



EVALUACIÓN DE TÉCNICAS PASIVAS Y ACTIVAS PARA LA RECUPERACIÓN DEL BOSQUE ESCLERÓFILO DE CHILE CENTRAL

Pablo Becerra, Cecilia Smith-Ramírez, Eduardo Arellano



CHILE LO
HACEMOS
TODOS



PONTIFICIA
UNIVERSIDAD
CATÓLICA
DE CHILE



Fondo de
Investigación
del Bosque Nativo



Plantación experimental desarrollada en el proyecto, Pirque.



Bosque esclerófilo incendiado (VI región) con regeneración de especies leñosas y herbáceas de flores naranjas (*Alstroemeria ligtu*).

EVALUACIÓN DE TÉCNICAS PASIVAS Y ACTIVAS PARA LA RECUPERACIÓN DEL BOSQUE ESCLERÓFILO DE CHILE CENTRAL

Pablo Becerra¹, Cecilia Smith-Ramírez², Eduardo Arellano¹

¹Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile, Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES)

²Departamento de Ciencias Biológicas y Biodiversidad, Universidad de Los Lagos, Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile

El presente documento entrega los resultados obtenidos en el marco del Proyecto “Evaluación de técnicas pasivas y activas para la recuperación del bosque esclerófilo de Chile central” 007/2013, que ha sido financiado por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo de CONAF.

Santiago - Chile, 2018

ISBN: 978-956-14-2337-4

Autores: Pablo Becerra Osse, Cecilia Smith Ramírez, Eduardo Arellano Ogaz

Fotografías: Pablo Becerra

Impresión: Imprenta Edición

Se autoriza la reproducción parcial de la presente publicación siempre y cuando se incluya la cita correspondiente:

Becerra, Pablo; Smith-Ramírez, Cecilia; Arellano, Eduardo. 2018. Evaluación de técnicas pasivas y activas para la recuperación del bosque esclerófilo de Chile central. Santiago, Chile.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

Restauración de ecosistemas forestales

Bosque esclerófilo de Chile central

Antecedentes ecológicos para la restauración del bosque esclerófilo de Chile

OBJETIVOS

AREA GENERAL DE ESTUDIO

RESULTADOS DE ESTUDIOS DESARROLLADOS EN EL PROYECTO

Patrones de regeneración natural de especies leñosas del bosque esclerófilo bajo diferentes condiciones climáticas, incendio y cobertura de la vegetación en Chile central

Efecto de la frecuencia y antigüedad de los incendios en la recuperación de la vegetación en Chile central

Efecto de la exclusión de herbívoros, incendios y cobertura de la vegetación en la regeneración natural del bosque esclerófilo de Chile central

Establecimiento de plantas desde siembra y plantación en áreas incendiadas y degradadas de Chile central

Efecto de tratamientos de riego, sombra y suelo en la sobrevivencia y crecimiento de plantas leñosas en Chile central

Costos involucrados en los estudios desarrollados

PROPUESTA DE MEDIDAS DE RESTAURACIÓN EN BASE A LOS ESTUDIOS DEL PROYECTO

AGRADECIMIENTOS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

INTRODUCCIÓN

Restauración de ecosistemas forestales

A lo largo de la historia las acciones humanas han perturbado y reemplazado los ecosistemas naturales generando variados niveles de degradación y fragmentación (FAO 1997, Fischer & Lindenmayer 2007). Algunos ecosistemas ya casi no poseen superficies remanentes sin haber recibido algún tipo de perturbación antrópica, tales como sobreexplotación, incendios, ganadería, invasión de especies exóticas, etc. La conservación y manejo sustentable de la biodiversidad en este tipo de ecosistemas pasa primero por su recuperación. Debido a que muchos ecosistemas degradados ya no pueden recuperarse por sí solos, o esto es un proceso probablemente muy lento, se hace necesaria la implementación de medidas que gatillen o aceleren la recuperación, lo que se ha denominado restauración ecológica (Huxel & Hastings 1999, Hobbs & Harris 2001, Van Andel & Aronson 2006). Los procesos de restauración deben basarse en un ecosistema de referencia a recuperar, el cual puede variar entre el existente previo a toda intervención antrópica (ecosistema original), y el que existiría potencialmente en la actualidad considerando alteraciones poco o no manejables, por ejemplo, debido al cambio climático (Van Andel & Aronson 2006). Posteriormente se deben plantear las estrategias y técnicas que permitan llegar al ecosistema de referencia de la manera más eficiente posible, todas las cuales deben estar basadas en el mayor conocimiento ecológico disponible, especialmente respecto a factores bióticos y abióticos que limitan o restringen procesos de sucesión natural (Clewell & Rieger 1997, Van Andel & Aronson 2006). Existen dos grandes tipos de estrategias o metodologías que, ya sea por separado o aplicadas en forma combinada, pueden llevar a la recuperación del ecosistema de referencia, denominadas estrategias pasivas y activas de restauración (Van Andel & Aronson 2006). La restauración pasiva implica prevenir, detener, controlar o modificar los factores de degradación tales como talas, caza, incendios, ganadería, etc., de manera de permitir que la biodiversidad y funcionamiento ecológico se recuperen por sí solos a través de un proceso de sucesión natural (Van Andel & Aronson 2006). En el caso que algún componente o proceso ecológico no se recupere controlando los factores de degradación, se debieran aplicar tratamientos con mayor nivel de manipulación, denominándose al conjunto de éstos como técnicas de restauración activa (Van Andel & Aronson 2006). La restauración activa incluye tratamientos del hábitat, realización de siembras y/o plantaciones, aplicación de tratamientos que incrementen la probabilidad de sobrevivencia y establecimiento de plantas, tales como riego, fertilización, aplicación de sombras artificiales, etc. (Van Andel & Aronson 2006). Sin embargo, antes de planificar un proceso de restauración y definir la o las estrategias a seguir, es necesario conocer si el ecosistema presenta evidencia de recuperación natural, en particular, si existe regeneración de la vegetación y si ésta logra establecerse y en qué condiciones o niveles de degradación esto está ocurriendo (Clewell & Rieger 1997, Van Andel & Aronson 2006, Ciccarese et al. 2012).

Bosque Esclerófilo de Chile central

El bosque esclerófilo de Chile central ha sido clasificado y caracterizado vegetacionalmente en numerosas oportunidades (Gajardo 1994, Luebert & Pliscoff 2005). Este ecosistema se distribuye en Chile central desde aproximadamente los 31°S hasta los 37°S, dentro de una región dominada por un clima de tipo Mediterráneo, y es dominado por diversas formas de vida, desde arbustos espinosos hasta especies arbóreas esclerófilas y laurifolias. Globalmente los ecosistemas con clima tipo mediterráneo del mundo presentan severos problemas de degradación y fragmentación. A pesar de que representan menos del 5% de la superficie terrestre, estas regiones han sido reconocidas como hotspots de biodiversidad con prioridad de conservación ya que albergan aproximadamente el 20% de todas las plantas existentes en el planeta y presentan además altos índices de endemismo (Rundel 1998, Myers *et al.* 2000). La región mediterránea de Chile central, desde mediados del siglo XVII ha sido severamente impactada por actividades antrópicas directas, tales como talas, incendios y pastoreo, y otras indirectas tales como la herbivoría generada por el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*). Todos estos factores han cambiado radicalmente los ecosistemas originales de Chile central (Fuentes & Hajek 1979, Fuentes & Muñoz 1995, Quintanilla 2000, Holmgren 2002, Fernández *et al.* 2009, Shultz *et al.* 2010). Varias de las formaciones vegetacionales de esta región se han reducido significativamente en superficie, e incluso algunas están casi extintas en el valle central (Fuentes & Hajek 1979). Más aún, los bosques esclerófilos de Chile son el tipo de ecosistema que más se ha reducido en superficie en el país (Luebert & Pliscoff 2005), y el tipo forestal con mayor degradación y alteración de su composición y estructura original (Donoso 1993, Gajardo 1994). Por ello, si bien varios ecosistemas han sido degradados en Chile, el bosque esclerófilo de la zona central es probablemente el que más requiere de acciones de recuperación y restauración. Sin embargo, actualmente existen muy pocas iniciativas de recuperación y restauración de este ecosistema, a pesar de los incentivos que entrega la Ley N° 20.283 para la reforestación con especies nativas. Los únicos procesos de reforestación con especies del bosque esclerófilo han sido desarrollados como parte de medidas de compensación forestal exigidas por la Ley N° 20.283, financiadas por empresas que han cortado o eliminado superficie de este tipo forestal. Sin embargo, lamentablemente la mayor parte de estas iniciativas han fracasado (Altamirano 2008, Moreira 2007, Bustamante-Sánchez *et al.* 2011, Becerra, observación personal), tanto por la ausencia de conocimiento respecto a las mejores estrategias y técnicas de reforestación y restauración, como por la escasa aplicación del conocimiento de técnicas correctas de restauración de este tipo de ambiente.

