
Relac.LT.DC	0.7476	0.8251	0.6316			
Bio.Aerea	0.0013	0.0013	0.0055			
Bio.Radical	0.0013	0.0013	0.1554			
Relac.BA.BR	0.0055	0.1554	0.0055			

Plantación: Baja

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	-0.45	-0.66	-0.76	-0.74	0.17
Long.Tallo	-0.45	1.00	0.11	0.60	0.55	0.62
Long.Raiz	-0.66	0.11	1.00	0.56	0.49	-0.40
Diam.Cuello	-0.76	0.60	0.56	1.00	0.94	-0.25
Diam.Raiz	-0.74	0.55	0.49	0.94	1.00	-0.28
Relac.LT.DC	0.17	0.62	-0.40	-0.25	-0.28	1.00
Bio.Aerea	-0.80	0.43	0.60	0.91	0.97	-0.40
Bio.Radical	-0.52	0.56	0.45	0.89	0.91	-0.22
Relac.BA.BR	-0.82	0.15	0.43	0.45	0.52	-0.27
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	-0.80	-0.52	-0.82			
Long.Tallo	0.43	0.56	0.15			
Long.Raiz	0.60	0.45	0.43			
Diam.Cuello	0.91	0.89	0.45			
Diam.Raiz	0.97	0.91	0.52			
Relac.LT.DC	-0.40	-0.22	-0.27			
Bio.Aerea	1.00	0.86	0.63			
Bio.Radical	0.86	1.00	0.17			
Relac.BA.BR	0.63	0.17	1.00			

n= 10

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	0.1962	0.0382	0.0114	0.0149	0.6310	
Long.Tallo	0.1962	0.7656	0.0672	0.1006	0.0555	
Long.Raiz	0.0382	0.7656	0.0897	0.1538	0.2557	
Diam.Cuello	0.0114	0.0672	0.0897	0.0000	0.4893	
Diam.Raiz	0.0149	0.1006	0.1538	0.0000	0.4278	
Relac.LT.DC	0.6310	0.0555	0.2557	0.4893	0.4278	
Bio.Aerea	0.0052	0.2203	0.0650	0.0002	0.0000	0.2493
Bio.Radical	0.1203	0.0905	0.1879	0.0005	0.0002	0.5405
Relac.BA.BR	0.0033	0.6825	0.2150	0.1868	0.1212	0.4513
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.0052	0.1203	0.0033			
Long.Tallo	0.2203	0.0905	0.6825			
Long.Raiz	0.0650	0.1879	0.2150			

Diam.Cuello	0.0002	0.0005	0.1868
Diam.Raiz	0.0000	0.0002	0.1212
Relac.LT.DC	0.2493	0.5405	0.4513
Bio.Aerea		0.0014	0.0497
Bio.Radical	0.0014		0.6351
Relac.BA.BR	0.0497	0.6351	

Plantación:Alta

r	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM	1.00	-0.56	-0.50	-0.55	-0.56	-0.27
Long.Tallo	-0.56	1.00	0.08	0.77	0.75	0.64
Long.Raiz	-0.50	0.08	1.00	0.02	-0.04	0.13
Diam.Cuello	-0.55	0.77	0.02	1.00	0.99	0.02
Diam.Raiz	-0.56	0.75	-0.04	0.99	1.00	0.01
Relac.LT.DC	-0.27	0.64	0.13	0.02	0.01	1.00
Bio.Aerea	-0.72	0.70	0.18	0.95	0.96	-0.03
Bio.Radical	-0.54	0.59	0.07	0.95	0.96	-0.18
Relac.BA.BR	-0.88	0.65	0.40	0.50	0.49	0.41
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	-0.72	-0.54	-0.88			
Long.Tallo	0.70	0.59	0.65			
Long.Raiz	0.18	0.07	0.40			
Diam.Cuello	0.95	0.95	0.50			
Diam.Raiz	0.96	0.96	0.49			
Relac.LT.DC	-0.03	-0.18	0.41			
Bio.Aerea	1.00	0.95	0.61			
Bio.Radical	0.95	1.00	0.36			
Relac.BA.BR	0.61	0.36	1.00			

n= 9

P	Porc.ECM	Long.Tallo	Long.Raiz	Diam.Cuello	Diam.Raiz	Relac.LT.DC
Porc.ECM		0.1208	0.1695	0.1243	0.1195	0.4823
Long.Tallo	0.1208		0.8298	0.0160	0.0199	0.0630
Long.Raiz	0.1695	0.8298		0.9644	0.9242	0.7321
Diam.Cuello	0.1243	0.0160	0.9644		0.0000	0.9628
Diam.Raiz	0.1195	0.0199	0.9242	0.0000		0.9802
Relac.LT.DC	0.4823	0.0630	0.7321	0.9628	0.9802	
Bio.Aerea	0.0279	0.0368	0.6374	0.0000	0.0000	0.9446
Bio.Radical	0.1376	0.0974	0.8480	0.0000	0.0000	0.6432
Relac.BA.BR	0.0017	0.0590	0.2901	0.1728	0.1789	0.2733
	Bio.Aerea	Bio.Radical	Relac.BA.BR			
Porc.ECM	0.0279	0.1376	0.0017			
Long.Tallo	0.0368	0.0974	0.0590			
Long.Raiz	0.6374	0.8480	0.2901			
Diam.Cuello	0.0000	0.0000	0.1728			
Diam.Raiz	0.0000	0.0000	0.1789			
Relac.LT.DC	0.9446	0.6432	0.2733			
Bio.Aerea		0.0000	0.0787			
Bio.Radical	0.0000		0.3441			
Relac.BA.BR	0.0787	0.3441				