

Influencia del fuego sobre la viabilidad de semillas
en cuatro especies nativas de los bosques
patagónicos de la Comarca Andina del Paralelo

Aldana Jimena Matellini

Trabajo final para optar por el título de
Licenciada en Ciencias Biológicas

Febrero 2024

Director: Cristian Daniel Torres; INBIOMA – CONICET
Co-director: Santiago Agustín Varela; EEA INTA Bariloche



UNCo
BARILOCHE

Agradecimientos

A mi compañero de vida, Nicolás, quien me ayudo y recorrió conmigo todo este trayecto desde el comienzo sumando ideas, observaciones, muestreos, análisis, consejos y mucho más. ¡¡¡Gracias!!!

A mis hijas, Zoe y Ari que me apoyaron, me esperaron, durante todo este proceso, día a día, y me dieron la fuerza necesaria para dar cada pasito.

A mi mamá, Elena; mi papá, Ángel y mis hermanos, Pedro y Tomás que me alentaron y apoyaron incondicionalmente desde los inicios de este proyecto.

A mis Amigas/os que siempre que dije “hasta acá llegué” hicieron que esa frase pierda sentido y se transforme en “Vamos que llego”.

A mi querida amiga Victoria y mi cuñada Paola que me acompañaron en los muestreos.

A mis directores que con paciencia y acompañamiento me transmitieron su amplia experiencia y conocimiento que me permitieron crecer profesionalmente.

A Gabriela Hernández y Álvaro Martín por su apoyo y diseño de la portada.

Al CRUB por entenderme y darme la oportunidad de finalizar esta etapa.

A Teresa Schinelli por sus grandes aportes que le dieron solución a momentos complicados.

A todas/os las/os vecinas/os de El Hoyo que me permitieron muestrear en sus terrenos.

Dedico este trabajo a mi Tía Patricia Mercedes Pawlow, la persona más dulce y hermosa que conocí. Gracias Patri por haberme dejado esos recuerdos tan hermosos.

RESUMEN

Entre las especies vegetales que componen los bosques en sitios que sufren incendios periódicamente, existen distintas estrategias de regeneración post-fuego: regeneración predominantemente vegetativa (rebrotantes) y reproducción sexual obligada. Evidencia previa muestra que la capacidad o no de rebrotar condiciona la tolerancia de las semillas ante la exposición a altas temperaturas. En especies patagónicas, se estudiaron si diferentes estrategias reproductivas post-disturbio, se relacionan con la tolerancia de las semillas a los efectos del fuego, analizado este aspecto mediante la cosecha de semillas de árboles afectados por el fuego. Las especies estudiadas fueron *Austrocedrus chilensis* (ciprés; sexual obligada) y tres especies rebrotantes: *Schinus patagonica* (laura), *Discaria chacaye* (chacay) y *Maytenus boaria* (maitén). Se cosecharon semillas de ejemplares con distintos grados de afectación (GA): control (C), afectación media (AM), alta (AA) y total (AT) en un área afectada por un incendio ocurrido en 2021. Se estudió el poder germinativo, velocidad de germinación, peso, área, perímetro, relación largo/ancho de las semillas. El GA tuvo efectos diferentes según las especies. En ciprés, la mayor germinación se observó para árboles con AM, sugiriendo no sólo tolerancia de sus semillas a la afectación por fuego, sino cierta inducción de la germinación. Maitén presentó baja viabilidad en general. Entre especies rebrotantes, chacay obtuvo la mayor tolerancia y laura la menor. El perímetro y área de las semillas varió según los GA para varias especies, y la relación largo/ancho solo para algunas. La velocidad de germinación no varió significativamente para ninguna de las especies evaluadas. Este estudio confirma, parcialmente, la existencia de diferencias entre las especies estudiadas respecto a la capacidad de proveer semillas viables por parte de individuos afectados por fuego y cambios morfológicos-alométricos de las semillas según el grado de afectación. Este trabajo representa un primer paso en la investigación sobre la etapa previa al ciclo sucesional, explorando el porcentaje de semillas viables en la regeneración post-incendio.

PALABRAS CLAVE: disturbios, rebrotantes, regeneración, semilleros, tolerancia-fuego.

ABSTRACT

Among the plant species that constitute forests in sites subject to periodic fires there are different post-fire regeneration strategies: predominantly vegetative regeneration (sprouting) and obligatory sexual reproduction. Previous evidence shows that the ability to resprout or not conditions seed tolerance to exposure to high temperatures. In the present study it was studied whether different post-disturbance reproductive strategies in forest Patagonian species are related to seed tolerance to fire effects, analyzing this aspect through the harvesting of seeds from trees affected by fire. The species studied were *Austrocedrus chilensis* (Andean cypress; obligatory sexual reproduction) and three resprouting species: *Schinus patagonica* (laura), *Discaria chacaya* (chacay), and *Maytenus boaria* (maitén). Seeds were harvested from specimens with different degrees of damage (from its acronym in Spanish, GA): control (C), medium damage (AM), high (AA), and total (AT) in an area affected by a fire that occurred in 2021. Seed germinative power, germination speed, weight, area, perimeter, length/width ratio of the seeds were studied. GA had different effects depending on the species. In Andean cypress, the highest germination was observed for trees with AM, suggesting not only seed tolerance to fire damage but also some induction of germination. Maitén showed low viability overall. Among sprouting species, chacay showed the highest tolerance and laura the lowest. The perimeter and area of the seeds varied according to the GA for several species, and the length/width ratio only for some of them. Germination speed did not vary significantly for any of the evaluated species. This study partially confirms differences between the species studied regarding the ability to provide viable seeds by individuals affected by fire and morphological-allometric changes in seeds according to the degree of damage. This work represents a first step in research on the stage prior to the successional cycle, exploring the percentage of viable seeds in post-fire regeneration.

KEYWORDS: disturbances, resprouters, regeneration, seeders, fire-tolerance.

ÍNDICE

1. Introducción. Antecedentes y justificación	8
1.1. Estado de los bosques a nivel global y su relación con disturbios ..	8
1.2. Estrategias de regeneración post-fuego.....	9
1.3. Realidad de los Bosques Templados de Argentina	12
1.4. Caso de estudio: los bosques en la Comarca Andina y los incendios de marzo de 2021	14
2. Materiales y Metodología	22
2.1. Área de estudio y cosecha de las semillas	22
2.2. Especies seleccionadas	25
2.3. Análisis de las semillas	31
2.4. Análisis estadísticos.....	33
3. Resultados	36
3.1. Poder germinativo	36
3.2. Morfometría de las semillas.....	39
4. Discusión	43
4.1. Germinación de las semillas	43
4.2. Morfometría de las semillas.....	46
4.4. Diámetro a la altura del pecho (DAP).....	49
4.5. Conclusiones y futuras líneas de investigación	49
5. Bibliografía.....	52

Introducción. Antecedentes y justificación

1. Introducción. Antecedentes y justificación

1.1. Estado de los bosques a nivel global y su relación con disturbios

Los bosques ocupan el 31% de la superficie total terrestre (FAO, 2022), siendo hábitats clave para la conservación de la biodiversidad y también esenciales para la provisión de una amplia gama de servicios ecosistémicos de importancia para el bienestar humano y ambiental. Más del 80% de la biodiversidad mundial se encuentra en los bosques, de los que la humanidad entera depende directa o indirectamente (Ipinza et al., 2021). Los servicios ecosistémicos forestales incluyen la producción de biomasa, provisión de hábitats, polinización, dispersión de semillas, resistencia a tormentas de viento, regulación y mitigación de incendios, regulación de plagas de insectos nativos e invasores, captura de carbono (Percy et al., 2003) y servicios culturales del ecosistema en relación con el tipo de bosque, su estructura y diversidad (Brockhoff et al., 2017). Otro punto destacable es el papel del bosque como elemento biosférico que regula la hidrología y la biogeoquímica terrestre (Davalos Sotelo, 1996).

Las superficies boscosas han sufrido y sufren reducciones significativas, como consecuencia de la acción sinérgica de múltiples factores tales como la deforestación, el avance de las fronteras agrícolas y urbanas, el cambio climático, el aumento de la magnitud y frecuencia de incendios, entre otros. Dicha degradación implica cambios que afectan negativamente el valor y la producción de bienes y servicios de los bosques (FAO, 2022), acelerándose, a su vez, procesos asociados al cambio climático. Desde el año 1990 hasta la actualidad se han perdido 178 millones de hectáreas de bosque a nivel global (Ipinza et al., 2021; FAO, 2022). A lo largo de la historia, el desarrollo económico ha acompañado a la deforestación, lo que ha impulsado la evolución de estudios, dentro de la ciencia forestal, tendientes a lograr un desarrollo sostenible (Carreño et al., 2009).

Entre los disturbios que pueden darse en los sistemas boscosos, los incendios tienen una gran relevancia como agentes modificadores de estos ambientes. A distintas escalas, el fuego es un factor ecológico moderador en una gran diversidad de ecosistemas (Agee, 1993; Whelan, 1995; Waring y Running, 1998; Roces-Diaz et al., 2021). Existen ecosistemas que están

expuestos a incendios naturales recurrentes, como es el caso de los ambientes mediterráneos, donde las especies vegetales presentan adaptaciones al fuego y, en algunos casos, el ciclo sucesional del ecosistema depende de este disturbio (Pausas y Vallejo, 1999). En contraposición, hay ecosistemas que no se ven expuestos a incendios de manera frecuente, en los que las especies presentan baja capacidad de retornar a la composición y estructura del estado pre-disturbio (baja resiliencia), necesiándose tiempos prolongados de décadas o aún siglos para ello. Sin embargo, dentro de estos ecosistemas también es posible encontrar especies con mayor resiliencia que otras (Landesmann, 2009; Zhang et al., 2014).

Al ser afectados por el fuego, los ecosistemas sufren importantes cambios en sus características bióticas (e.g. la estructura de su vegetación), y sus características abióticas (e.g. intensidad lumínica, cantidad de nutrientes, humedad y textura del suelo), promoviendo la heterogeneidad ambiental. Estos nuevos ambientes post-disturbio condicionan el reclutamiento y la distribución de las especies que van a formar parte de la nueva comunidad a establecerse en ese espacio a través del proceso sucesional (Dudinszky y Ghermandi, 2013; Jaksic y Fariña, 2015).

1.2. Estrategias de regeneración post-fuego

Dentro de cualquier proceso sucesional, la regeneración natural juega un papel fundamental en el mantenimiento de la diversidad de los bosques (e.g. Ferreira y Jimenez, 2000). Ante la ocurrencia de un disturbio, las especies con mecanismos adaptados a las nuevas condiciones ambientales son las que pueden regenerarse en primera instancia, siendo fundamentales para la recuperación del sistema. En términos generales, los principales mecanismos de regeneración post-disturbio en especies vegetales pueden resumirse en aquellos que involucran la reproducción sexual (semillas) y aquellos en los que predomina la reproducción vegetativa (rebrote). Este último permite que una especie regenere rápidamente a partir de ejemplares que sobreviven al disturbio y que presentan meristemas protegidos que dan lugar al desarrollo de rebrotes (Pausas et al., 2018; Chiminazzo et al., 2021).

En el caso de la regeneración por semillas, el proceso ocurre en múltiples etapas: producción y dispersión de semillas, redistribución de las

mismas, germinación y establecimiento de las plántulas. En algunos casos las semillas pueden ser almacenadas en el suelo o en la planta hasta que se den las condiciones necesarias para su germinación (estrategia de banco de semillas) (Fenner y Thompson, 2005). Cada una de las fases representa un cuello de botella en el establecimiento y desarrollo de las plantas, siendo los estadios más tempranos del desarrollo los más vulnerables ante factores de estrés. El conocimiento de los factores que influyen en los procesos demográficos de las especies que integran las comunidades vegetales es fundamental para el desarrollo de estrategias de manejo que faciliten su regeneración luego de disturbios tales como el fuego (Kozlowski, 2002; Pratalongo et al., 2003).

En el contexto de la ecología y la adaptación de las plantas a los incendios, se utilizan los términos "pirófila" y "pirófoba" para describir a las especies con diferentes estrategias con respecto al fuego: las especies pirófilas ("amigas del fuego") son aquellas que tienen algún tipo de adaptación al fuego y, en algunos casos, pueden incluso beneficiarse de él (Bond y van Wilgen, 1996; Kitzberger, et al., 2016; Usó-Doménech et al., 2018). Las estrategias de regeneración post-fuego pueden estar asociadas a la estimulación de la capacidad de rebrotar y/o la estimulación del reclutamiento (Pausas y Vallejo, 1999; Dudinszky y Ghermandi, 2013). Estas adaptaciones les confieren cierta ventaja en ambientes propensos a incendios. Algunas de las adaptaciones comunes de las plantas pirófilas incluyen:

Brotación epicórmica (rebrote), es decir, capacidad de brotar desde yemas que se encuentran debajo de la corteza o en la base del tronco después de un incendio. Estos brotes pueden crecer rápidamente y permiten que la planta se recupere (e. g. *Lomatia hirsuta*)

Semillas adaptadas al fuego, que son estimuladas directa o indirectamente por el fuego. Estas semillas pueden germinar de manera más efectiva después de un incendio, aprovechando las condiciones recién creadas para el crecimiento (e. g. son la mayoría de las especies de Cistaceae y Papilionaceae).

Serotonía, en las que el fuego estimula la dispersión de semillas, las cuales son retenidas en la copa hasta que ocurre el incendio (e. g. *Pinus halepensis*, *P. brutia*).

Raíces resistentes al fuego, que les permiten sobrevivir a incendios superficiales. Esto facilita que la planta continúe creciendo después de que las partes aéreas hayan sido quemadas (e. g. *Lupinus arcticus*).

Tejidos engrosados, cortezas muy gruesas que puede llegar a los 10 cm de espesor (e.g. *Araucaria araucana*).

Estas adaptaciones contribuyen a que las especies pirófilas sean capaces de recuperarse y colonizar rápidamente áreas afectadas por incendios. Algunas especies, como *Thymus vulgaris*, poseen tanto la capacidad de rebrotar como la estimulación del reclutamiento post-fuego (Pausas y Vallejo, 1999).

Por otro lado, se consideran especies pirófobas (“enemigas del fuego”) a aquellas que son sensibles o vulnerables al fuego, ya que presentan tejidos delicados, mantienen sus ramas secas o carecen de adaptaciones específicas para resistir el calor y las llamas. Sus aportes a las próximas generaciones dependen de adaptaciones que les permiten evitar el fuego, como ubicarse en áreas no propensas a incendios o generar bancos de semillas transitorios. Por ejemplo, *Austrocedrus chilensis* presenta más probabilidad de sobrevivir a los incendios y promover la recolonización de las áreas previamente afectadas cuando crece entre afloramientos rocosos, ya que los mismos le confieren un refugio ante el fuego (Landesmann, 2009). Sin embargo, la capacidad de establecerse en determinados sitios, en general, no es considerada una estrategia con respecto al fuego *per se* (Pausas et al., 2004). La regeneración de estas plantas depende exclusivamente de la presencia de árboles semilleros (Mantero et al., 2023).

Adicionalmente, existe una relación entre el nivel de combustibilidad de un vegetal y su carácter piróforo o pirófilo, aunque la relación puede ser compleja y depender de varios factores. Las plantas adaptadas a ecosistemas propensos a incendios a menudo tienen características que las hacen más resistentes al fuego o que les permiten aprovecharlo, por ejemplo, para estimular el crecimiento (Boberg et al., 2010; Kitzberger et al., 2016). Algunas plantas pirófilas pueden tener una combustibilidad controlada, lo que significa que arden de manera más moderada y beneficiosa para la planta (Petruzello, 2014). Este tipo de fuego controlado puede ayudar en la eliminación de competidores y estimular la germinación de sus semillas.