Antecedentes ecológicos para la restauración del bosque esclerófilo de Chile

En Chile prácticamente no existen estudios ni procesos de restauración que hayan sido evaluados en términos de su éxito. Sin embargo, en base a los estudios científicos desarrollados en el bosque esclerófilo, es posible vislumbrar el potencial que tiene este

ecosistema para ser restaurado a través de estrategias pasivas o activas de restauración. En primera instancia, el éxito de estrategias pasivas de recuperación del bosque esclerófilo, incluso si todos los factores de degradación son controlados, depende de la disponibilidad de propágulos de las especies de interés en el sitio a recuperar. La diversidad y abundancia de propágulos de una especie pueden estar afectadas por varios factores, entre ellos la dispersión y lluvia de semillas, el tipo de latencia y banco de semillas, y la herbivoría y parasitismo sobre las semillas (Pickett et al. 1987). Además, para muchas especies, la existencia de estructuras vegetativas como propágulos tales como bulbos, rizomas, lignotúberes, etc., puede influir fuertemente en el potencial de regeneración y recuperación de un ecosistema (Pickett et al. 1987). En Chile central son muy pocos los trabajos que han evaluado la disponibilidad de propágulos. Entre ellos, Fuentes et al. (1986), Jiménez & Armesto (1992) y Figueroa et al. (2004) sugieren que la disponibilidad de semillas de especies leñosas pioneras en sitios abiertos o de matorral secundario pionero, e incluso también de semillas de algunas especies sucesionalmente más tardías en sitios ya dominados por pioneras leñosas, si bien es baja, es al menos existente cuando hay fragmentos de bosque y matorral en la cercanía, lo que podría permitir la ocurrencia de procesos de sucesión natural en sitios degradados y con ello el uso de estrategias pasivas de recuperación (Armesto et al. 2009). Por otro lado, en muchos sitios perturbados, una fuente importante de propágulos son las estructuras vegetativas, por ejemplo, cepas y lignotúberes, desde las cuales pueden regenerar individuos de especies leñosas (Muñoz & Fuentes 1989, Montenegro et al. 1983, 2004, Navarrete 2002). Para Chile central, Montenegro et al. (2002) indican que la gran mayoría de las especies nativas leñosas del matorral de la zona mediterránea de Chile son capaces de rebrotar vegetativamente luego de alguna tala o incendio a partir de estas estructuras.

Además de la disponibilidad de semillas o estructura vegetativa, para establecer el potencial de restauración pasiva, también se debe conocer la capacidad de regeneración de especies, ya sea desde semilla o vegetativamente, en diferentes etapas sucesionales. Los patrones de regeneración natural en Chile central indican, primero que sitios abiertos sin cobertura leñosa, son rápidamente colonizados por especies herbáceas, principalmente exóticas (Arroyo et al. 1995, Becerra et al. 2011). También existe evidencia de que, en algunas áreas históricamente degradadas por actividades antrópicas, y luego abandonadas, deteniéndose algunos agentes de degradación (al menos la tala e incendios), diferentes especies nativas, principalmente pioneras, pueden regenerar desde semilla, por ejemplo, *Acacia caven*, *Baccharis linearis*, *Muehlenbeckia hastulata*, *Trevoa trinervis*, incluso en diversas condiciones de hábitat (Armesto & Pickett 1985, Fuentes et al. 1986, Holmgren et al. 2000). Sin embargo, en muchas áreas degradadas la regeneración en sitios abiertos es muy escasa, y son comunes las áreas abiertas sin regeneración de especies leñosas (e.g. Armesto & Pickett 1985, Fuentes et al. 1984, 1986, Fuentes et al. 1989, Martínez & Fuentes 1993, Holmgren et al. 2000, Becerra & Montenegro 2013). En sitios donde ya se ha desarrollado una estrata de especies leñosas pioneras, hay cierta evidencia que indica que otras especies pueden regenerar desde semillas y a veces incluso llegar a desarrollar una fase sucesionalmente intermedia, por ejemplo, con *Quillaja saponaria* y *Lithrea caustica* (Armesto & Pickett 1985, Fuentes et al. 1986, Bustamante 1991). Sin embargo, esto parece ser muy variable espacialmente, y

sería aparentemente mayor en hábitats más húmedos, pero no es claro el nivel de establecimiento definitivo de la regeneración observada bajo un dosel leñoso pionero. En sitios bajo un dosel arbóreo ya desarrollado, en general es donde se ha observado la mayor densidad de regeneración de especies leñosas, aunque con variabilidad entre estudios (e.g. Bustamante & Simonetti 2000, Henríquez & Simonetti 2001, Becerra & Montenegro 2013). Así, la evidencia sugiere que la restauración pasiva podría llegar a ser más efectiva en condiciones de mayor humedad y donde ya existe una cobertura leñosa pionera. Sin embargo, no existen trabajos de cuantifiquen de manera más global el estado de la regeneración natural en Chile central, su variabilidad entre condiciones climáticas, cobertura leñosa y niveles de perturbación, por ejemplo, después de incendios.

Por otra parte, en áreas degradadas una importante regeneración se produce en base a estructuras vegetativas (Muñoz & Fuentes 1989, Montenegro et al. 1983, 2004, Navarrete 2002). Hay algunas especies como *Trevoa trinervis* que poseen importantes niveles de rebrote post tala o incendio (Bustamante 1991, Segura et al. 1998), aunque en otras especies esto es menos exitoso (Araya & Ávila, 1981). En consecuencia, la eficiencia e importancia de estructuras vegetativas para la regeneración dependería del nivel de perturbación y de la vegetación que existía previo a ésta. En sitios donde existen especies con potencial para reproducción vegetativa, por ejemplo, en sitios donde había bosques antes de la perturbación, la regeneración vegetativa puede llevar a una importante recuperación de especies y cobertura vegetal (Naveh 1975, Bustamante 1991, Montenegro et al. 2004). Así, la aplicación de técnicas pasivas de restauración, al menos a través de regeneración vegetativa, podría llegar a ser exitosa. Lamentablemente existen muy pocos trabajos que hayan monitoreado la regeneración vegetativa después de perturbaciones como incendios (e.g. Navarrete 2002), y que cuantifiquen su diversidad y abundancia en diferentes condiciones ecológicas de Chile central.

Un factor que puede afectar la regeneración de la vegetación y por ello podría ser un factor a manejar en un proceso de restauración pasiva en Chile central, es la herbivoría generada por ganado y conejos. Lamentablemente, no existen estudios en Chile central que hayan evaluado la regeneración natural con exclusión de ganado y/o conejos. Sólo existen estudios que han plantado plántulas de especies esclerófilas, cuya sobrevivencia se ha comparado con y sin exclusión de herbívoros. Estos últimos estudios sugieren que este factor es fuertemente limitante para la sobrevivencia de plantas y que sus efectos serían mayores en ambientes donde la vegetación es más heterogénea o abierta (Fuentes et al. 1983, Fuentes et al. 1986, Henríquez & Simonetti 2001, Holmgren 2002, Holmgren et al. 2006, Marcelo et al. 2006, Williams-Linera et al. 2011, Morales et al. 2015). Luego, probablemente la exclusión del ganado y conejos puede llegar a ser una importante técnica de recuperación pasiva en esta región. Sin embargo, aún se requiere de estudios que evalúen el efecto de la exclusión de herbívoros en la regeneración natural ya sea desde semilla o vegetativa (y no solo en plantaciones como se ha realizado hasta ahora), y las condiciones ecológicas en que este proceso puede ser más importante, por ejemplo, nivel de cobertura de la vegetación o la ocurrencia de incendios u otras perturbaciones.

Por otro lado, si es necesario aplicar técnicas más activas de restauración, un primer aspecto que se debe decidir al momento de reintroducir una especie vegetal en un área dada es el tipo de propágulo que se empleará (semilla o planta), es decir si se realiza una siembra o una plantación. Posteriormente, se debieran evaluar diferentes tratamientos

que puedan ser aplicados a la siembra o plantación, que reduzcan las limitantes ecológicas conocidas (sequía, nutrientes, etc). Es conocido que prácticamente todos los procesos de reforestación y restauración que se llevan a cabo en el mundo y en particular en Chile son realizados en base a plantaciones (usando plantas generalmente de menos de dos años de edad) (Altamirano 2008, Bustamante-Sánchez *et al.* 2011). Pocos trabajos han evaluado la siembra y germinación en estudios de campo en Chile central, por lo que el éxito de este medio de reintroducción de especies debe complementarse con estudios desarrollados en vivero o invernadero. Por ejemplo, algunos trabajos han documentado un importante efecto positivo del incremento de la humedad o disponibilidad hídrica en la germinación, en este caso en estudios de invernadero (Bustamante *et al.* 1996, Chacón & Bustamante 2001, Becerra *et al.* 2004). En estudios de campo se ha evaluado el rol de la cobertura leñosa y perturbaciones en la germinación y reclutamiento. Holmgrem *et al.* (2000) observaron porcentajes de germinación bajos pero mayores en parches de bosque que en sitios abiertos. También Peñaloza *et al.* (2001) documentan mayor germinación en campo bajo dosel que en sitios abiertos. Otro factor relevante para la germinación es la hojarasca y materia orgánica. Becerra *et al.* (2004) observaron en invernadero que la hojarasca mixta de especies esclerófilas benefició la germinación de *Beilschmiedia miersii*, y este efecto positivo fue mayor en una situación con menor disponibilidad hídrica. No obstante, Cavieres *et al.* (2007) indican que la hojarasca también puede generar efectos bioquímicos negativos sobre la germinación, en este caso en *Kageneckia angustifolia*. Por otro lado, Gómez-González *et al.* (2008) sugieren que incendios podrían afectar el potencial de germinación de especies leñosas de Chile central, en algunas de manera positiva y en otras de manera negativa.

La utilización de siembra de especies nativas en terreno podría tener bastantes beneficios en comparación al uso de plántulas y plantación. En primera instancia, se eliminan los costos asociados a la producción, viverización y transporte de plantas. También se reducen los costos de implementación ya que el proceso de siembra requiere menos tiempo, mano de obra e insumos que la plantación. El hecho de que las plantas se desarrolle desde la germinación en el campo o sitio definitivo, generaría plantas aclimatadas a las condiciones de campo desde su germinación, eliminando los cambios ambientales bruscos y mortalidad cuando las plantas son trasladadas desde condiciones de vivero al campo (Vilagrosa *et al.* 2006). En otros sistemas mediterráneos, se han documentado buenos resultados de la siembra en campo (Mendoza *et al.* 2009). A pesar de esto, no existen trabajos que comparen el éxito de reforestación entre siembra y plantación en Chile central.

El uso de plantaciones puede acelerar la obtención de una cubierta leñosa y por ello éstas seguirán siendo un importante método de reintroducción y restauración de especies. Si bien existen muy pocos trabajos científicos que han evaluado plantaciones de especies nativas chilenas con fines de restauración, existen varios estudios ecológicos que han empleado plántulas experimentales, lo cuales permiten vislumbrar el rol que tendrían diversos factores en procesos de reforestación. El éxito de plantaciones con especies del bosque esclerófilo como método activo de recuperación dependerá de las técnicas aplicadas que aseguren la sobrevivencia en el campo. Muchos trabajos realizados en Chile central indican que el estrés hídrico es un factor muy relevante en la sobrevivencia de plantas. En general todos los trabajos que han evaluado el rol de las

precipitaciones han observado un incremento de la sobrevivencia de plantas cuando éstas aumentan, aunque con variable fuerza y dependiente de la especie (Fuentes et al. 1983, Holmgren et al. 2006, Gutiérrez et al. 2007, Squeo et al. 2007, Williams-Linera et al. 2011, Becerra et al. 2016). Por otro lado, estudios que han evaluado el efecto del riego en la sobrevivencia, también indican que éste mejora el éxito de establecimiento en muchas especies, aunque también la intensidad de este efecto depende de la especie (e.g. Valenzuela 2007, Donoso et al. 2011, Becerra et al. 2013, Ovalle et al. 2016). Similarmente, en otras regiones semiáridas con climas de tipo Mediterráneo la disponibilidad de agua y el estrés hídrico ha sido considerado como el principal factor limitante para la regeneración natural y procesos de reforestación y restauración (Rey-Benayas et al. 2002, Valladares et al. 2008, Padilla & Pugnaire 2009, Siles et al. 2010, Brinks et al. 2011). Sin embargo, el riego implica generalmente costos altos y restricciones logísticas para llevar a cabo procesos de restauración a gran escala. Un aspecto muy poco conocido en Chile es la cantidad o frecuencia de riego que se requiere para determinada especie y ambiente. Más aún, generalmente los riegos deben detenerse en algún momento si se quiere generar un ecosistema que no esté permanentemente subsidiado. Sin embargo, la interrupción de los riegos podría traer como consecuencia un incremento en la mortalidad si las plantas llegan a aclimatarse a la presencia permanente de humedad del suelo, aunque no se han realizado evaluaciones de esto a nivel mundial y menos en Chile.