La diversidad en las estrategias de dispersión y germinación de semillas dentro de una comunidad de plantas es crucial para la regeneración post-fuego, contribuyendo a la diversidad de la vegetación después del incendio (Sheldon, 1974; Jiménez-Alfaro et al., 2016; Tumpa et al., 2021). En este sentido, la morfología de las semillas puede ser un factor importante, ya que puede condicionar la tolerancia de las semillas a la exposición al fuego, además de otros aspectos como la dispersión y/o la capacidad para enterrarse y posteriormente germinar. Por ejemplo, en especies herbáceas se ha registrado que semillas más redondeadas tienen mayor tolerancia al fuego que semillas alargadas o planas (Ruprecht et al., 2015). Por otra parte, la forma de las semillas puede condicionar tanto la dispersión como la capacidad de las semillas para enterrarse en el sustrato. Luego de un incendio, la capacidad de enterrarse fácilmente en el suelo permite que las semillas pueden protegerse y encontrar un ambiente más propicio para la germinación. Esto puede proporcionar a las plántulas una mayor probabilidad de establecerse y crecer. Semillas más pequeñas y aerodinámicas pueden ser transportadas y enterradas más fácilmente por agentes externos como el viento, el agua o animales. De esta manera, las características morfológicas de las semillas desempeñan un papel importante en la capacidad de las plantas para regenerarse después de un incendio (Hanley et al., 2003). Las adaptaciones que permiten a las semillas resistir, aprovechar o escapar del fuego contribuyen a la resiliencia de los ecosistemas frente a los incendios forestales.

1.3. Realidad de los Bosques Templados de Argentina

A nivel global, los bosques templados se consideran de gran valor por sus características evolutivas y ecológicas, y por ser muy escasos. Éstos se encuentran en zonas de Canadá, Estados Unidos, Tasmania, Nueva Zelanda, Islandia, Irlanda, Escocia, Noruega, Georgia, Turquía, Argentina y Chile; y en algunas zonas costeras de Japón, España, Yugoslavia e Irán. Dentro de esta distribución, los bosques templados de Argentina y Chile, junto con los de Canadá y Estados Unidos, son los de mayor superficie (Donoso Zegers, 1995; Alcaraz, 2012). El estado actual de los bosques templados en el hemisferio sur presenta considerables alteraciones de las condiciones primarias o de

referencia (Smith-Ramírez, 2004; Currie y Bergen, 2008), estando representadas hoy, en muchos casos, por comunidades de cicatrización¹.

Según el último inventario realizado, la superficie de bosques nativos de Argentina en el año 2021 es de alrededor de 46,3 millones de hectáreas (INBN2, 2022). Entre ellas se encuentran los bosques templados Andino-Patagónicos, también llamados subantárticos, siendo los únicos bosques templado-fríos de Argentina. Pertenecen a la Provincia Subantártica, del Dominio Subantártico (Cabrera, 1971), de alto valor biológico por presentar numerosos endemismos florísticos y faunísticos. Ocupan una extensión de aproximadamente 3.240.996 hectáreas, formando una franja angosta con 2200 Km de longitud en dirección N-S y 75 Km de ancho en sentido E-O, desde el Norte de Neuquén hasta el extremo continental Sur de Santa Cruz y Tierra del Fuego.

Estos bosques son particularmente abundantes en endemismos (Donoso, 1995), al tiempo que cubren las cuencas altas y medias -y aún los valles- de los ríos de la región (Rusch, 1989). El tipo de vegetación dominante es el bosque caducifolio o perennifolio, de especies nativas como la lenga (*Nothofagus pumilio*), el coihue (*Nothofagus dombeyi*), el roble pellín (*Nothofagus obliqua*), el alerce (*Fitzroya cupressoides*), el raulí (*Nothofagus nervosa*), el ciprés de la cordillera (*A. chilensis*), el pehuén o araucaria (*A. araucana*) y el ñire (*Nothofagus antarctica*), entre otras. Se subdividen en bosque de lenga, bosque de coihue, bosque mixto, bosque de ciprés de la cordillera, bosque de pehuén y bosque secundario en zonas incendiadas recientemente (Donoso, 1995; Ongay-Ugarteche et al., 2011). Las comunidades arbóreas en estos bosques presentan gran complejidad estructural, en relación con la coexistencia de especies que, dadas sus características morfológicas y ecofisiológicas, hacen uso diferencial de los recursos.

Actualmente, los Bosques Templados Andino-patagónicos se encuentran fuertemente amenazados por múltiples factores que afectan su extensión y composición (Secretaría de Ambiente y Desarrollo sustentable, 2005). El cambio climático es uno de los mayores problemas ambientales que enfrenta la Región Patagónica; sus efectos implican modificaciones de los regímenes

¹ Son aquellas comunidades de recuperación post disturbio que no representan la comunidad del estado prístino (sin disturbio; Rusch y Varela, 2019).

climáticos respecto de los parámetros históricos (Villalba, 2022). Algunas de sus consecuencias, por ejemplo, se traducen en alteraciones en la estacionalidad climática, cantidad anual de precipitaciones, aumento de la temperatura y frecuencia de tormentas eléctricas e incremento de eventos extremos (olas de calor, olas de frío, sequías, inundaciones). Estos cambios intensifican la frecuencia y severidad de incendios a la vez que aumentan la exposición de varias especies a condiciones de estrés ambiental (Allen et al., 2010; Kitzberger et al., 2022).

Desde fines de los años 1800 hasta principios de 1900, en los Bosques Andino-Patagónicos los incendios de gran escala, muchos de ellos de origen antrópico, produjeron cambios marcados en la distribución de la vegetación (Peri et al., 2021). La introducción del ganado y las plantaciones forestales con especies de coníferas nativas del hemisferio Norte también modificaron los suelos e impactaron en los ecosistemas y la disponibilidad de material orgánico combustible, convirtiéndose en un riesgo importante (Tercero-Bucardo et al., 2007; Peña y Valenzuela, 2008; González et al., 2011^a; Raffaele et al., 2011; Blackhall et al., 2015). A nivel del ecosistema, este conjunto de características facilita la ocurrencia de incendios masivos, especialmente en años con veranos secos y calurosos, pudiendo afectar enormes superficies de difícil recuperación.

1.4. Caso de estudio: los bosques en la Comarca Andina y los incendios de marzo de 2021

Los Bosques Andino-Patagónicos en el sector definido como Comarca Andina del Paralelo 42, comparten con el resto de la región cordillerana de la Patagonia una gran diversidad de formaciones vegetales, siendo parte de la porción florísticamente más rica de dichos bosques. Está representada hacia el límite con Chile por parches de Selva Valdiviana que ingresan al territorio argentino a través de los valles transversales que desaguan en el océano Pacífico (Oeste del Lago Puelo). La vegetación es exuberante y presenta múltiples estratos, con dominancia del bosque mixto de *N. dombeyi* y *A. chilensis* encontrándose diversas especies como *Persea lingue* (lingue), *Aextoxicon punctatum* (olivillo), *Eucryphia cordifolia* (ulmo), *Dasyphyllum diacanthoides* (palo santo), *Weinmannia trichosperma* (tineo), *Caldcluvia*

paniculata (tiaca), *Griselinia scandens* (yelmo), entre otras especies (Scarpati y Faggi, 1996).

La especie dominante del estrato arbóreo de estos bosques es *N. dombeyi* al cual acompañan especies como *Lomatia hirsuta* (radal) y *Chusquea culeou* (caña colihue), entre otras (Oyarzabal et al., 2018; Buduba et al., 2020). La vegetación de las riberas y cercanías de los cuerpos de agua se caracterizan por la presencia de arrayanes (*Luma apiculata*) y/o pitrantos (*Myrceugenia exsucca*) con sotobosques con presencia de helechos, pangué (*Gunnera tinctoria*) y, en algunos sectores, también de caña colihue (Zamponi y Vallejos, 2008). Hacia el este, se dan mayormente los bosques mixtos de coihue y ciprés de la cordillera, donde la especie dominante varía según las características del sustrato y la disponibilidad de humedad del suelo. De esta manera, las zonas de suelo pedregoso son definidas por la presencia predominante del ciprés de la cordillera, que se adapta mejor a los ambientes xéricos y con gran exposición solar; los sectores donde el suelo forma un estrato profundo son dominados por coihues y los llanos con napas freáticas altas y faldeos pantanosos son dominados por ñires. Esta sucesión espacial se encuentra hasta los 1100 m s.n.m siendo reemplazada por bosques de lenga a altitudes superiores (Faggi y Cagnoni, 1996).

La Comarca Andina constituye un continuo rural-urbano, donde ciudad y campo, si bien se presentan como unidades espaciales diferentes, con sus características y dinámicas, comparten un territorio, haciendo que las zonas de transición entre el campo y la ciudad sean cada vez mayores (Aloras, 2020). Los límites de la urbanización están condicionados por el confinamiento físico de las montañas, siendo los sectores más poblados los valles y las laderas con pendientes de 0° a 8° (Bondel, 2008). No obstante, el gran crecimiento demográfico que presenta esta zona, como así también el estilo de vida buscado por los migrantes, hace que se dé el avance sobre las laderas de los cerros aledaños. En este contexto, el riesgo de incendios de interfase es extremo, debido al incremento del área de contacto entre las urbanizaciones y los bosques y pastizales de bosques y matorrales asociados, de alta inflamabilidad por su composición y su continuidad horizontal y vertical (Kunst et al., 2003). En éstos, así como en el resto de los bosques patagónicos, la creciente frecuencia de incendios reduce en gran medida sus extensiones.

Este contexto demanda el estudio de los procesos asociados a la dinámica natural de recuperación post-fuego de las especies dominantes.

Durante el verano de 2021, la Comarca Andina del Paralelo 42 sufrió uno de los incendios de interfase más destructivo de los que se tenga registro (Figs. 1 y 2). Ocurrió en la zona del paraje Las Golondrinas alrededor de 15 kilómetros hacia el suroeste del paralelo 42 (límite con la provincia de Río Negro), en el noroeste de Chubut.

El 9 de marzo, a las cuatro de la tarde, y poco después a tres kilómetros hacia el sur por la ruta 40 inició otro foco en la zona conocida como Cerro Radal, Lago Puelo (Fig. 3). Según la explicación técnica de brigadistas del Servicio Nacional del Manejo del Fuego, cuando coexisten dos columnas de fuego de gran magnitud a pocos kilómetros de distancia, las mismas se atraen por la diferencia de presiones atmosféricas. La columna de mayor magnitud absorbe a la más pequeña. En el territorio afectado coexistían casas residenciales, zonas de chacras productivas, emprendimientos de turismo y al menos tres barrios.

Ante la ocurrencia de incendios como el mencionado, es cada vez más importante la generación de estudios que provean información relevante para el manejo de los sitios afectados por el fuego que podrían, eventualmente, contribuir a reducir riesgos futuros. La capacidad de regeneración de un bosque después de incendios forestales devastadores, sequías u otras perturbaciones, depende en gran medida de la producción de semillas (Qiu et al., 2022). El incendio antes mencionado ocurrió en el período del año donde varias especies leñosas se encontraban madurando sus frutos y/o liberando las semillas, lo cual es un escenario propicio para realizar análisis tendientes a conocer el grado de resistencia que las semillas que distintas especies tienen a la exposición al fuego. Esto ayudaría a comprender mejor cómo manejar los árboles sobrevivientes al disturbio y optimizar la regeneración forestal, especialmente en áreas donde la producción de semillas es limitada (Vose et al., 2018; Andrus et al., 2022; Qiu et al., 2022).

Entre las especies afectadas por el incendio antes mencionado, se identifican distintas estrategias reproductivas. Por ejemplo, *Schinus patagonica* (laura) y *Discaria chacaya* (chacay), son especies rebrotantes y poco inflamables (Blackhall y Raffaele, 2019) y junto con *Maytenus boaria* (maitén), presentan una estrategia reproductiva mixta (Tiribelli, 2018). Por otra parte, la

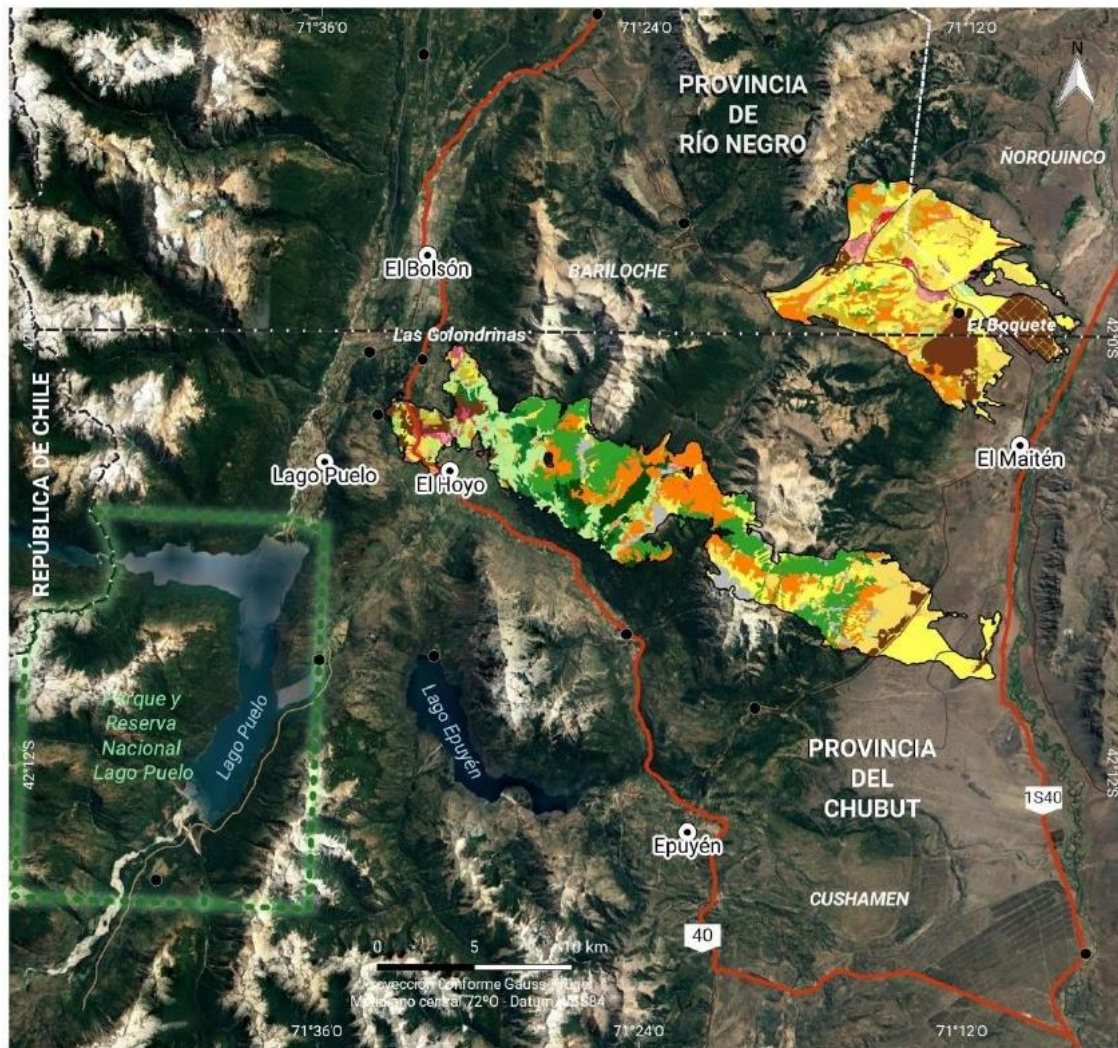
especie dominante en gran parte de la superficie quemada es *A. chilensis*, considerada como una especie de inflamabilidad baja, no rebrotante (Blackhall y Raffaele, 2019), por lo cual el éxito de regeneración post-disturbio depende exclusivamente de la reproducción sexual y de sus estrategias de evasión del fuego.



Figura 1. Fotografía del incendio en marzo de 2021. Fotografía de Gabriela Hernández y Álvaro Martín.



Figura 2. Fotografías del Incendio marzo 2021 mostrando la alta severidad del incendio alcanzada: A y B) Bosque mixto de ciprés de la cordillera y coihue. C) Molde de las raíces de un árbol totalmente desintegrado por el fuego. Fotografías de Aldana Matellini



Fuentes

Cartografía Temática:

- Áreas quemadas: Servicio Nacional de Manejo del Fuego (SNMF, 2021)
- Clasificación de Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico 2016 (CIEFAP-MAyDS)
- Sistema de Información de Biodiversidad (SIB)

Cartografía Base:

- Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2018)
- Imagen Satelital: Google Satellite

Edición Marzo 2021
 Dirección Nacional de Planificación y
 Ordenamiento Ambiental del Territorio (DNPYOAT)

Referencias

- | | |
|-------------------------------------|---------------------------|
| Incendios Marzo 2021 | Vial Primaria |
| Área Protegida Nacional | Vial Secundaria-Terciaria |
| Localidad | Senda rural - Huella |
| Paraje | Límite departamental |
| Clase Cobertura de la Tierra | Límite Provincial |
| Bosque de lenga | Límite Internacional |
| Bosque de coihue | Forestación |
| Bosque de ciprés | Leñosas exóticas |
| Bosque mixto | Mallín |
| Bosque de ñire | Otros Humedales |
| Bosque de radial | Estepa |
| Bosque de maitén | Pradera |
| Bosque de chacay | Césped |
| Matorral mixto | Pastura |
| Arbustal nativo | Otros Cultivos |
| Roca o Suelo desnudo | Infraestructura |
| | Agua |

Figura 3. Áreas quemadas en el mes de marzo de 2021 en las zonas de “Las Golondrinas” y “El Boquete” en las Provincias de Río Negro y Chubut por tipología forestal. Extraído de Ministerio de ambiente y Desarrollo Sostenible (2021).

A pesar del conocimiento antes indicado respecto a las características regenerativas post-disturbio de estas especies, no se encontró información disponible respecto al grado de resistencia de sus semillas ante la exposición al fuego. Dadas las diferentes estrategias de regeneración post-fuego de las especies antes mencionadas, podrían esperarse variaciones en este sentido. En concordancia con esta afirmación, en ecosistemas mediterráneos propensos a incendiarse se ha observado que las especies rebrotantes tienen semillas con menor resistencia al fuego que las especies no rebrotantes (Paula y Pausas, 2008). Esto se asocia al hecho de que, en especies no rebrotantes hay mayor presión de selección hacia características que permiten el reclutamiento post-fuego, como ser, la tolerancia de las semillas a altas temperaturas con respecto a las especies rebrotantes. No obstante, los estudios relacionados con la respuesta de las semillas a la exposición a altas temperaturas, mayormente se han realizado en condiciones experimentales, trabajando con semillas de plantas sanas (Boberg, et. al. 2010; Labbe Olguín, 2013).

Profundizar estos conocimientos es importante para lograr mayor comprensión de la dinámica de regeneración post-fuego de las comunidades de los bosques en la Patagonia. En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivo general analizar cómo diferentes grados de afectación por fuego afectan a la germinación y morfología de las semillas de algunas de las especies forestales con mayor abundancia en los bosques de transición de la Patagonia. Adicionalmente, en función de las especies presentes bajo las condiciones antes mencionadas, se evaluó el efecto diferencial que pudiera existir para especies con diferentes estrategias reproductivas (sexual obligada o rebrote).

Para cumplir con este objetivo se proponen las siguientes hipótesis (**H**) y predicciones (**P**):

H1: Las diferentes capacidades reproductivas post-fuego de distintas especies leñosas de los Bosques Andino-Patagónicos, se traducen en diferencias en la capacidad germinativa de las semillas viables por parte de individuos afectados por el fuego.

P1: Se observará menor variación en el porcentaje de germinación de semillas de individuos diferencialmente afectados por el fuego, en especies que no presentan capacidad de regeneración vegetativa, en comparación con especies rebrotantes.

H2: Dado que las altas temperaturas pueden generar modificaciones fisiológicas, como por ejemplo deshidratación, existirán modificaciones diferenciales en características morfológico-alométricas según con el grado de afectación por fuego en las semillas a nivel especie.

P2: Se espera encontrar diferencias en la morfología y el peso de las semillas, según el grado de afectación por el fuego a nivel intraespecie.

Se espera que el conocimiento generado permita incrementar la comprensión sobre la dinámica sucesional post-fuego en este tipo de especies.

Materiales y Metodología

2. Materiales y Metodología

2.1. Área de estudio y cosecha de las semillas

Las semillas se cosecharon de una gran área conformada por tres zonas (Fig. 4): Bajada de Ponce, Paraje Cerro Radal y Ladera oeste del Cerro Piltriquitrón. La determinación de las mismas estuvo limitada por la posibilidad de acceso, ya sea, por la presencia de propiedades privadas o por las condiciones encontradas en el terreno. Adicionalmente, las especies seleccionadas estaban finalizando la dispersión de sus semillas, lo que implicó un margen temporal acotado para la recolección. La Bajada de Ponce es un sector que sufrió otro incendio reciente (Figs. 5-A y 5-B), con vegetación pre-incendio del tipo matorral mixto/ bosque mixto bajo. Las principales especies leñosas nativas, en esta zona, son *M. boaria*, *Fabiana imbricata* (palo piche), *Buddleja globosa* (pañil), *D. chacaye*, *S. patagonica*, *Aristotelia chilensis* (maqui) y, en menor abundancia, *A. chilensis* en cercanías a las viviendas. En la zona Paraje Cerro Radal abundan ejemplares de *Pinus* spp. y se encuentran algunos claros con vegetación similar a la descrita para el sitio anterior, además de un sector con bosque de *A. chilensis*, que fue en gran parte afectado por el incendio. La Ladera oeste del Cerro Piltriquitrón está caracterizada principalmente por ser una zona agreste de bosque mixto de *N. dombeyi* y *A. chilensis*. En este caso, debido a la mayor afectación del incendio y a la difícil accesibilidad de la zona, la superficie relevada fue mucho mayor a fin de muestrear ejemplares que cumplieran con los requisitos planteados.

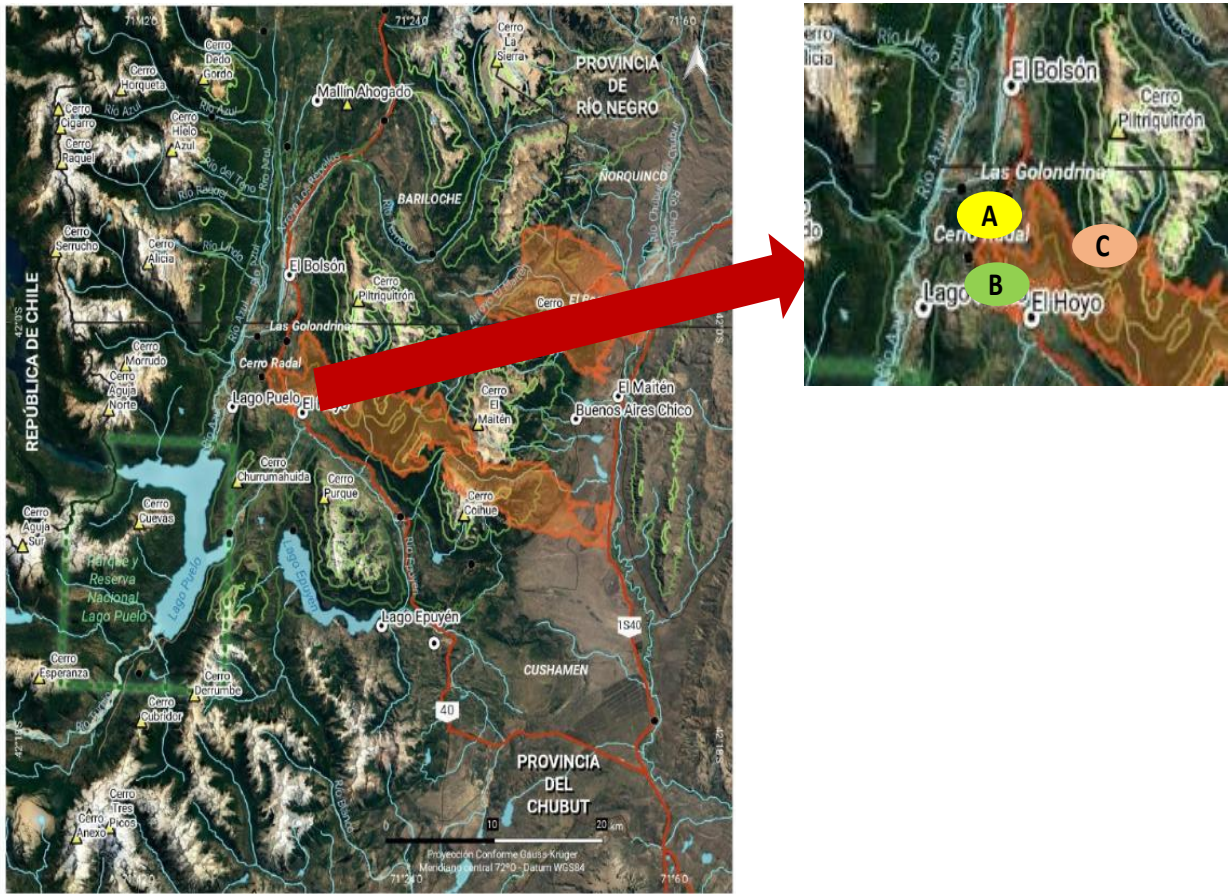


Figura 4. Áreas quemadas en el mes de marzo de 2021 en las zonas de “Las Golondrinas” y “El Boquete” en las Provincias de Río Negro y Chubut. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021. En el detalle se ubican los Sitios de muestreo: A) Cerro Radal (amarillo); B) Bajada de Ponce (verde) y C) Ladera oeste del Cerro Piltriquitrón (rosa).

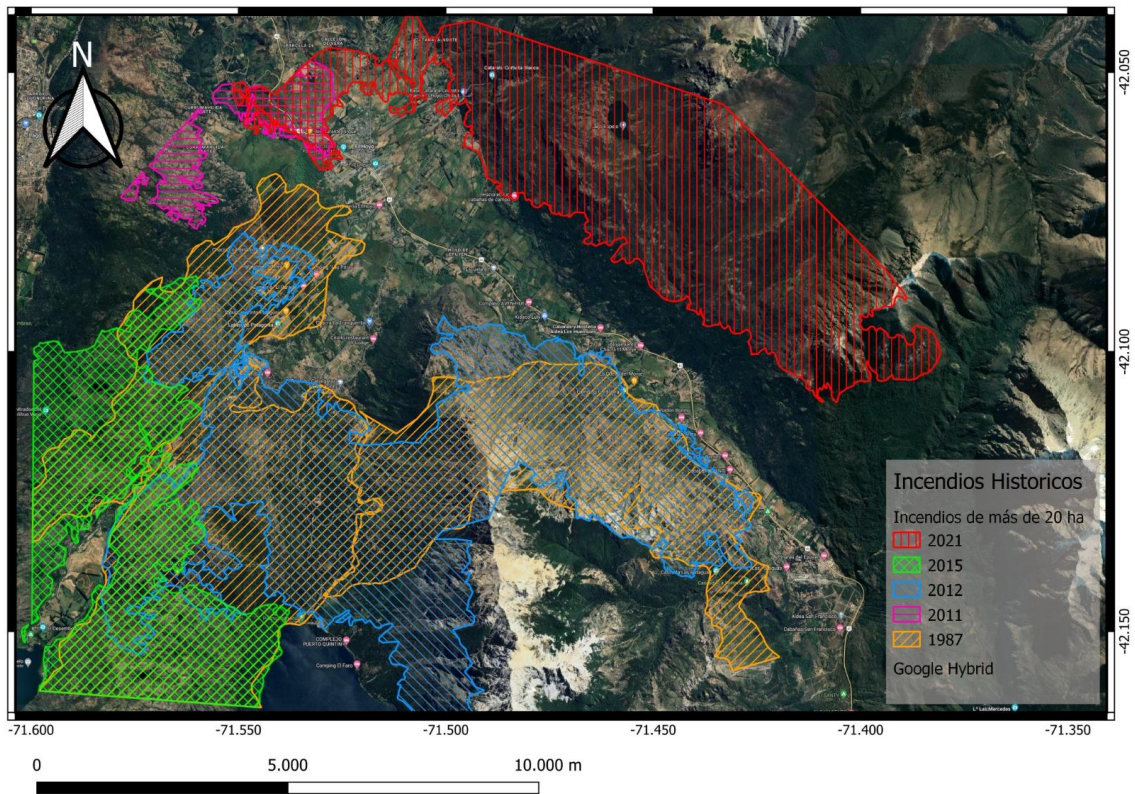


Figura 5-A. Mapa de las superficies alcanzadas por cada uno de los incendios en los último 34 años. Desarrollado y cedido por Téc. Julián Rapoport.

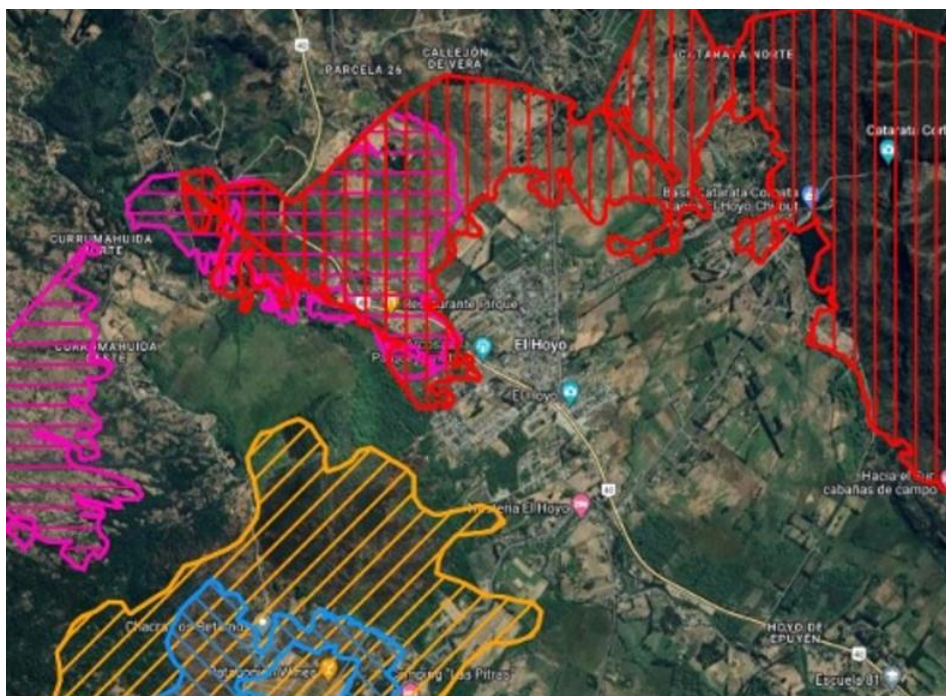


Figura 5-B. Detalle del mapa de la Figura 5 que muestra las superficies alcanzadas por cada uno de los incendios en los último 34 años. Ver referencias de colores en Fig. 5

2.2. Especies seleccionadas

En función del objetivo de este trabajo, se seleccionaron cuatro especies: tres pertenecientes a la categoría de matorral mixto o bosques mixtos bajos con estrategias reproductivas mixtas (*S. patagónica*, *D. chacaye* y *M. boaria*) y una con reproducción sexual obligada (*A. chilensis*). El factor principal para la elección de las mismas y de todos los individuos utilizados fue que se encontraran semillando al momento del incendio.