Un factor que ha sido ampliamente documentado mejorando la disponibilidad de agua del suelo y reduciendo el estrés hídrico en plantaciones es el sombramiento, ya sea generado por otras plantas o por estructuras artificiales (Holmgren et al. 1997, Holmgren 2000, Callaway 2007, Gómez-Aparicio 2009). La sombra reduce la evaporación del agua del suelo, así como la temperatura y transpiración de las plantas, lo cual permite reducir el estrés hídrico de las plantas y con ello mejorar la sobrevivencia y crecimiento (Hastwell & Facelli 2003, Prider & Facelli 2004). Si bien, la sombra reduce la luminosidad, varios estudios han reportado que, en zonas áridas y semiáridas, el mejoramiento de las condiciones hídricas que produce la sombra sería más importante y su beneficio sería mayor que posibles efectos negativos generados por la reducción de la luminosidad (Holmgren et al. 1997, Callaway 2007). A pesar de que numerosos trabajos han documentado el efecto positivo generado por plantas nodrizas en procesos de regeneración natural (Callaway & Walter 1997, Holmgren et al. 1997, Callaway 2007), pocos trabajos lo han evaluado y aplicado en procesos de restauración (Gómez-Aparicio 2009, Rey et al. 2009), y menos aún se ha evaluado el efecto independiente de la sombra (e.g. Holmgren 2000). En Chile, entre los trabajos que han evaluado el efecto de la sombra, la mayoría ha sido realizado evaluando el efecto de plantas nodrizas, más que experimentos manipulando y aislando la sombra en forma artificial. No obstante, mayormente los trabajos sugieren que la sombra generada por arbustos o árboles favorece la sobrevivencia de diferentes especies leñosas nativas (Armesto & Pickett 1986, Fuentes et al. 1986, del Pozo et al. 1989, Marcelo et al. 2006, Williams-Linera et al. 2011). Sin embargo, Holmgren et al. (2000) encuentran que la sobrevivencia de *Quillaja saponaria* fue mayor en áreas abiertas que bajo el dosel forestal. A pesar del gran número de trabajos que muestran efectos positivos del sombramiento, se han realizado muy pocas comparaciones del efecto positivo de la sombra respecto del generado por el riego u otras

técnicas para reducir el estrés hídrico (e.g. Padilla & Pugnaire 2009). Tampoco se ha comparado el éxito de diferentes estructuras posibles de emplear para generar sombra. Actualmente se han empleado mallas de tipo rachel, estructuras de policarbonato, o incluso de tetrapack, pero no es conocido el éxito de éstas en especies forestales.

Por otra parte, la enmienda con materia orgánica al suelo ha sido documentada mejorando tanto las condiciones hídricas como la disponibilidad de nutrientes (Xiong & Nilsson 1999, Hastwell & Facelli 2000, Valdebenito 2003, Becerra *et al.* 2004, Callaway 2007, Valdecantos *et al.* 2011, Cellier *et al.* 2014). En particular en sistemas semiáridos degradados la ausencia de vegetación leñosa por varios años implica que la entrada de nutrientes y materia orgánica al suelo sea muy baja, y sólo principalmente generada por la mortalidad de la estrata herbácea (Rotundo & Aguiar 2005). Por ello, la adición de materia orgánica al suelo en procesos de reforestación y restauración, ha generado buenos resultados en términos de sobrevivencia y crecimiento de plantas, especialmente en regiones semiáridas (Clemente *et al.* 2004, Siles *et al.* 2010, Cellier *et al.* 2014). En Chile central, el efecto de la incorporación de materia orgánica ha generado efectos positivos en la sobrevivencia y crecimiento de diferentes especies leñosas (Moreira 2007, Cruz & San Martín 2000, CONAF 2000, Sepúlveda 2003). Sin embargo, se han realizado pocas comparaciones entre diferentes tipos de enmiendas al suelo, y menos con otras técnicas de reforestación, por ejemplo, en términos de su contribución relativa a la retención de humedad del suelo (e.g. Clemente *et al.* 2004, Siles *et al.* 2010).

Varios trabajos ecológicos que han empleado plántulas experimentales para evaluar el rol de la herbivoría de vertebrados en especies arbóreas y arbustivas del bosque esclerófilo (e.g. Fuentes *et al.* 1983, Fuentes *et al.* 1986, Henríquez & Simonetti 2001, Holmgren 2002, Holmgren *et al.* 2006, Marcelo *et al.* 2006, Gutiérrez *et al.* 2007, Williams-Linera *et al.* 2011, Morales *et al.* 2015), indican que la herbivoría de conejos y de vertebrados en general es fuertemente limitante para la sobrevivencia de plantas. Por ello, cualquier proceso de reforestación en Chile central, especialmente aquellos generados a través de la plantación, debiera ser protegido de conejos y ganado. En consecuencia, las técnicas activas de recuperación del bosque esclerófilo debieran centrarse, primero en excluir ganado y conejos, y luego en contrarrestar el estrés hídrico. Sin embargo, aún debe evaluarse comparativamente la eficiencia de estas técnicas para establecer el mejor tratamiento o combinación de tratamientos que incrementen los niveles de sobrevivencia y crecimiento.

En consecuencia, si bien existe conocimiento respecto del rol de diversos factores ecológicos, así como del efecto de algunos tratamientos más artificiales, en la regeneración natural y éxito de procesos de reforestación, aún hay importantes vacíos de conocimiento que deben llenarse para establecer la necesidad y tipo de metodologías que lleven a la restauración del bosque esclerófilo de Chile central.

OBJETIVOS

Este documento tiene por objetivo presentar los principales resultados del proyecto de investigación “Evaluación de técnicas pasivas y activas para la recuperación del bosque esclerófilo de Chile central” (007/2013), financiado por el Fondo de Investigación en Bosque Nativo, CONAF. El objetivo general de este proyecto fue intentar llenar las principales carencias de conocimiento respecto de factores, técnicas y tratamientos de restauración pasiva y activa de especies leñosas del Bosque Esclerófilo de Chile central, especialmente respecto a la regeneración natural y establecimiento de plantas para reforestación, debido a que estos procesos son los primeros que pueden gatillar o limitar la restauración de la vegetación de un ecosistema.

El proyecto se subdividió en 5 estudios diferentes, cada uno con objetivos específicos particulares, los cuales se detallan en cada uno de los capítulos de resultados correspondientes a estos estudios. Además, al final de la presentación de los resultados de los estudios desarrollados, se entrega un análisis de costos de los estudios desarrollados, lo cual puede ser de utilidad para futuros planes de restauración en esta región.

AREA GENERAL DE ESTUDIO

El área general de estudio abarcada por el proyecto se define en primera instancia por los límites de la Región del Matorral y Bosque Esclerófilo (*sensu* Gajardo 1994), en especial a las formaciones vegetales de la subregión del Bosque Esclerófilo y en menor grado de la subregión del Bosque Espinoso de acuerdo a este autor. Este tipo de ecosistema también se corresponde muy bien con el tipo forestal Esclerófilo según la clasificación de Donoso (1981), y en particular a los subtipos Espinal y Mixto de especies esclerófilas.

Todos los estudios se centraron en procesos de restauración de los hábitats donde mayormente se distribuye el bosque esclerófilo en Chile central, esto es, laderas de exposición predominantemente sur con pendientes bajas a relativamente moderadas. Se excluyeron de este proyecto otros tipos de hábitats donde, aunque pueden desarrollarse bosques, esto ocurriría en menores superficies, por ejemplo, fondos de quebrada o algunas laderas de exposición norte con pendientes bajas. También, en general se trabajó dentro de un rango altitudinal entre los 50 y 1000 msnm, excluyendo áreas de bosque esclerófilo con elementos de origen altoandino. Los estudios, por lo tanto, se basaron en la idea de recuperar el bosque de los hábitats de laderas de exposición predominantemente sur.

Si bien el proyecto no incluyó entre sus objetivos la construcción de ecosistemas de referencia, lo cual requeriría de estudios con metodologías específicas y detalladas para este fin, los estudios que aquí se describen desarrollan análisis y emplean especies seleccionadas en base a un ecosistema de referencia general para la región y tipo de hábitat de estudio, establecido en base a la literatura disponible.