Austrocedrus chilensis (D. Don) Pic. Serm. & Bizzarri es una especie dioica, siempre verde, de la familia Cupressaceae (Brion et al., 1993). Forma individuos de gran porte, que raramente superan los 200 años, aunque se han detectado individuos de hasta 500 años. Presenta reproducción sexual obligada y es considerada muy vulnerable a los efectos del fuego, por presentar una corteza delgada y por mantener ramas secas durante tiempos prolongados (Little, 1974; Gobbi y Sancholuz, 1992). Es una especie de desarrollo lento con respecto a otras coníferas introducidas. Presenta conos con semillas de 3-5 x 2-3 mm, con alas desarrolladas de 6-8 mm de largo que facilitan la dispersión por viento, con una distancia promedio de dispersión de 88,5 metros desde el ejemplar semillero (Landesmann y Morales, 2018). Desarrolla banco de semillas transitorios (Urretavizcaya y Defossé, 2004; Landesmann, 2009) (Fig. 7).



Figura 7. Ejemplares adultos de *Austrocedrus chilensis* (izquierda) y conos maduros con semillas (derecha).

Maytenus boaria Molina: es una especie arbórea siempreverde nativa de Chile y Argentina, de la familia Celastraceae. En Argentina crece entre el paralelo 39 y 43°41' en terrenos fértiles, aunque tolera condiciones de sequía. Pese a sus requisitos de humedad, la distribución del maitén alcanza el límite oriental de los bosques andino patagónicos, donde se produce el ecotono con la estepa patagónica. Llega a medir 20 m de altura, tiene ramas delgadas, copa ancha y tronco recto. Es cultivado para extraer aceite rico en carotenos y polifenoles. Su follaje, formado de hojas pequeñas, simples, alternas, elípticas, de borde aserrado fino, color verde claro, es muy palatable para el ganado bovino, siendo utilizado en el campo como especie forrajera. Su madera suele ser usada como leña, para producir carbón vegetal. Las flores son pequeñas; las masculinas de color amarillo amarronado y las femeninas verdes con líneas púrpuras. En un mismo árbol puede haber flores femeninas, masculinas o hermafroditas. Florece de mediados de noviembre a enero. El fruto es una cápsula amarilla bivalva, que contiene una o dos semillas, las cuales presentan su tegumento externo cubierto por una excrecencia de color rojo (arilo) que hace apetecible a las mismas para los animales, ya que contiene sustancias grasas. Las semillas de esta especie tienen gran poder de diseminación, a menudo facilitada por aves, las cuales pueden jugar un papel determinante en el éxito de la restauración pasiva de los bosques. Además de su reproducción sexual, presenta capacidad de rebrote (Donoso, 1985; Camelio y Cabello, 1996; Godoy et al., 2020) (Fig. 8).



Figura 8. Ejemplares adultos de *Maytenus boaria* (izquierda) y frutos maduros con detalle de la semilla con arilo (derecha).

Schinus patagonica (Phil.) I.M. Johnst. ex Cabrera var. *patagonica*: es una especie leñosa, de follaje perenne, rebrotante, de la familia Anacardiaceae, que puede alcanzar los 3 m de altura. Es una especie dioica con flores discretas y diminutas de color blanco amarillento. Florece de septiembre a diciembre y fructifica de noviembre a febrero. Los frutos son drupas esféricas de color castaño; contienen una única semilla que es dispersada por aves. Es una especie común en el bosque de ciprés de la cordillera, en especial, en el área de transición con la estepa extra andina, donde cohabita con el maitén y el radial. También está presente en el bosque de coihue, aunque es algo más escasa. Está presente desde el sur de Mendoza al norte de Chubut (González et al., 2011^b) (Fig. 9).



Figura 9. Ejemplares adultos de *Schinus patagonica* con detalle de la semilla (izquierda) y frutos maduros (derecha).

Discaria chacaye (G. Don) Tortosa: es una especie arbustiva - sub arbórea de la familia Rhamnaceae, de gran importancia ecosistémica dada su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico. Adopta formas de cojín tendido sobre el suelo en alta montaña, mientras que en los bosques y estepa adquiere forma de arbusto erecto o árboles de hasta 8 m de altura. Es una especie monoica, cuyo fruto es una cápsula tricoca de color café oscuro. Florece en verano. Crece en ambientes variados: orillas de ríos y lagos, transición entre bosques y estepas, laderas subhúmedas y secas y regiones elevadas de la cordillera. Se encuentra en matorrales y bosques esclerófilos especialmente después de

perturbaciones siendo una posible colonizadora de estos ambientes (Faúndez et al., 2017). En Argentina se distribuye desde el noroeste de Neuquén hasta Tierra del Fuego (Fig. 10).



Figura 10. Ejemplar adulto de *Discaria chacaye* con detalle de la semilla.

En relación a la selección de los individuos de cada especie, en cada sitio se realizó un relevamiento con el fin de seleccionar individuos que presentasen frutos y que abarcaran diferentes grados de afectación indirecta (en adelante GA), por parte del fuego. Analizando el estado remanente del follaje, se aplicó una escala cualitativa de afectación de la copa, mediante la cual se seleccionaron ejemplares dentro de cada uno de los siguientes grupos (Fig. 11):

- Control (en adelante C): ejemplares sin evidencias de afectación por el incendio y que a la vista presentaban el follaje sano (Fig. 11A).
- Afectación media (en adelante AM): ejemplares que presentan aproximadamente el 30-60% de su follaje quemado (Fig. 11B).
- Afectación alta (en adelante AA): ejemplares que a la vista presentan aproximadamente el 80-90% de su follaje quemado (Fig. 11C).
- Afectación total (en adelante AT): ejemplares que a la vista presentan todo su follaje quemado (Fig. 11D).

Por follaje quemado se consideró a todas aquellas ramas con hojas que perdieron su coloración característica y/o que al tacto se desprenden y pierden su integridad. No se incluyeron individuos carbonizados. De cada individuo seleccionado se registró el diámetro a la altura del pecho (DAP) por medio de una cinta métrica. El mismo fue medido siempre por la misma persona asegurando que todas las mediciones mantengan el mismo criterio de distancia al suelo.

La recolección de semillas se realizó manualmente, colectando los frutos o conos en pie sobre las ramas. De cada individuo, se tomaron ramas ubicadas sobre cada uno de los cuatro puntos cardinales, hasta una altura máxima de aproximadamente 2,5 metros. Se intentó cosechar un lote de 100 semillas por individuo con al menos cinco repeticiones por especie, por sitio y por grado de afectación. Las semillas se colocaron en bolsas de polipropileno transparentes de 10 x 15 cm, etiquetadas.

Las condiciones del área de estudio encontradas post-incendio hicieron compleja la búsqueda de ejemplares con semillas y distintos GA. Como se mencionó anteriormente, tres de las especies de estudio son dioicas y por ende la probabilidad de aparición de ejemplares femeninos, portadores de las semillas fue menor. También, muchos ejemplares que presentaban los distintos GA y que se encontraban cercanos entre sí, no tenían frutos en zonas accesibles de la copa. Todas estas características hicieron que no fuera posible conseguir todos los GA en todos los sitios (ver anexo 1). Adicionalmente, en el caso de chacay y, en menor medida, de laura, una gran cantidad de las semillas cosechadas estaban huecas y/o afectadas por insectos, lo que llevó a que en varios casos no se pudiera cumplir con un n de 100 semillas por ejemplar y por GA (ver anexo 1). Los puntos antes mencionados generaron desbalances en algunas de las especies que fueron considerados en el momento de analizar los resultados e inferir las conclusiones del presente trabajo con relación al marco teórico del mismo.

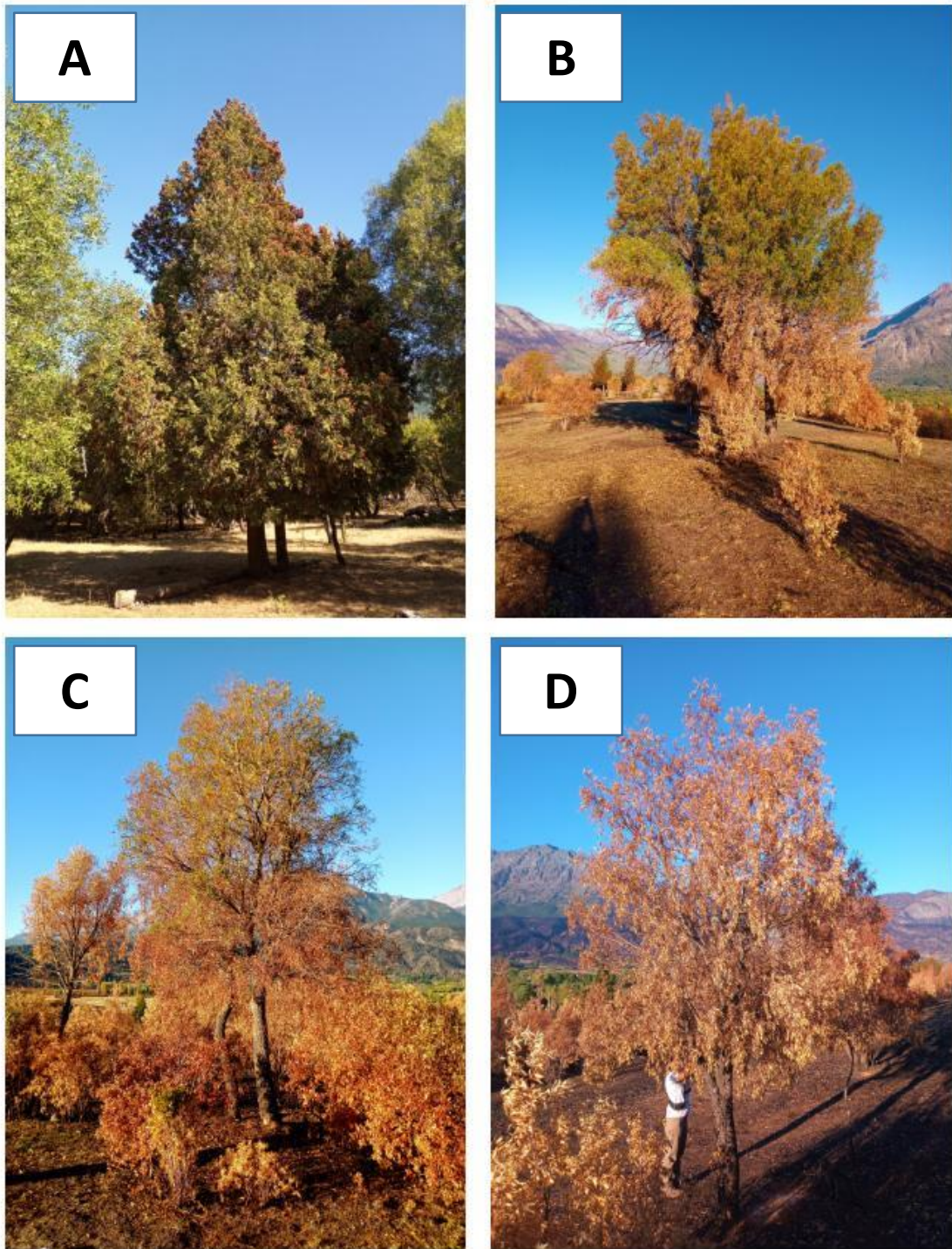


Figura 11. Diferentes grados de afectación generados por el incendio de marzo de 2021. A) Control (C); B) Afectación media (AM, a la vista 30-60% del follaje quemado); C) Afectación alta (AA, a la vista 80-90% del follaje quemado) y D) Afectación total (AT, a la vista 100% quemados). Fotografía A) Adulto de *A. chilensis*; fotografías B, C Y D) Adultos de *M. boaria*.

2.3. Análisis de las semillas

Inicialmente, se realizó la limpieza de las semillas de manera manual desprendiendo los restos de fruto y/o alas de las mismas. Luego se descartaron las semillas abortadas o afectadas por insectos. Las semillas se colocaron en bolsas herméticas del tipo “Ziploc” de 80 x 45 mm rotuladas manteniéndose en heladera a una temperatura entre 3-5° C para su conservación hasta el momento del análisis.

Pre-tratamientos

Como primera medida se pesó el lote de semillas cada uno de los individuos, utilizando una balanza analítica de 0,0001 gr de precisión, tal como se plantea en la metodología propuesta por ISTA (2023). Con respecto a los tratamientos pre-germinativos, cada una de las especies seleccionadas en el presente estudio muestra particularidades que hacen que los pre-tratamientos que se suministraron previamente a la germinación de las semillas sean diferentes. En el caso de estas cuatro especies, se siguieron protocolos propuestos por Lebed (1993) y Schinelli (com. pers.).

Los pre-tratamientos para cada una de las especies fueron los siguientes:

A. chilensis

1. Remojo durante 24 horas en agua.
2. Estratificación en arena desinfectada y húmeda durante 45-60 días.

M. boaria

1. Escarificación, frotando las semillas con las manos en un medio con agua y arena, para poder extraer el arilo.
2. Remojo durante 24 horas en agua.

S. patagonica y D. chacaye

1. Remojo durante 24 horas en agua.

La temperatura del agua de remojo fue de entre 25 y 30° C.

La desinfección de la arena utilizada como sustrato para la germinación de las semillas se realizó sumergiendo la arena en agua hirviendo durante 5 minutos, luego se dejó en recipientes donde se enfrió hasta alcanzar temperatura ambiente. Este protocolo alternativo se utilizó debido a problemas logísticos que impidieron esterilizar el sustrato en autoclave. No obstante, no se registraron, a la vista, evidencias de crecimiento de microorganismos en las semillas ni en el sustrato durante los períodos de germinación aplicados.

Poder germinativo

Para evaluar el poder germinativo de las semillas de cada especie y cada GA se sembraron como máximo 100 semillas (siendo que en algunos casos no se llegó a ese n, ver anexo 1) utilizando una matriz con agujeros equidistantes (Fig. 12) en bandejas rotuladas de 24 x 16 cm, con 4 cm de sustrato de arena desinfectada sin comprimir para garantizar una buena aireación.

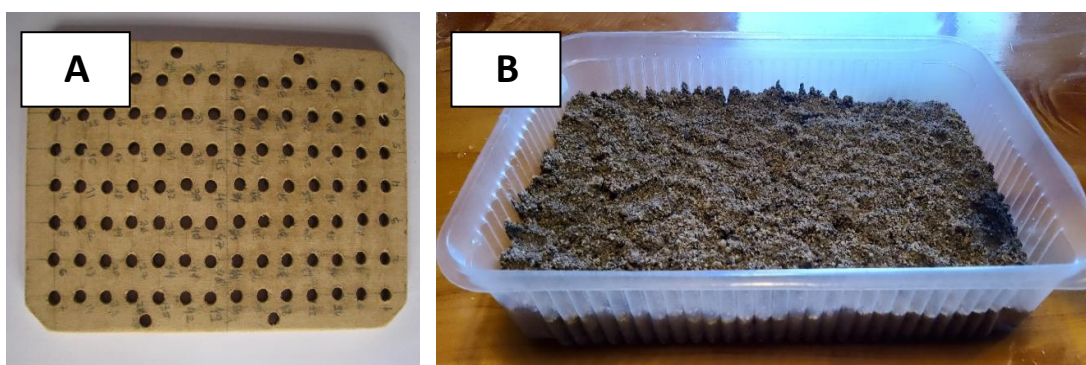


Figura 12. A) Matriz con agujeros equidistantes utilizada para la siembra de semillas, B) Bandejas de plástico con sustrato.

Las semillas se cubrieron con una capa de 10-20 mm de sustrato, siguiendo la metodología propuesta por ISTA (2023). Las bandejas se colocaron en repisas, rotándose periódicamente en función de generar el mismo microambiente para todas las muestras, homogeneizando al máximo posible las condiciones de radiación, humedad relativa y temperatura. Las mismas se mantuvieron con riego periódico evitando que se seque el sustrato. Durante 60 días se realizó un seguimiento periódico (cada tres días), registrando la emergencia de las plántulas (Fig. 13). Cada plántula emergida se

sacó de la bandeja para evitar errores en el conteo y evitar que afecten al desarrollo de otras plántulas.



Figura 13. Fotografías mostrando algunas de las plántulas emergidas en las bandejas. A) *Discaria chacaye*, B) *Maytenus boaria*, C) *Austrocedrus chilensis* y D) *Schinus patagonica*

Datos morfométricos (área, perímetro, largo y ancho)

Se seleccionaron al azar 30 semillas de 5 individuos por especie y GA a fin de registrar los datos morfométricos: área, perímetro, largo máximo y ancho (calculado como la longitud del eje perpendicular a aquél que determina el largo máximo). El factor sitio no se tuvo en cuenta, dado el desbalance en los grados de afectación y/o especies presentes en los mismos, al igual que su combinación. En el caso particular de *M. boaria* las mediciones se realizaron sobre semillas que aún presentaban su arilo. Por otra parte, en *A. chilensis* las semillas se despojaron de sus alas antes de medirlas. De cada semilla se tomó una fotografía con una cámara Canon Power Shot S5IS. Para la toma de las fotografías se procuró que la incidencia e intensidad lumínica sea lo más homogénea posible en todas las semillas y se intentó disminuir las sombras proyectadas sobre y alrededor de las semillas. Cada una de las fotografías se analizó con el software ImageJ Fiji, el cual se utilizó para medir el área, perímetro, largo y ancho de las semillas.

2.4. Análisis estadísticos

Para analizar las variaciones en el porcentaje de germinación de las semillas, se aplicaron, para cada especie, modelos mixtos analizando los efectos de: (1) el tipo de afectación, (2) el peso medio de las semillas y (3) el DAP de la planta de la que se obtuvo cada pool de semillas. El sitio de colecta de las semillas fue considerado como un factor aleatorio dentro del modelo. Considerando que el porcentaje de viabilidad se estimó a escala de pool de

semillas, se probaron modelos lineales asumiendo una distribución normal de los residuos. Luego de transformar los datos de viabilidad a su raíz cuadrada, en todos los modelos se constató el supuesto de normalidad, por lo que se optó por utilizar estos modelos en vez de aplicar modelos logísticos. En los casos en que no se constató homogeneidad de varianza de los residuos, se aplicaron modelos de varianza heterogénea con la función *varIdent* en el paquete R. Las pruebas de hipótesis de los efectos fijos se realizaron mediante análisis de Devianza tipo II.

Mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Sokal y Rohlf, 1981), para cada especie se comparó entre GA, el número de días transcurridos hasta alcanzar el 50 y el 100% de germinación final. Adicionalmente, a fin de analizar la relación entre el peso de las semillas y la velocidad de germinación, se calculó la correlación entre el peso medio de las semillas y los días transcurridos hasta alcanzar el 50 y 100% de germinación final, mediante el coeficiente de correlación de Spearman.

Las variaciones en la morfometría de las semillas (perímetro, área y relación ancho/largo) asociadas al GA, se analizaron, para cada especie, mediante un ANOVA de una vía. Dado que las semillas utilizadas para este análisis se seleccionaron al azar dentro de cada GA, sin tener en cuenta el sitio de procedencia, en este caso no se aplicaron modelos mixtos. Para cada modelo se comprobaron los supuestos de homogeneidad de varianzas y normalidad necesarios para el análisis de varianza mediante métodos gráficos de residuales y gráficos cuantil-cuantil. En el caso del supuesto de normalidad se realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov con la modificación de Lilliefors. En el caso de no cumplirse los supuestos, se aplicó transformación raíz cuadrada de la variable respuesta.

En aquellos casos donde se verificó la existencia de efectos diferenciales del GA se realizaron test a posteriori de Tukey.

En todos los análisis estadísticos se adoptó un nivel de significancia del 5%.

Resultados

3. Resultados

3.1. Poder germinativo

Entre las especies estudiadas, *D. chacaye* fue la que presentó, en términos generales, el mayor poder germinativo, mientras que los menores valores se observaron para *M. boaria* (Fig. 14). En ningún caso, el poder germinativo superó el 40% en promedio. En el caso de *D. chacaye*, el GA tuvo un efecto significativo sobre el poder germinativo, mientras que para *A. chilensis* el efecto fue marginalmente significativo (Figs. 14). No se confirmó efecto significativo del DAP en estos casos (Tabla 1; Fig. 16). En cuanto al peso medio de las semillas en ambas especies, se relacionó positivamente con el poder germinativo, observándose, en las plantas con AM, los mayores porcentajes de germinación (Fig. 15). Adicionalmente, en *D. chacaye*, las plantas con AT presentaron el menor poder germinativo y las plantas C y las de AA valores intermedios entre las anteriores, mientras que para *A. chilensis* las plantas con AA y AT obtuvieron los menores valores y las C valores intermedios (Fig. 14).

En *S. patagonica*, se confirmó varianza heterogénea entre GA (las plantas C tendieron a tener mayor variabilidad que las demás), por lo que se aplicó un modelo considerando este aspecto. A partir de dicho modelo se confirmó un efecto significativo sobre el poder germinativo del GA (Fig. 14), como así también del DAP y del peso medio de las semillas, en ambos casos positivo (Tabla 1; Figs. 15 y 16). En esta especie, las semillas derivadas de plantas C fueron quienes presentaron mayor poder germinativo, mientras que los menores valores de esta variable se observaron para las plantas de AA.

El poder germinativo en *M. boaria* fue menor a 10% para todos los tratamientos (Fig. 14). No obstante, las plantas de AT presentaron menor poder germinativo que las demás. No se confirmó efecto significativo del DAP (Fig. 15) ni del peso medio de las semillas sobre el poder germinativo (Tabla 1; Fig. 16). En este caso se aplicó un modelo de varianza heterogénea, porque las plantas con AT presentaron poder germinativo muy cercano a 0 y, por lo tanto, baja varianza.

El efecto del factor sitio, fue bajo en para el *A. chilensis* y casi nulo para *D. chacaye* y *M. boaria*, observándose que la inclusión de dicho efecto explicó

un bajo porcentaje de la variación no explicada por el modelo (Tabla 2). El mayor efecto de sitio se observó para *S. patagonica* con el 97% de la variación no explicada por el modelo asociado al factor aleatorio.

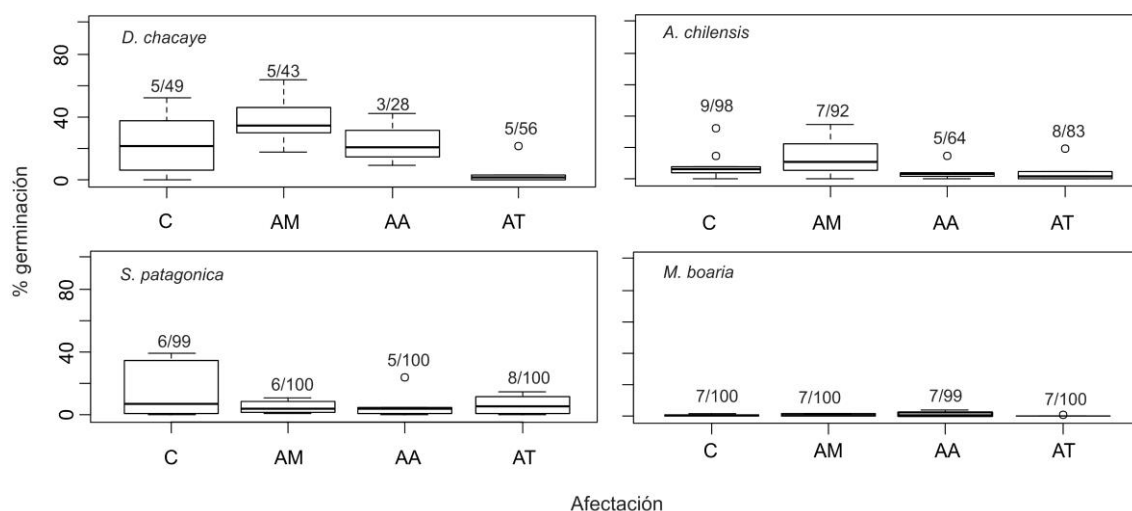


Figura 14. Poder germinativo (% germinación) obtenido para semillas de individuos de las cuatro especies estudiadas, bajo distintos grados de afectación por fuego. Referencias: C = control, AM = afectación media, AA = afectación alta, AT = afectación total, A/B (parte superior de las cajas) = número de individuos utilizados para la colecta de semillas por GA / número medio de semillas sembradas por individuo.

Tabla 1. Estadístico y nivel de significancia de los efectos fijos probados en los modelos mixtos para cada especie. Los valores en negrita muestran los casos en que se corroboró efecto.

Especie	Afectación		DAP		Peso medio semillas	
	Chi ²	<i>p</i>	Chi ²	<i>p</i>	Chi ²	<i>p</i>
<i>D. chacaye</i>	13,90	0,003	2,63	0,10	15,73	<0,001
<i>A. chilensis</i>	7,79	0,050	0,27	0,60	16,86	<0,001
<i>S. patagonica</i>	10,50	0,015	565,53	<0,001	13,54	<0,001
<i>M. boaria</i>	12,16	0,006	3,2	0,053	0,07	0,79

Tabla 2. porcentaje de variación asociado al sitio (factor aleatorio) en los modelos mixtos analizados

Efecto aleatorio	<i>D. chacaye</i>	<i>A. chilensis</i>	<i>S. patagonica</i>	<i>M. boaria</i>
Sitio	0	6,45	97,2	0
Residual	100	93,55	2,8	100

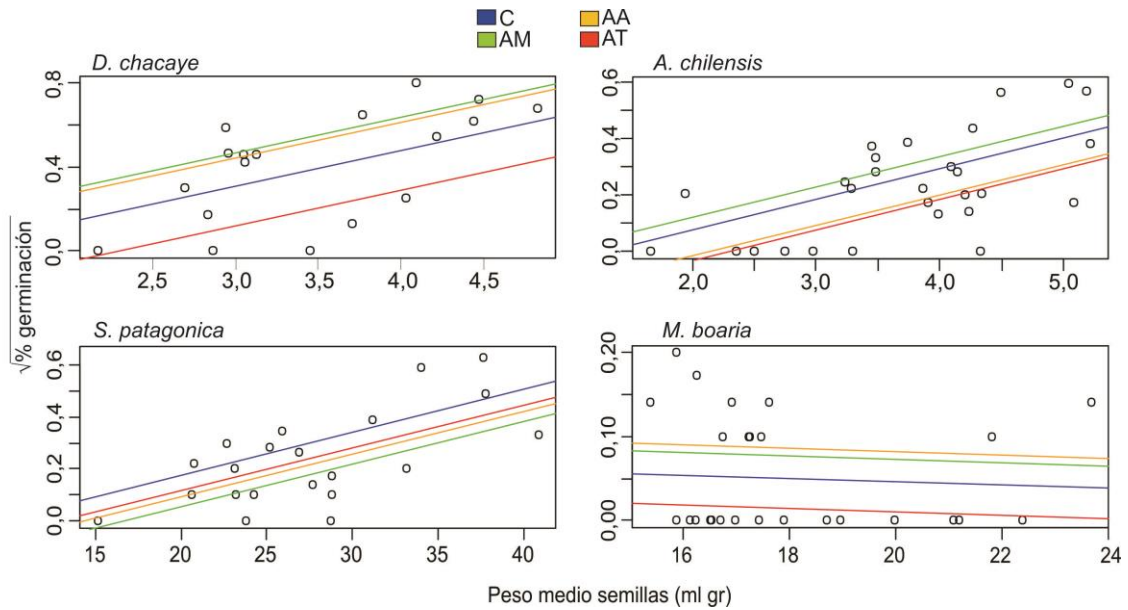


Figura 15. Relación entre el poder germinativo (% germinación transformado a raíz cuadrada) y el peso medio de las semillas, en mm, para cada especie y grado de afectación. Referencias: C = control, AM = afectación media, AA = afectación alta, AT = afectación total.

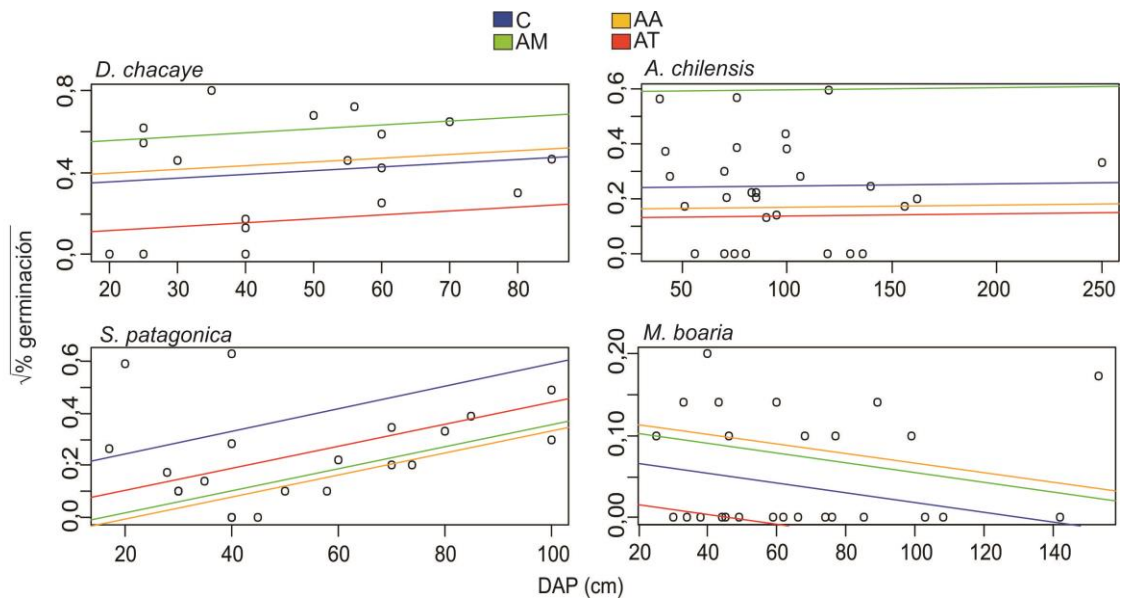


Figura 16. Relación entre el poder germinativo (% germinación transformado a raíz cuadrada) y el DAP para cada especie y GA. Referencias: C = control, AM = afectación media, AA = afectación alta, AT = afectación total.

En ninguna de las especies se encontraron variaciones significativas entre GA respecto a los días transcurridos hasta alcanzar el 50 y el 100% de germinación final (en todos los casos, test de Kruskal-Wallis $p > 0,05$).

En este sentido, *D. chacaye* fue la especie que presentó germinación más rápida, mientras que *M. boaria* la más lenta; *A. chilensis* y *S. patagonica* presentaron resultados intermedios (Tabla 3).

Asimismo, sólo se observó para *S. patagonica* una correlación significativa y positiva entre el peso medio de las semillas y los días transcurridos hasta alcanzar el 100% de germinación final (Spearman $r = 0,53$). No se confirmaron correlaciones significativas entre el peso de las semillas y los días hasta alcanzar 50 y 100% de germinación final para las demás especies.

Tabla 3. Valor medio (\pm desvío estándar) de los días transcurridos hasta alcanzar el 50% y el 100% de germinación final, para las cuatro especies de estudio.

Especie	Días hasta 50% germinación	Días hasta 100% germinación
<i>D. chacaye</i>	13,9 (6,2)	32,8 (13,8)
<i>A. chilensis</i>	27,5 (9,5)	48,9 (9,4)
<i>S. patagonica</i>	21,2 (8,7)	43,3 (15,4)
<i>M. boaria</i>	50 (9,9)	55,5 (6,0)

3.2. Morfometría de las semillas

El área de las semillas presentó variaciones significativas entre GA en tres de las cuatro especies estudiadas (*D. cachaye*, *A. chilensis* y *M. boaria*), mientras que en todas las especies se confirmaron variaciones significativas en el perímetro (Tabla 4). Para *D. cachaye* todos los GA redujeron en mayor o menor medida la superficie y el perímetro de las semillas (la AT y AA redujeron más que la AM), aunque la prueba a posteriori sólo indicó una reducción significativa del tamaño de las semillas para las plantas con AT y AA con respecto al control. En el caso del *A. chilensis*, las semillas de las plantas con AM presentaron mayor superficie y perímetro que las semillas de las plantas C y AT, mientras que las de AA mostraron valores intermedios entre ambos grupos (Figs. 17 y 18). En el caso de la *S. patagonica*, no existieron diferencias en el área de las semillas de plantas con los diferentes GA. Por otra parte, las plantas de esta especie con AT presentaron mayor perímetro que las plantas control, mientras que aquellas con AM y AA presentaron valores intermedios

(Fig. 18). En el caso del *M. boaria*, las semillas con AA tuvieron menor área y perímetro que las de AT, observándose valores intermedios en las semillas bajo la condición control y AM.