A pesar de centrarse en una condición de hábitat más o menos específica, como

son las laderas de exposición sur, dentro del área geográfica de distribución del bosque esclerófilo se presenta una amplia variedad de condiciones abióticas y bióticas, cada una de ellas con un ecosistema de referencia potencialmente diferente y específico, aunque siempre con ciertas similitudes por ser parte de una misma región biogeográfica. Este proyecto intenta abarcar un amplio rango geográfico, ejecutando análisis y experimentos que cubren diversas localidades dentro de Chile central. Por ello, las especies y técnicas que se estudiaron no fueron específicas para una localidad dentro de Chile central. Por el contrario, se buscó estudiar especies que presenten un amplio rango de distribución dentro del bosque esclerófilo y por lo tanto cuyos resultados pudiesen ser generalizables a una amplia gama de condiciones ambientales dentro del área del proyecto, aunque siempre dentro del rango de hábitat estudiado (laderas de exposición predominantemente sur).

En el tipo de hábitat abarcado por el proyecto (laderas de exposición sur), el ecosistema original, que puede en términos generales ser considerado como de referencia, probablemente estaba dominado por una etapa sucesional avanzada dominada por especies como *Maytenus boaria*, *Lithrea caustica*, *Cryptocarya alba*, *Peumus boldus*. Probablemente, producto de perturbaciones menores, también se desarrollaban etapas sucesionales más intermedias dominadas por *Quillaja saponaria*, o *Kageneckia oblonga*. Producto de perturbaciones principalmente antrópicas, aunque sin descartar factores naturales de perturbación (vulcanismo, terremotos), se formaban etapas sucesionales más pioneras, dominadas por *Acacia caven*, *Schinus polygamus*, *Senna candolleana*, más otras especies arbustivas como *Baccharis spp*, *Colliguaja odorifera*, entre otras (Armesto & Martínez 1978, Gajardo 1994, Villagrán 1995).

RESULTADOS DE ESTUDIOS DESARROLLADOS EN EL PROYECTO

Patrones de regeneración natural de especies leñosas del bosque esclerófilo bajo diferentes condiciones climáticas, incendio y cobertura de la vegetación en Chile central

Objetivos y metodología

Este trabajo tuvo como objetivo cuantificar el nivel de regeneración natural de especies leñosas dentro de Chile central, de manera que conocer el potencial de recuperación natural del bosque bajo diferentes condiciones ambientales y de perturbación. Específicamente se evaluó cómo se relacionan el nivel de precipitación, tipo de parche de vegetación, y tiempo transcurrido desde el último incendio, con la diversidad y abundancia de la regeneración natural de especies leñosas en la zona central de Chile. Para esto, se llevó a cabo un estudio de amplia escala geográfica en el cual se muestreó y cuantificó la abundancia y riqueza de la regeneración natural de especies leñosas (individuos < 1m de altura), diferenciando aquella proveniente de germinación desde semillas y la producida de manera vegetativa.

El estudio se llevó a cabo entre los 32° y 36° LS. Dentro de esta región se seleccionaron 60 sitios, abarcando zonas costeras y pre-andinas dentro de la zona de bosques esclerófilos (Fig. 1). Estos 60 sitios se clasificaron en los 30 sitios más secos (xéricos) y los 30 más húmedos (mésicos) según la precipitación promedio de los últimos 10 años registradas en la estación meteorológica más cercana según la Dirección General de Aguas (DGA) (<http://snia.dga.cl>). Se usó sólo la precipitación promedio de los últimos 10 años porque es la que probablemente tuvo más influencia en los niveles de regeneración evaluados. Sitios xéricos en general presentaron niveles de precipitación menores a 450 mm anuales, mientras que los mésicos entre 450 y 1300 mm anuales. Los sitios seleccionados, además, debían presentar la variabilidad típica de parches de vegetación de la zona central de Chile. Se consideraron sólo áreas de laderas con exposición sur. Dentro de cada régimen de precipitaciones (xérico y mésico), los sitios se dividieron en función del tiempo transcurrido después de un evento de incendio, diferenciando tres clases: sitios recientemente incendiados hace menos de 3 años, sitios incendiados entre 5 y 10 años, y sitios no incendiados o incendiados hace más de 25 años. Se seleccionaron 10 sitios de cada una de estas clases de incendio por cada régimen de precipitación. Para la selección de las clases de incendio se utilizó la base de datos de incendios proporcionada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) de Chile. En cada sitio el muestreo se realizó bajo 5 diferentes tipos de parche de vegetación: abierto (pradera aledaña a bosques), parche de matorral bajo (< 2m de alto), matorral alto (2-4 m de alto), parche arbóreo aislado (> 4m de alto compuesto de uno o pocos individuos arbóreos), y parche de bosque continuo (fragmento de bosque > 4 m de alto y de tamaño >500 m²) (Fig. 2). En todos los sitios estos parches de vegetación se presentaron de manera intercalada o mezclada espacialmente, de manera que las probabilidades de dispersión de propágulos entre los parches fuera similar entre sitios. En cada sitio se muestrearon entre 10 y 15 parcelas de 1 m² en cada tipo de parche, dando

así un mínimo de 50 parcelas por sitio. En cada parcela de 1 m² se registró la composición de especies y cantidad de plantas por clase de regeneración, diferenciando si ésta provenía de reproducción vegetativa o desde semilla. Las clases de regeneración estudiadas fueron: <0.2 m, 0.2–0.5 m y 0.5–1 m para la regeneración por semilla, y para el caso de los individuos vegetativos: <0.5 m y 0.5–1 m.

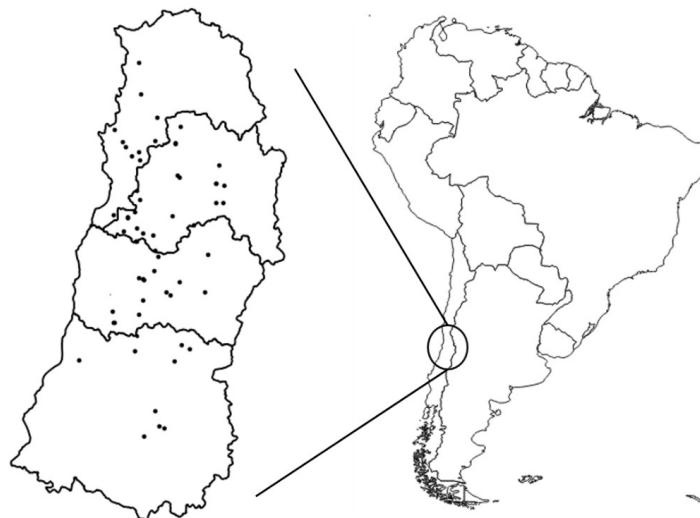


Figura 1. Área geográfica abarcada en este estudio dentro de la zona central de Chile y puntos donde se realizó el muestreo de regeneración.

En el análisis de los datos, cada sitio fue empleado como una réplica. Por ello, para cada clase de regeneración, así como para el total de regeneración por parche y sitio, el valor de riqueza y abundancia de la regeneración correspondió al promedio entre todas las parcelas muestreadas. Así, se estableció un diseño de análisis con 3 factores: régimen hidrológico (2 niveles) x clase de ocurrencia de incendio (3 niveles) x tipo de parche de vegetación (5 niveles) x 10 réplicas. Para evaluar el efecto de los tres factores estudiados y sus interacciones, en la riqueza y abundancia de la regeneración, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM). Debido a la distribución de los datos y al tipo de evento estudiado (un conteo de un suceso poco probable), se utilizó la distribución de Poisson y una función link logarítmica para todas las variables de regeneración. Como test a posteriori se utilizó el de Multicomparación de Tukey. La relación entre frecuencia de fecas y regeneración se evaluó a través de GLM, con una distribución de Poisson y función link logarítmica.

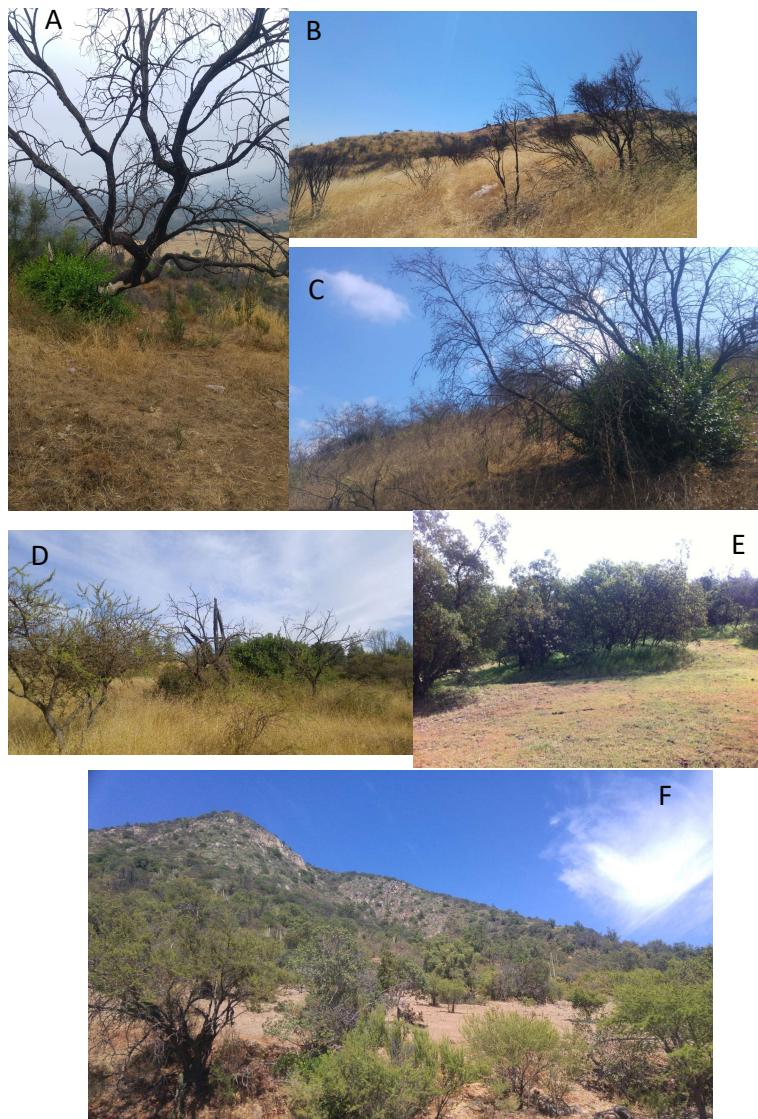


Figura 2. Tipos de parches y clases de incendio evaluados. A) Membrillar, RM, incendio de 2 años de antigüedad (clase < 3 años) con parche arbóreo aislado quemado; B) Loica, RM, incendio de 2 años de antigüedad (clase < 3 años) con parches de matorral alto y sitios abiertos quemados; C) Casablanca, V región, incendio de 8 años de antigüedad (clase 5-10 años), con parche arbóreo aislado quemado; D) Alto El Yali, V región, incendio de 7 años de antigüedad (clase 5-10 años), con parche de matorral alto y sitios abiertos quemados; E) San Carlos de Apoquindo, RM, sitio no incendiado (clase > 25 años), con parche de bosque continuo y sitio abierto; F) Robleria de Loncha, RM, sitio no incendiado (clase >25 años), con parches de matorral bajo, matorral alto, sitios abiertos y parches arbóreo aislado.

Resultados y Conclusiones

Tanto la regeneración vía germinación como la vegetativa variaron significativamente entre clases de régimen de precipitaciones, parches de vegetación y clases de antigüedad de incendio, aunque esto dependió de la clase de tamaño de la regeneración y de la vía de regeneración.

La regeneración vía germinación, tanto en abundancia de plantas como en riqueza de especies, fue significativamente mayor en los sitios mésicos que en los xéricos (Fig. 3). Sin embargo, al analizar la regeneración por clase de tamaño, estas diferencias entre sitios ocurrieron solo en la clase de menor tamaño ($<0,2\text{ m}$), y en cambio en las otras no hubo diferencias entre sitios mésicos y xéricos tanto en abundancia de plantas como riqueza de especies, alcanzando niveles muy bajos de regeneración (Fig. 3). La riqueza de especies y abundancia de la regeneración vegetativa fueron significativamente mayores en sitios mésicos que xéricos, pero sólo para el total de la regeneración y clase $<0,5\text{ m}$ (Fig. 3). En la clase mayor a $0,5\text{ m}$ no se observaron diferencias significativas entre sitios mésicos y xéricos (Fig. 3).

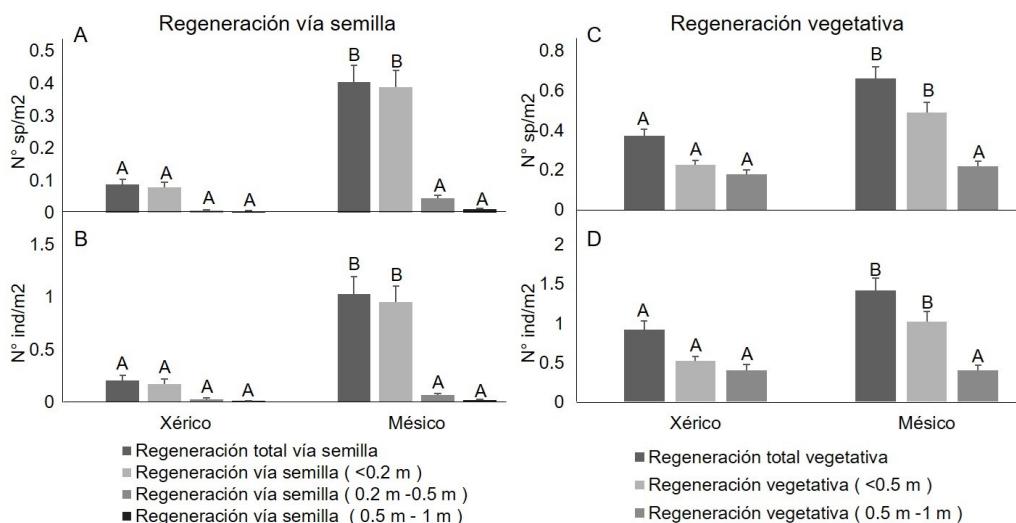


Figura 3. Abundancia total de plantas y riqueza de especies de la regeneración vía germinación (A y B) y vegetativa (C y D) por clase de tamaño y régimen de precipitaciones (xérico vs mésico). Se muestra la media $\pm 1\text{EE}$. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas (Tukey tests) entre clases de régimen de precipitaciones por cada clase de tamaño de regeneración.

Respecto a la relación entre regeneración y antigüedad de incendio, la regeneración vía germinación, tanto en abundancia de plantas como en riqueza de

especies, ya sea de la regeneración total como de la clase de tamaño menor ($<0,2\text{m}$), fueron significativamente mayores en los sitios sin ocurrencia de incendios en los últimos 25 años que en sitios con incendios más recientes (Fig. 4). En cambio, en las clases de regeneración de tamaño mayor a 0,2 m de alto, no hubo diferencias significativas entre sitios con diferente antigüedad de incendios (Fig. 4). En cuanto a la regeneración vegetativa, todas las clases de regeneración variaron significativamente entre sitios con diferente antigüedad de incendio, aunque de diferente manera. La riqueza y abundancia de plantas total y de la clase $<0,5\text{m}$ fueron significativamente mayores en sitios con incendios más antiguos que 25 años y más recientes que 3 años, que en sitios en que los incendios ocurrieron entre 5 y 10 años (Fig. 4). En el caso de la clase $<0,5\text{m}$ de regeneración vegetativa, la riqueza de especies fue además significativamente mayor en sitios con incendios más antiguos que 25 años que en sitios con incendios más recientes que 3 años. En cambio, la clase de regeneración 0,5 - 1m de alto, mostró una riqueza de especies y abundancia significativamente mayor en sitios con incendios más recientes a 3 años que en sitios con incendios más antiguos (Fig. 4).