Los ANOVA's realizados para comparar la relación largo/ancho de las semillas, sólo mostraron variaciones significativas entre GA para *D. chacaye* y *S. patagonica* (Tabla 4). En el caso de *D. chacaye*, las semillas de plantas con AA presentaron una forma más alargada (i.e. mayor relación largo/ancho) que para los otros GA (Fig. 19).

Para *S. patagonica*, las semillas no afectadas fueron más alargadas que las de afectación parcial (AM y AA), pero no existieron diferencias entre ambos grupos y las de AT (Fig. 19).

Tabla 4. Resultados de los ANOVA aplicados para comparar variables morfométricas de semillas derivadas de individuos con distinto grados de afectación por especie.

Especie	Área		Perímetro		Largo/ancho	
	F	p	F	p	F	p
<i>D. chacaye</i>	6,73	<0,001	5,66	0,001	4,54	0,004
<i>A. chilensis</i>	4,48	0,005	6,31	<0,001	0,63	0,59
<i>S. patagonica</i>	2,32	0,078	2,94	0,035	6,05	<0,001
<i>M. boaria</i>	3,95	0,010	3,22	0,025	0,87	0,450

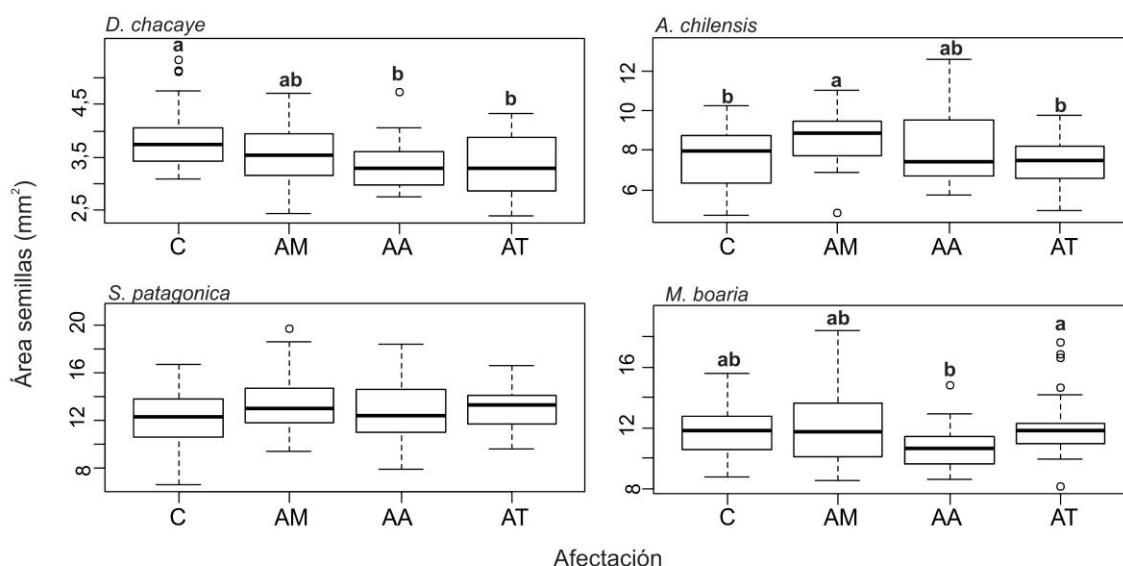


Figura 17. Variación en el área de las semillas para los diferentes grados de afectación, para las cuatro especies de estudio. Las letras en la parte superior de las cajas indican diferencias significativas entre GA (prueba de Tukey). Referencias: C = control, AM = afectación media, AA = afectación alta, AT = afectación total.

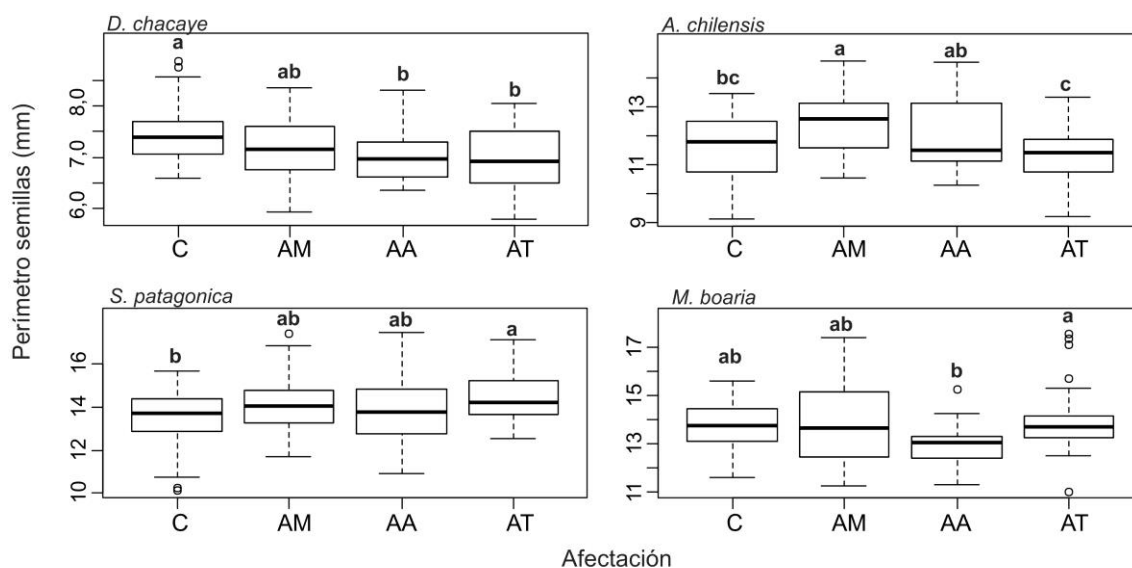


Figura 18. Variación en el perímetro de las semillas para los diferentes grados de afectación para las cuatro especies de estudio. Las letras en la parte superior de las cajas indican diferencias significativas entre GA (prueba de Tukey). Referencias: C = control, AM = afectación media, AA = afectación alta, AT = afectación total.

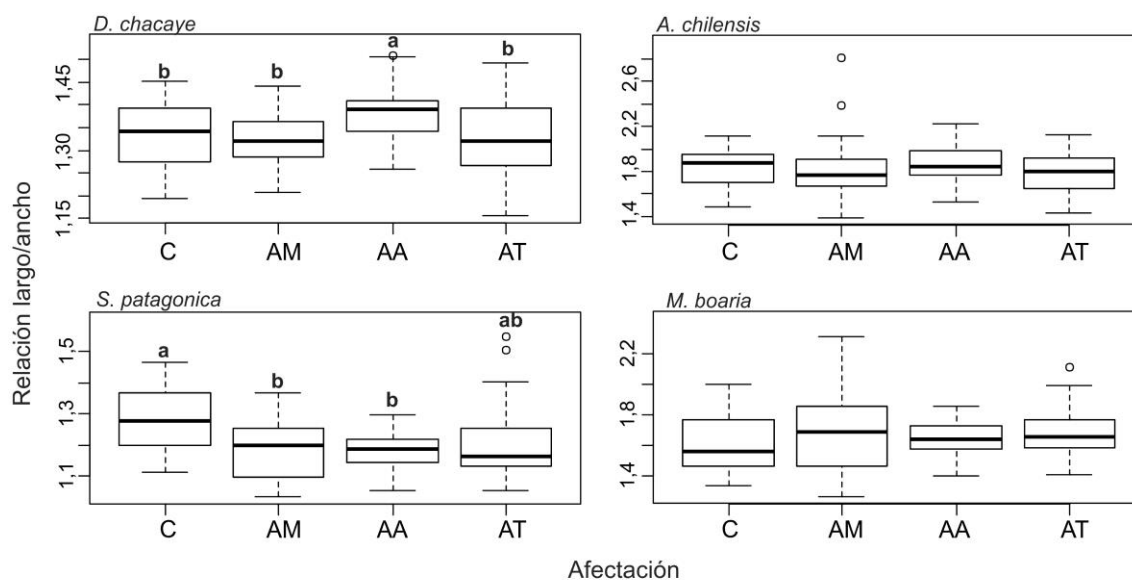


Figura 19. Variación en el relación largo/ancho de las semillas para los diferentes grados de afectación para las cuatro especies de estudio. Las letras en la parte superior de las cajas indican diferencias significativas entre GA (prueba de Tukey). Referencias: C = control, AM = afectación media, AA = afectación alta, AT = afectación total.

Discusión

4. Discusión

4.1. Germinación de las semillas

Bajo la hipótesis de que individuos adultos de especies con distintas estrategias de regeneración post-fuego tendrían, a su vez, distintas capacidades para mantener semillas viables al ser indirectamente afectados por dicho disturbio, en este trabajo se analizó el porcentaje de viabilidad de semillas obtenidas de ejemplares con distintos GA. Entre las especies estudiadas, se predijo que *A. chilensis*, al ser no rebrotante, sería la especie con mayor resistencia de la viabilidad de sus semillas ante los efectos del fuego. En este sentido, se obtuvieron algunos resultados que concuerdan con esta hipótesis ya que, para esta especie, los ejemplares con AM (el menor de los GA probados) fueron los que mayor poder germinativo presentaron, luego de extraer el efecto de otras variables como el peso medio de las semillas. No obstante, el GA tuvo un efecto marginal, el cual estaría principalmente explicado por las diferencias de potencial de germinación entre las plantas con AM (las de mayor viabilidad) y las de AT (las de menor viabilidad). Esto sugiere cierta tolerancia de las semillas de *A. chilensis* ante una baja afectación por fuego. En algunas especies se ha observado que la exposición al humo o al calor pueden actuar como señales que estimulan la germinación de las semillas (Keeley y Fotheringham, 1998; Morris, 2000). Para *A. chilensis*, los resultados del presente trabajo respecto a las diferencias entre las semillas de AM y las C, dan indicios sobre una estimulación de la germinación ante efectos asociados al fuego, aunque dadas las tendencias observadas y el número de muestras, sería importante ampliar este estudio a futuro.

Entre las demás especies estudiadas, todas con capacidad rebrotante, *D. chacaye* fue la que presentó mayor tolerancia a la afectación por fuego respecto al poder germinativo. En este sentido, si bien las plantas con AT tuvieron muy poco poder germinativo, no se observaron reducciones en el poder germinativo entre plantas con los demás GA y las C. Incluso, las plantas con AM fueron las que mayor poder germinativo presentaron, observándose valores similares entre las C y las de AA. En la familia Rhamnaceae se ha documentado previamente que la exposición al calor estimula la germinación de las semillas, mediante mecanismos que permiten romper la dormancia

(Pausas y Lamont 2022). Este resultado sugiere que esta especie tendría una estrategia de regeneración post-fuego mixta, con alta capacidad de rebrote y, a la vez, alta tolerancia de las semillas al fuego. En la especie *Ochetophyla trinervis*, cercanamente emparentada con *D. chacaye*, se ha observado que un alto porcentaje de germinación de semillas en condiciones controladas, no necesariamente se traduce en un alto porcentaje de germinación a campo (Reyes et al., 2011). A partir de los resultados aquí observados y dada la evidencia previa para esta familia, no puede descartarse que en estas especies la exposición al calor estimule el reclutamiento en condiciones naturales. Los datos obtenidos, tanto para *D. chacaye* como para *A. chilensis*, deberían ser contrastados con el conteo de plántulas alrededor de ejemplares de estas especies afectados por fuego, a fin de corroborar si la afectación por fuego estimula efectivamente el reclutamiento.

En el caso de *S. patagonica*, los resultados encontrados para el poder germinativo fueron consistentes con la hipótesis previamente planteada. Se registró significancia en el efecto del GA sobre el poder germinativo, las plantas control presentaron un porcentaje promedio de germinación de aproximadamente el doble que las afectadas. A su vez, la mayor parte de la variación en el poder germinativo se asoció al DAP y al peso medio de las semillas siendo menos explicado por el GA. Esto podría explicarse por el bajo tamaño de muestras. En este sentido, esta fue la única especie en la que el DAP se asoció significativamente con el poder germinativo de las semillas, siendo esta relación positiva. Este resultado podría ser de utilidad en planes de restauración, a la hora de evaluar potenciales aportes de diferentes individuos como semilleros.

Para *M. boaria*, los bajos porcentajes de germinación observados no permiten extraer conclusiones respecto al efecto del fuego sobre la viabilidad de las semillas, más allá de la casi nula germinación observada para las semillas de plantas con AT. La baja germinación en las semillas de esta especie podría relacionarse con factores de los sitios de cosecha y/o con el tratamiento de las semillas post-cosecha, sabiendo que a las semillas de maitén se las considera con una baja capacidad de almacenamiento por ser recalcitrantes (Camelio y Cabello, 1996).

Dados los resultados antes expuestos, se confirma parcialmente la primera hipótesis, aunque las variaciones inter-específicas impiden generalizar sobre la resistencia al fuego de semillas de especies con y sin capacidad rebrotante. En este sentido, si bien para algunas especies como *A. chilensis* y *S. patagonica*, los resultados mostraron tendencias similares a las esperadas, las variaciones observadas no siempre se confirmaron estadísticamente. Cabe considerar que estos resultados representan una primera etapa en el conocimiento de las capacidades de regeneración por semillas post-fuego de estas especies, ya que sería importante a futuro probar la germinación en condiciones de campo. Las condiciones ambientales en sitios recientemente quemados imponen presiones de selección que pueden afectar diferencialmente a las plántulas de distintas especies, lo cual es necesario evaluar para inferir sobre las capacidades de regeneración post-fuego mediante semillas en cada especie en particular (Keeley et al., 2011).

Con respecto a la velocidad de germinación, medida según los días transcurridos hasta alcanzar el 50% y el 100% de la germinación final, los resultados obtenidos no muestran diferencias dadas por los GA. *D. chacaye* fue la especie que tardó menos días para llegar al máximo de su germinación final y *M. boaria* fue la última en obtenerla. Esto podría atribuirse a que el tiempo de almacenamiento fue demasiado largo y/o a que las diferentes especies requieren distintos tratamientos previos a la germinación. *M. boaria* alcanzó el 50% casi al finalizar los días de conteo (a los 50 días) y su primera plántula surgió en el día 27. Sabiendo que sus semillas presentan arilo, el cual tiene un efecto inhibitorio muy significativo sobre la germinación (Camelio y Cabello, 1996), y que las mismas deben pasar por un proceso de escarificación que les permita la absorción de agua (Donoso Zegers et al., 2013), podría suponerse que el tiempo de almacenamiento puede modificar el arilo haciéndolo cada vez más duro. Como consecuencia la imbibición de las semillas se vería modificada, pudiendo necesitar más tiempo para que la misma ocurra. Esto concuerda con el trabajo de Donoso Zegers (1985) que muestra que semillas de maitén sembradas en tierras de montaña germinaron un año después de la siembra, situación que hace suponer que pueden requerir de un período de estratificación más largo, o bien, de un almacenamiento frío de más tiempo que permita la maduración de las semillas (post-maduración).

En cuanto a *D. chacaye*, no requiere pre-tratamiento antes de su germinación y además la viabilidad de sus semillas podría no verse modificada por el tiempo de almacenamiento. *S. patagonica* y *A. chilensis* obtuvieron resultados intermedios. En este sentido, el avanzar en el conocimiento y elaboración de protocolos de conservación de las semillas de cada especie para mantener su calidad, dado que no hay trabajos específicos que evalúen sus condiciones de almacenamiento (temperatura y contenido de humedad) para conservar su viabilidad es de suma importancia (Urretavizcaya et al., 2016).