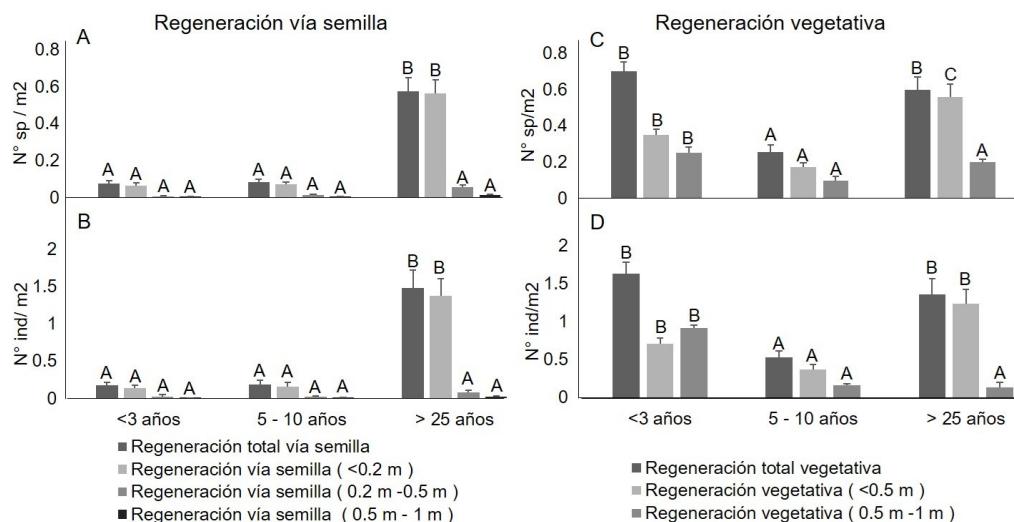


Figura 4. Abundancia total de plantas y riqueza de especies de la regeneración vía germinación de semillas (A y B) y vegetativa (C y D) por clase de tamaño de la regeneración y por clase de antigüedad de incendio (<3 años, 5-10 años, > 25 años). Se muestra la media \pm 1EE. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas (Tukey tests) entre clases de antigüedad de incendio por cada clase de tamaño de regeneración.

A pesar de las relaciones generales entre regeneración, régimen hídrico y antigüedad de incendio, las interacciones estadísticas significativas observadas entre

ambos factores indican que las diferencias de regeneración entre niveles de precipitación dependen de la antigüedad del incendio. La abundancia total como de la clase de plantas <0,2m de regeneración vía germinación, fueron significativamente mayores en sitios mésicos que en xéricos, pero sólo en sitios que no han sufrido incendios en los últimos 25 años (Fig. 5). Así mismo, la abundancia total y de plantas < 0,2m de regeneración vía germinación fueron mayores en sitios no incendiados en los últimos 25 años que en sitios en que ocurrieron incendios hace menos tiempo, pero sólo en los sitios más mésicos (Fig. 5). La regeneración vegetativa total y de la clase <0,5m fueron significativamente mayores en sitios mésicos que en xéricos, pero sólo en sitios no incendiados en los últimos 25 años. En cambio, la clase de regeneración vegetativa mayor no varió entre tipos de climas en ninguna clase de incendio. Por otro lado, la regeneración vegetativa total fue significativamente mayor en sitios incendiados hace menos de 3 años que en sitios incendiados hace más tiempo en los sitios de clima xérico (Fig. 5). En cambio, en los sitios mésicos, la regeneración vegetativa total es mayor tanto en los sitios incendiados hace menos de 3 años y en aquellos sin incendios hace 25 años que en los de la clase de incendio 5-10 años (Fig. 5). La clase de regeneración vegetativa < 0,5m sigue un patrón levemente diferente. En este caso, en los sitios mésicos la abundancia es más alta en los sitios no incendiados en los últimos 25 años que en los incendiados más recientemente, sin embargo, en los climas xéricos es mayor en los incendiados hace menos de 3 años que en las otras clases de incendio (Fig. 5). Finalmente, la regeneración vegetativa de la clase 0,5-1m fue mayor en la clase de incendio <3 años que en las otras en ambos tipos de climas (Fig. 5).

Respecto a la relación entre regeneración y tipo de parche de vegetación, la riqueza de especies regenerando vía germinación, ya sea en total como en la clase <0,2 m de alto, fueron significativamente mayores en los parches arbóreos y de bosque continuo que en los sitios abiertos, pero no difirieron respecto a los parches de matorral (Fig. 6). Tampoco hubo diferencias entre los parches de matorral y los sitios abiertos en estas clases de regeneración (Fig. 6). Así mismo, la abundancia de ambas clases de regeneración fue significativamente mayor en parches de árboles aislados y de bosque continuo que en los otros tipos de parches, y aunque en parches de matorral bajo y alto la regeneración fue mayor que en sitios abiertos, no hubo diferencias significativas entre ellos (Fig. 6). En cambio, ni la abundancia de plantas ni riqueza de especies de las clases de tamaño mayores difirieron significativamente entre parches, aunque los valores de regeneración aumentaron hacia parches de matorral alto, arbóreos y de bosque en la clase 0,2-0,5 m (Fig. 6). En cuanto a la regeneración vegetativa, tanto la abundancia como la riqueza de especies difirieron significativamente entre tipos de parche en todas las clases de tamaño. La abundancia total y riqueza de la regeneración fueron significativamente menores en sitios abiertos que en todos los otros tipos de parche, excepto que en parches de bosque continuo en la clase <0,5m (Fig. 6). La riqueza y abundancia de la clase de regeneración <0,5 m también fueron mayores en parches de matorral bajo, matorral alto y de árboles aislados que en sitios abiertos (Fig. 6). Finalmente, en la clase 0,5-1m, la riqueza de especies y abundancia total de la regeneración vegetativa fueron mayores en todos los parches con alguna cobertura leñosa que en sitios abiertos (Fig. 6).