El tiempo de conteo podría considerarse correcto para *D. chacaye*, *S. patagonica* y *A. chilensis* dado que el máximo de germinación ocurrió a los 33, 49 y 43 días respectivamente, pero en el caso de maitén esto se alcanzó a los 55 días. De esta forma, en este último caso, se podría considerar que si los tiempos de almacenamiento de las semillas son prolongados debería también aumentarse los tiempos de conteo. La realización de trabajos que prueben esto podrían ser de gran utilidad al momento de realizar los protocolos para el análisis de germinación.

4.2. Morfometría de las semillas

A escala intra-específica, el peso de las semillas influyó significativamente sobre su viabilidad en tres de las especies estudiadas (*A. chilensis*, *S. patagonica* y *D. chacaye*). Por otra parte, las dos especies con mayor tolerancia del potencial germinativo ante el efecto del fuego, fueron las que presentaron las semillas más livianas, contrario a lo esperado según evidencias previas (Ribeiro et al., 2015). En el caso de *M. boaria* no se encontró esta relación, lo cual se relaciona con el bajo poder germinativo registrado para esta especie. Debido al bajo tamaño de muestras, no fue posible estudiar el efecto de la interacción entre el GA y el peso medio de las semillas sobre el poder germinativo. Este análisis hubiera permitido inferir acerca de si la relación entre el peso de las semillas y el poder germinativo es estable entre los distintos GA. No obstante, en análisis preliminares no se confirmaron variaciones respecto al peso medio de las semillas entre distintos GA en ninguna de las especies (datos no mostrados), lo cual da idea de que la

afectación por fuego no afecta la relación entre el peso de las semillas y el poder germinativo.

Respecto al tamaño de las semillas, las cuatro especies presentaron variaciones en el tamaño de sus semillas asociadas al GA. En el caso de *D. chacaye*, el área y el perímetro de las semillas fue máxima en las plantas C, y menor en las plantas con AA y AT, mientras que las con AM presentaron valores intermedios.

Para *A. chilensis*, las semillas de plantas con AM presentaron mayor área y perímetro que las C y las de AT, mientras que las de AA presentaron valores intermedios. Este resultado refuerza la idea de que la exposición al fuego induce cambios en las características de las semillas en esta especie, lo cual, dado lo mencionado anteriormente, podría impactar en el poder germinativo. Si relacionamos este resultado con el observado para la germinación de las semillas, que fue mayor asociada a la AM, podría sugerirse una estimulación de la germinación de las semillas por escarificación asociada a dicha afectación. En cuanto a *M. boaria*, no se observó un patrón claro respecto a la relación entre el área de las semillas y la afectación, pero si se observó que las semillas con AT tuvieron mayor área que las restantes. Estos resultados podrían estar influenciados por factores externos como por ejemplo la disponibilidad hídrica o de nutrientes. En el caso de *S. patagonica*, los GA no modificaron el área de las semillas (aunque este resultado estuvo cerca del nivel de significancia), pero sí el perímetro, observándose mayores valores en las plantas con AT con respecto a las C. Sin embargo, para estas especies el mayor tamaño de las semillas no implicó mayor poder germinativo.

Las semillas de *A. chilensis* y *D. chacaye* son las de menor tamaño entre las especies estudiadas y son las que tuvieron mayores valores de porcentaje de germinación en algunos de los GA diferentes del C en relación con las restantes. Es posible inferir entonces que el pequeño tamaño de estas semillas se relacione con la capacidad de resistir al fuego. En otros trabajos se ha mencionado que el tamaño y forma de las semillas, al condicionar aspectos como la relación superficie/volumen y la forma en que éstas se incorporan al suelo, se relacionan con la resistencia al fuego (Ruprecht et al., 2015). El pequeño tamaño de las semillas de *A. chilensis* y *D. chacaye* (que podrían facilitar que las semillas se entierren en el suelo) junto con la resistencia a la exposición al calor, podrían asociarse a la estrategia de regeneración de éstas

luego de incendios. Adicionalmente, considerando que en este estudio las semillas se cosecharon de ejemplares en pie, puede pensarse que la protección de las semillas por el fruto en el caso de *D. chacaye* y en el cono en *A. chilensis*, podría tener relación con los resultados encontrados. La comprobación de esto estuvo fuera de los alcances de este trabajo, pero sería de gran importancia la evaluación de la tolerancia de los distintos tipos de frutos a la afectación por el fuego. Además, tanto en *A. chilensis* como en *D. chacaye* el calor podría actuar como agente escarificador promoviendo la germinación de estas semillas. Este resultado no favorecería la hipótesis de que las diferentes estrategias reproductivas están relacionadas diferencialmente a la tolerancia a los incendios en las semillas, pudiendo deberse más a una característica intrínseca de la especie como por ejemplo la formación de bancos de semillas transitorios, donde el calor activaría la germinación las semillas (Herranz et al., 1998; Paula y Pausas, 2008).

Con respecto a la relación largo/ancho se encontró que sólo dos de las cuatro especies modificaron este aspecto de la morfología de sus semillas según el GA, ambas con estrategias reproductivas mixtas. Una de ellas fue *D. chacaye*, en la cual las semillas con AA presentaron una forma más alargada comparadas con el resto de los GA, los cuales no se diferenciaron entre sí. La otra que modificó su forma fue *S. patagonica*, pero en este caso el C presentó una forma más alargada que los restantes GA. Sin embargo, esta relación no fue lineal ya que la AT presentó una relación largo/ancho intermedia entre el control y los restantes GA. Esto podría deberse al efecto de sitio encontrado para esta especie.

Considerando estos resultados, *S. patagonica* y *D. chacaye*, ambas rebrotantes, son las únicas especies que presentaron variaciones en la forma de las semillas por efecto del fuego. En el caso de *S. patagonica*, esas modificaciones (que implican, ante afectación, semillas más redondeadas) presentan cierta relación con menor poder germinativo, por lo cual podrían reflejar efectos detrimentales de la exposición al fuego. En este caso, la adopción de una forma más redondeada podría reflejar una dilatación de las semillas. Para los casos de *A. chilensis* y *M. boaria* no hubo modificación de la relación largo/ancho de sus semillas con los diferentes GA. En ambos casos la forma de sus semillas C es prominentemente más larga que ancha mientras que las de *S. patagonica* y *D. chacaye* presentan una forma más redondeada.

Es posible que las semillas con formas más redondeadas sean más propensas a modificar su forma al estar expuestas al fuego.

4.4. Diámetro a la altura del pecho (DAP)

Dentro de las cuatro especies estudiadas *S. patagonica* fue la única que tuvo una relación entre el DAP y el poder germinativo, resultando en que las plantas con mayor diámetro tienen mayor porcentaje de sus semillas germinadas. En el caso de *M. boaria*, al contrario de lo que se observó en *S. patagonica*, hay una ligera tendencia a que las plantas con mayor diámetro reduzcan el poder germinativo de sus semillas. Además, es importante destacar que tres de los sitios muestreados habían sufrido incendios previos al incendio de estudio. Como *S. patagonica*, *D. chacaye* y *M. boaria* tienen la capacidad de rebrotar, el DAP podría no ser representativo de la edad de estas. No así en el caso de *A. chilensis* el cual no tuvo una influencia del DAP en el porcentaje de germinación. Este resultado podría ser relevante, desde el punto de vista del manejo post-fuego, a la hora de evaluar posibles individuos semilleros.

4.5. Conclusiones y futuras líneas de investigación

Las especies de matorral son generalmente heliófilas y rebrotantes, características que les permiten su persistencia y regeneración en ambientes disturbados. Esta condición les confiere la posibilidad de ser las primeras en recolonizar las áreas afectadas luego de un incendio. Por otro lado, *A. chilensis* es una especie que depende de factores externos para su persistencia y reproducción dado que genera bancos de semillas transitorios. Estas condiciones permiten el desarrollo de un ciclo sucesional post-fuego, donde los arbustos generan micrositios para que *A. chilensis* pueda germinar y establecerse. Todo esto es relevante siempre y cuando las semillas no se vean afectadas por el fuego.

En este caso el incendio se produjo en el momento en que los árboles se encontraban en dispersión de sus semillas y es por ello que este trabajo toma relevancia como inicio para el estudio de una etapa previa al ciclo sucesional, analizando cómo afecta el calor del fuego al porcentaje de semillas de árboles

afectados parcialmente. Esta información es relevante para el manejo de sitios quemados, sobre todos para aquellos sitios periféricos, en los que los árboles han sido afectados, pero no quemados directamente. Los resultados muestran que dichos individuos pueden ser altamente relevantes para la recuperación post-fuego de esta especie, dado que se encontró cierta inducción a la germinación ante la afectación. El aumento proyectado en la severidad de los incendios en esta región (Veblen et al., 2008) y los múltiples factores que atraviesa *A. chilensis*, como el cambio climático y el “mal del ciprés”, lo ubican en una situación de especie casi amenazada (Amoroso et al., 2012; Matskovsky et al., 2021); y hacen que sea de vital importancia reconocer que mecanismos permitirían su supervivencia.

Las complicaciones al momento de la cosecha de semillas fueron determinantes en este trabajo, condicionando los muestreos realizados y determinando que algunos resultados deban considerarse en forma preliminar. Tener la posibilidad de poder replicar este trabajo con un incendio de menor severidad sería de mucha ayuda para poder establecer parámetros que relacionen la severidad del fuego y las capacidades de las especies que conforman las etapas sucesionales aportando, en principio, a prever la recuperación pasiva de las áreas afectadas y en consecuencia establecer si es necesaria una recuperación activa del ambiente disturbado. De este modo, es de vital importancia conocer el comportamiento de cada especie y de cada etapa fenológica atravesada por un disturbio como lo es un incendio. Desde este punto de vista, este trabajo podría ser un inicio a futuros trabajos que desarrollen planes de restauración, a la hora de evaluar potenciales aportes de diferentes individuos como semilleros.

Bibliografía

5. Bibliografía

- Agee, J. K. (1993). *Fire Ecology of Pacific Northwest Forests*. Island Press. Washington, D.C.
- Alcaraz, A. J. (2012). Biomás templados. *Geobotanica*, Tema 27, pp. 1-4.
- Allen, C. D.; Macalady, A. K.; Chenchouni, H.; Bachelet, D.; McDowell, N.; et al. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259, 660-684.
- Aloras, G. (2020). El desarrollo territorial de la Comarca Andina del paralelo 42 como espacio urbano. *Tierras secuenciadas. Cordillera persistente. Territorio, cultura, producción y paisaje en la Patagonia Argentina*. Extramuros ediciones, pp 203-217.
- Amoroso, M. M.; Daniels, L. D. y Larson, B. C. (2012). Temporal patterns of radial growth in declining *Austrocedrus chilensis* forests in Northern Patagonia: The use of tree-rings as an indicator of forest decline. *Forest Ecology and Management*, 265, 62–70.
- Andrus, R. A.; Droske, C. A.; Franz, M. C.; Hudak, A. T.; Lentile, L. B.; et al. (2022). Spatial and temporal drivers of post-fire tree establishment and height growth in a managed forest landscape. *Fire Ecology*, 18, 29. <https://doi.org/10.1186/s42408-022-00153-4>
- Blackhall, M. y Raffaele, E. (2019). Flammability of Patagonian invaders and natives: When exotic plant species affect live fine fuel ignitability in wildland-urban interfaces. *Landscape and Planning*, 189, 1-10.
- Blackhall, M.; Raffaele, E. y Thomas, T. V. (2015). Efectos combinados del fuego y el ganado en matorrales y bosques del noroeste patagónico. *Ecología Austral*, 25, 1-10.
- Boberg, P.; Raffaele, E.; Chaia, E. E.; Eneström, J.; Pettersson, L. B. y D'Hertefeldt, T. (2010). The effect of high temperatures on seed germination of one native and two introduced conifers in Patagonia. *Nordic Journal of Botany*, 28, 231-239.
- Bond, W. J. y van Wilgen, B. W. (1996). *Fire and plants*. Chapman and Hall, London.

- Bondel, C. S. (2008). Transformaciones territoriales y análisis geográfico en ámbitos patagónicos de montaña. La Comarca Andina del Paralelo 14. Tesis de Doctorado en Geografía, Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación, Universidad Nacional de La Plata, La Plata.
- Brion, C.; Grigera, D. y Rosso, P. (1993). The reproduction of *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Florin et Boutelje. C R Acad Sci Paris, Sciences de la vie, 316, 721-724.
- Brockhoff, E. G.; Barbaro, L.; Castagnyrol, B.; Forrester, D. I.; Gardiner, B.; et al. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26, 3005–3035. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- Buduba, C. G.; La Manna, L. A. y Irisarri, J. A. (2020). El suelo y el bosque en la Región Andino Patagónica. En P. Imbellone, O. Barbosa (Eds.), *Suelos y vulcanismo, Argentina* (primera ed.). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Buenos Aires, Argentina, pp. 361-390. <https://doi:10.24215/25456377e139>
- Cabrera A. L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14.
- Camelio Rodríguez, M. E. y Cabello, L. (1996). Variables que afectan la germinación y producción de plantas de maitén (*Maytenus boaria* Mol.). Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales.
- Carreño, L.; Pereyra, H. y Viglizzo, E. (2009). Los servicios ecosistémicos en áreas de transformación agropecuaria intensiva. En: J. Morello y A. Rodríguez (Eds.) *El Chaco sin bosques: La Pampa o el desierto del futuro*. GEPAMAUNESCO, Buenos Aires.
- Chiminazzo, A. M.; Bertolosi Bombo, A.; Charles-Dominique, T. y Fidelis A. (2021). Your best buds are worth protecting Variation in bud protection in a fire-prone cerrado system. *Functional Ecology*. British Ecological Society. 35, 2424-2434. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13907>
- Colloff, M. J., Doherty, M. D., Lavorel, S.; Dunlop, M.; Wise, R. M.; et al. (2016). Adaptation services and pathways for the management of temperate montane forests under transformational climate change. *Climatic Change*, 138, 267–282. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1724-z>

- Currie, W. S. y Bergen, K. M. (2008). Temperate Forest. En: Encyclopedia of Ecology, S. E. Jorgensen y B. Fath (Eds). Amsterdam: Elsevier B. V. pp 3494-3503
- Dávalos Sotelo, R. (1996). Importancia económica del aprovechamiento de los bosques. *Madera y Bosques*, 2(2), 3-10.
- Donoso Zegers, C. (1995). Bosques Templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. *Ecología Forestal*. Ed. Universitaria, pp 267-287.
- Donoso Zegers, C.; Cabello, A. y Escobar, B. (2013). *Maytenus boaria* Mol. Maitén. En: Donoso Zegers C. (Ed.) Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina, Autoecología. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile, pp 366-375.
- Donoso, C. y Wendler, J. (1985). Antecedentes fenológicos y genecológicos de *Maytenus boaria*. *Bosque*, 6, 93–99.
- Dudinszky, N. y Ghermandi, L. (2013). Fire as a stimulant of shrub recruitment in northwestern Patagonian (Argentina) grasslands. *Ecological research*, 28, 981–990.
- Faggi, A. M. y Cagnoni M. (1996). Comparación florística de bosques mixtos de coihue y ciprés afectados por incendios en el noroeste de Chubut, Argentina. *Multequina*, 13-23.
- FAO (2022). El estado de los bosques del mundo 2022. Vías forestales hacia la recuperación verde y la creación de economías inclusivas, resilientes y sostenibles. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360es>
- Faúndez, A.; Faúndez, L., y Flores, R. (2017). Apuntes de botánica aplicada.
- Fenner, M. y Thompson, K. (2005). *The Ecology of seeds*. Cambridge University Press.
- Ferreira, O. R., y Jiménez, M. C. (2000). Comportamiento reproductivo tras fuego de especies forestales de Galicia. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 109-114.
- Gobbi, M., y Sancholuz, L. (1992). Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en los primeros años. *Bosque*, 13, 25–32.

- Godoy, M.; De La Fuente, L. M.; Gómez, M. y Ginocchio, R. (2020). Aspectos reproductivos, arquitectura y fenomorfología de *Maytenus boaria* Molina (Celastraceae) en Chile central. *Gayana. Botánica*, 77, 152-167.
- González, M. E.; Lara, A.; Urrutia, R. y Bosnich, J. (2011) ^a. Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33° - 42° S). *BOSQUE* 32(3), 215-219. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002011000300002>.
- González, S. B.; Guerra, P. E.; van Baren, C. M.; Di Leo Lira, P. y Bandoni, A. L. (2011) ^b. El aceite esencial de tallos y hojas de *Schinus patagonica* (Phil.) Johnst. en el ecotono de la Patagonia, Argentina. *Dominguezia*, 27, 1.
- Hanley, M.; Unna, J. y Darvill, B. (2003). Seed size and germination response: a relationship for fire-following plant species exposed to thermal shock. *Oecologia*, 134, 18-22.
- Herranz, J. M.; Ferrandis, P. y Martínez-Sánchez, J. J. (1998). Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean Leguminosae species. *Plant Ecology*, 136, 95-103.
- INBN2, (2022). "Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Nacional". Ministerio Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación.
- Ipinza, R.; Barros, S.; De la Maza, C. L.; Jofré, P. A. y González, J. M.; et al. (2021). Bosques y Biodiversidad. *Ciencia & Investigación Forestal*. 27. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.475>
- ISTA (2023). Reglas Internacionales para el Análisis de las Semillas. Publicado por: The International Seed Testing Association. Online ISSN 2310-3655
- Jaksic, F. M. y Fariña, J. M. (2015). Incendios, sucesión y restauración ecológica en contexto. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 43, 23-34.
- Jiménez-Alfaro, B.; Silveira, F. A. O.; Fidelis, A.; Poschlod, P. y Commander, L. E.; (2016). Seed germination traits can contribute better to plant community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 27, 637-645
- Keeley, J. E.; Pausas, J. G.; Rundel, P. W.; Bond, W. J. y Bradstock, R. A. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in plant science*, 16, 406-411.
- Keely, J. E. y Fotheringham, C. J. (1998). Smoke-induced seed germination in California chaparral. *Ecological Society of America*, 79, 2320-2336.
- Kitzberger, T.; Perry, G. L. W.; Paritsis, J.; Gowda, J. H.; Tepley, A. J.; Holz, A. y Veblen, T. T. (2016). Fire-vegetation feedbacks and alternative states:

- common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 54, 247-272.
- Kitzberger, T.; Tiribelli, F.; Barberá, I.; Gowda, J. H.; Morales, J. M.; et al. (2022). Projections of fire probability and ecosystem vulnerability under 21st century climate across a trans-Andean productivity gradient in Patagonia. *Science of The Total Environment*, 839. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156303>
- Kozlowski, T. T. (2002). Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stand: Implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 158, 195-221.
- Kunst, C. R.; Bravo, S. y Panigatti J. L. (2003). Fuego en los Ecosistemas Argentinos. INTA. Santiago del Estero, pp 332.
- Labbé, D. L. (2013). Efecto del fuego sobre la viabilidad y germinación de semillas en ecosistemas Patagónicos. Tesis de grado. Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Landesmann, J. (2009). Refugios de fuego de *Austrocedrus chilensis* y su función en la expansión del bosque sobre el matorral en el noroeste de la Patagonia. Tesis de doctorado. Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias.
- Landesmann, J. B. y Morales, J. M. (2018). The importance of fire refugia in the recolonization of a fire-sensitive conifer in northern Patagonia. *Plant Ecology*, 219, pp 455-466.
- Lebed, O. (1993). Reproducción de Plantas Nativas. Dirección de Bosques. Ministerio de Recursos naturales.
- Little, S. (1974). Effects of fires on temperate forests: Northeastern United States. En T. Kozlowski y C. Ahlgren (Eds) *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York, pp 225-250.
- Luna, B.; Moreno, J. M.; Cruz, A. y Fernández-González, F. (2007). Heat-shock and seed germination of a group of Mediterranean plant species growing in a burned area: an approach based on plant functional types. *Environmental and Experimental Botany*, 60, 324-333.

- Mantero, G.; Morresi, D.; Negri, S.; Anselmetti, N.; Lingua, E.; et al. (2023). Short-term drivers of post-fire forest regeneration in the Western Alps. *Fire Ecology* 19. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00182-7>
- Martín Sanz, R.C.; Santos del Blanco, L.; Tonnabel, J.; Callejas-Díaz, M.; Notivol, E.; Chambel, M.R. Martín, R. y Climent, J. (2017). Serotinia, carácter adaptativo clave en pino carrasco: influencia de factores endógenos y exógenos. 7mo Congreso Forestal Español: Gestión del Monte: servicios ambientales y bioeconomía, pp 26-30. Plasencia, Cáceres, Extremadura. Sociedad Española de Ciencias Forestales. ISBN 978-84-941695-2-6
- Matskovsky, V.; Venegas-González, A.; Garreaud, R.; Roig, F. A.; Gutiérrez, A. G.; et al. (2021). Tree growth decline as a response to projected climate change in the 21st century in Mediterranean mountain forests of Chile. *Global and Planetary Change*, 198.
- Mattenet, F. J.; Piggot, N.; Andreanelli, V.; Quevedo, C. V.; Monaco, M. H.; et al. (2018). Conociendo los bosques de la Patagonia Argentina.
- Mohr-Bell, D.; Díaz, G.; Príncipe, R.; Gonzalez, C.; Bono, J.; Ciuffoli, L.; et al. (2019). Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo de la República Argentina, Región Forestal Bosque Andino Patagónico. Tomo I Informe. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Esquel (Chubut), Argentina, pp 87.
- Morris, E. C. (2000). Germination response of seven east Australian *Grevillea* species (Proteaceae) to smoke, heat exposure and scarification. *Australian Journal of Botany*, 48, 179 – 189.
- Ongay-Ugarteche, O.; Fermani, S., Day, M., Lagos, S. y Acordinaro, N. (2011). Manual de Bosques Nativos. Un aporte a la conservación desde la educación ambiental. Mendoza: Dirección de Recursos Naturales Renovables-Secretaría de Medio Ambiente.
- Oyarzabal, M.; Clavijo, J.; Oakley, L.; Biganzoli, F.; Tognetti, P.; et al. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28, 40-63. doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399.
- Paula, S. y Pausas, J. G. (2008). Burning seeds: germinative response to heat treatments in relation to resprouting ability. *Journal of Ecology*, 96, 543-663.

- Pausas, J. G. y Lamont, B. B. (2022). Fire-released seed dormancy -a global synthesis. *Biological Reviews*, 97, 1612–1639. 1612. <https://doi:10.1111/brv.12855>
- Pausas, J. G. y Vallejo, V. (1999). The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. En E. Chuvieco (Ed) *Remote Sensing of Large Wildfires*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Pausas, J. G.; Bradstock, R. A.; Keith, D. A. y Keeley, J. E. (2004). Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, 85, 1085-1100.
- Pausas, J. G.; Lamont, B. B.; Paula, S.; Appezzato da Glória, B. y Fidelis, A. (2018). Unearthing belowground bud banks in fire prone ecosystems. *New Phytologist*, 217, 1435-1448.
- Peña, E. y Valenzuela, L. (2008). Incremento de los incendios forestales en bosques naturales y plantaciones forestales en Chile. En A. González (Ed.), *Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección Contra Incendios Forestales, Una visión global*. USDA Forest Service GTR-PSW-208, pp. 595-612.
- Percy, K. E.; Jandl, R.; J.P. Hall, J. P. y Lavigne, M. (2003). El papel de los bosques en ciclo, la captura y el almacenamiento de carbono. *Natural Resources Canada. Boletín N° 1: Los bosques y el ciclo de carbono a nivel mundial: Fuentes y sumideros*. http://iufro-archive.boku.ac.at/iufro/taskforce/tfcs/issue1_march31_Spanisch.pdf.
- Peri, P.L.; Martínez Pastur, G. J.; Schlichter, T. M. (2021). *Uso sostenible del Bosque: Aportes desde la Silvicultura Argentina*. Ministro de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Petruzzello, M. (2014). *Playing with Wildfire: 5 Amazing Adaptations of Pyrophytic Plants*. *Encyclopedia Britannica*. <https://www.britannica.com/list/5-amazing-adaptations-of-pyrophytic-plants>.
- Pratolongo, P.; Quintana, R.; Malvarez, I.; Cagnoni, M. (2003). Comparative analysis of variables associated with germination and seedling establishment for *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron and *Acacia caven* (Mol.) Mol. *Forest Ecology and Management*, 179 15–26 10.1016/S0378-1127(02)00545-5.
- Qiu, T.; Andrus, R.; Aravena, M.; Ascoli, D.; Bergeron, Y.; et al. (2022). Limits to reproduction and seed size-number trade-offs that shape forest dominance

- and future recovery. *Nature Commun* 13, 238.
<https://doi.org/10.1038/s41467-022-30037-9>
- Raffaele, E.; Veblen, T.T.; Blackhall, M. y Tercero-Bucardo, N. (2011). Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 22, 59–71.
- Reyes, M. F.; Gobby, M. E. y Chaia, E. E. (2011). Reproductive ecology of *Ochetophila trinervis* in Northwest Patagonia. *Functional Plant Biology*, 38, 720–727.
- Ribeiro, L. C.; Barbosa, E. R. M.; Van Langevelde, F. y Borguetti, F. (2015). The importance of seed mass for the tolerance to heat shocks of savanna and forest tree species. *Journal of Vegetation Science*, 26, 1102-1111.
<https://DOI: 10.1111/jvs.12314>
- Roces-Diaz, J. V.; Santín, C.; Martínez-Vilalta, J. y Doerr, S. H. (2021). A global synthesis of fire effects on ecosystem services of forests and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20(3), 170–178. <https://doi.org/10.1002/fee.2349>.
- Ruprecht, E.; Fenesi, A.; Fodor, E. I.; Kuhn, T. y Tökölyi J. (2015). Shape determines fire tolerance of seeds in temperate grasslands that are not prone to fire. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17, 397-404.
- Rusch, V. 1989. Determinación de las transiciones de estado en bosques de lenga. Reporte CONICET, Buenos Aires, AR.
- Rusch, V. y Varela S. (2019). Bases para el manejo de bosques nativos con ganadería en Patagonia Norte: parte I. Buenos Aires: INTA Ediciones.
- Scarpati, O. y Faggi, A. M. (1996). Posibles consecuencias del cambio climático global en bosques de Lago Puelo. *Revista Facultad de Agronomía*, 16, 79-87.
- Schnabel, F.; Schwarz, J.A.; Dănescu, A.; Fichtner, A.; Nock, C.A.; Bauhus, J. y Potvin, C. (2019). Drivers of productivity and its temporal stability in a tropical tree diversity experiment. *Global Change Biology*, 25, 4257-4272.
- Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Ministerios de Salud y Ambiente de la Nación, 2005. “Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos” Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas.

- Sheldon, J. C. (1974). The influence of seed morphology and the behavior of seedling on the establishment of plants from surface-lying seeds. *Journal of Ecology*, 62, 47-66. British Ecological Society.
- Silander, J., (2001). Temperate forests: plant species biodiversity and conservation. En: S. A. Levin (Ed) *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, New York, New York, USA. pp 607-626
- Smith-Ramírez, C. (2004). The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity and Conservation*, 13, 373–393. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000006505.67560.9f>
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf (1981). *Biometry*. Ed. 2. WH Freeman and Company, New York.
- Tercero-Bucardo, N.; [Kitzberger](#), T.; [Veblen](#), T. T. y [Raffaele](#), E. (2007). A field experiment on climatic and herbivore impacts on post-fire tree regeneration in north-western Patagonia. *Journal of Ecology*, 95, 771-779.
- Tiribelli, F. (2018). Cambios en la inflamabilidad con la edad post-fuego en bosques y matorrales del NO de la Patagonia: composición, estructura y combustibles finos. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue, CRUB.
- Tumpa, K.; Vidaković, A.; Drvodelić, D.; Šango, M.; Idžojić, M; et al. (2021). The Effect of Seed Size on Germination and Seedling Growth in Sweet Chestnut (*Castanea sativa* Mill.). *Forests*, 12, 858. <https://doi.org/10.3390/f12070858>.
- Urretavizcaya, M. F. y Defossé, G. E. (2004). Soil seed bank of *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. et Bizarri related to different degrees of fire disturbance in two sites of southern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 187, 361-372.
- Urretavizcaya, M. F.; Contardi, L. T.; Oyharçabal, M. F. y Pasquini, M. (2016). Calidad de semillas de especies nativas del bosque andino patagónico de la provincia de Chubut y su importancia para la producción de plantines. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 115, pp 9-18
- Usó-Doménech, J.L.; Nescolarde-Selva, J.A.; Lloret-Climent, M. y González-Franco, L. (2018). Behavior of pyrophite shrubs in mediterranean terrestrial ecosystems (i): Population and reproductive model. *Mathematical Biosciences*, 297, 58-77, <https://doi.org/10.1016/j.mbs.2018.01.005>.

- Varela, S.; Gobbi, M. y Laos, F. (2006). Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*: efecto de la aplicación de compost de biosólidos. *Ecología Austral*, 16, 63-78.
- Veblen, T. T.; Kitzberger, T.; Raffaele, E.; Mermoz, M.; González, M. E.; et al. (2008). The historical range of variability of fires in the Andean-Patagonian *Nothofagus* forest region. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 724-741.
- Villalba, R.; Rodriguez Catón, M. R.; Montepeluso, M. S.; Amoroso, M. M.; Srur, A. M.; et al. (2022). Cambio climático, sequías extremas y dinámica forestal en la Patagonia; VI Jornadas Forestales Patagónicas: El rol de los bosques en un mundo diferente. Bariloche, Argentina, pp 329-333.
- Vose, J.M.; Peterson, D.L.; Domke, G.M.; et al. (2018). Page impacts, risks, and adaptation in the United States: Fourth national climate assessment. Washington: U.S. Global Change Research Program.
- Waring, R.H. y Running, S.W. (1998). *Forest Ecosystems: Analysis at Multiple Scales*. Academic Press, San Diego, CA, pp 37.
- Whelan, R.J. (1995). *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Zamponi, A. y Vallejos, V. H. (2008). El bosque andino patagónico en el sector de Lago Puelo, provincia de Chubut. Su aprovechamiento y degradación. En: X Jornadas de Investigación del Centro de Investigaciones Geográficas y del Departamento de Geografía 6 y 7 de noviembre de 2008 La Plata, Argentina. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación. Departamento de Geografía.
- Zhang, J.; Mayor, S. J. y He, F. (2014). Does disturbance regime change community assembly of angiosperm plants communities in the boreal forest? *Journal of Plant Ecology*, 7, 188-201. <https://doi:10.1093/jpe/rtt068>.

ANEXO 1: Cantidad de individuos y cantidad de semillas por GA, por especie para cada zona de muestreo. Expresado en n° de individuos/cantidad de semillas. Referencias: GA = grado de afectación; C = control; AM = afectación media; AA = afectación alta; y AT = afectación total.

GA POR ZONA		ESPECIE			
		<i>A. chilensis</i>	<i>S. patagonica</i>	<i>M. boaria</i>	<i>D. chacaye</i>
PONCE	C	4/400	2/200	5/500	5/246
	AM	3/247	2/200	5/500	5/214
	AA	1/57	2/200	5/493	3/83
	AT	3/300	4/400	5/500	5/280
RADAL	C	2/200	4/392	1/100	0
	AM	4/400	4/400	1/100	0
	AA	3/250	3/300	1/100	0
	AT	2/200	4/400	1/100	0
GOLONDRINAS	C	3/282	0	1/100	0
	AM	0	0	1/100	0
	AA	1/11	0	1/100	0
	AT	3/166	0	1/100	0