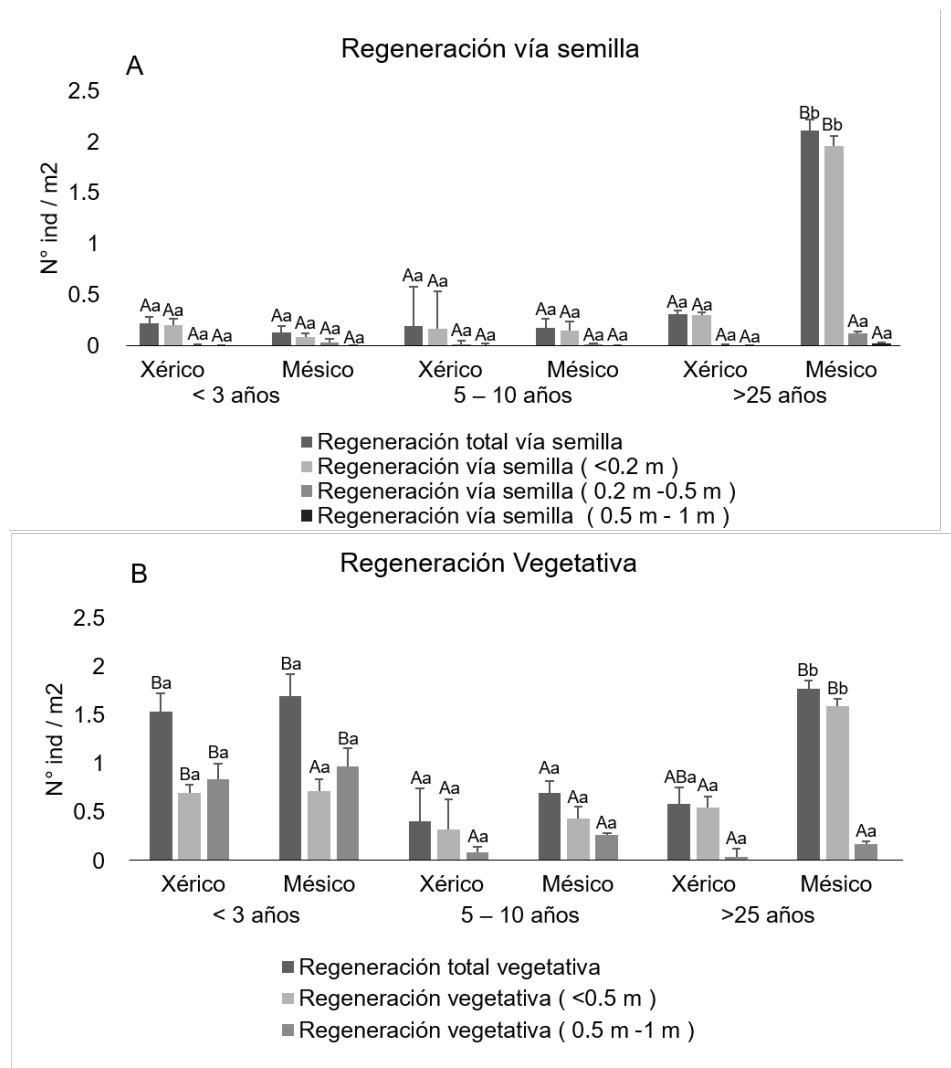


Figura 5. Abundancia de cada clase de altura de la regeneración vía germinación (A) y vegetativa (B) por clase de antigüedad de incendio y régimen de precipitaciones de manera combinada. Se muestra la media \pm 1EE. Diferentes letras mayúsculas indican diferencias significativas (Tukey test, $P<0,05$) entre clases de antigüedad de incendio por cada régimen de precipitaciones. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas (Tukey test, $P<0,05$) entre clases de régimen de precipitaciones por cada clase de antigüedad de incendio separadamente.

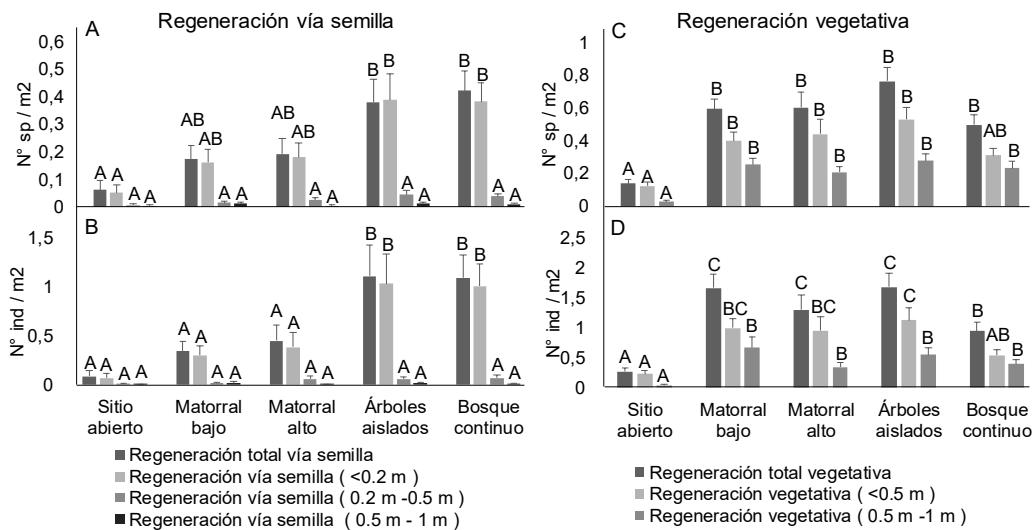


Figura 6. Abundancia de plantas y riqueza de especies de la regeneración vía semilla (A y B) y vegetativa (C y D) por clase de tamaño de la regeneración y por tipo de parche de vegetación. Se muestra la media \pm 1EE. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas (Tukey tests) entre tipos de parche de vegetación por cada clase de tamaño de regeneración.

En conclusión, los niveles de regeneración vía germinación observados en este estudio son bastante bajos en general. En cambio, no existen trabajos que cuantifiquen abundancia de regeneración vegetativa para esta región de Chile, con los cuales comparar los valores observados. Nuestros resultados indican que, aunque en general está ocurriendo germinación y reclutamiento de plantas en diversas especies leñosas, éstas sufren una importante mortalidad que reduce fuertemente la regeneración vía germinación que se establece, en cualquier condición de precipitación, antigüedad de incendio o parche de vegetación. Sin embargo, al menos el reclutamiento inicial de plantas, hasta que éstas tienen aproximadamente 0,2 m de altura, está positivamente relacionado con un mayor nivel de precipitación dentro de Chile central, con una mayor antigüedad o ausencia de incendios recientes, y con una mayor altura y cobertura leñosa de la vegetación. En otras condiciones, el reclutamiento inicial es extremadamente bajo. La regeneración vegetativa, en términos de diversidad y abundancia, conforma una importante vía de regeneración de la biomasa leñosa, más que la proveniente de germinación, aunque también se reduce desde la clase de tamaño menor a la mayor, sugiriendo mortalidad. La regeneración vegetativa se gatilla vigorosamente después de incendios, independiente del clima, pero especialmente en parches que presentaban especies leñosas (arbustivas o arbóreas) previo al incendio, sugiriendo una rápida recuperación de la biomasa leñosa en estos parches. Además, al menos la clase menor de regeneración vegetativa, está positivamente relacionada con el nivel de precipitación en sitios no afectados por incendios recientes.

Efecto de la frecuencia y antigüedad de los incendios en la recuperación de la vegetación en chile central

En este estudio evaluamos los patrones de recuperación de la cobertura leñosa nativa en áreas con diferente historia de incendios en Chile central. Para esto, utilizamos imágenes satelitales para seleccionar sitios con diferente frecuencia de ocurrencia de incendios, diferente severidad y diferente periodo de tiempo transcurrido desde el último incendio. El nivel de recuperación de la cobertura leñosa también se evaluó en base a imágenes satelitales, y además en campo evaluamos la composición de las especies y la abundancia de especies leñosas en sitios con incendios ocurridos hace 30, 20 y 10 años (considerando el presente como Otoño de 2015); y en sitios incendiados consecutivamente una, dos y tres veces, en un período entre 30 a 20 años atrás (entre 1985 y 1995). El análisis de imágenes satelitales históricas ha demostrado ser una excelente técnica para evaluar procesos de recuperación de la vegetación post-incendio (Röder et al. 2008).

El área de estudio correspondió a la totalidad de las Regiones administrativas de Valparaíso, Metropolitana y Libertador General Bernardo O'Higgins en el centro de Chile (aprox 30°-35° S). Identificamos y delimitamos todos los incendios ocurridos en bosques esclerófilos entre 1985 y 2015 utilizando imágenes Landsat. Las imágenes de incendios más antiguos que pudimos encontrar casi sin nubes en forma continua (año tras año) en nuestra área de estudio fueron de 1985, por lo cual, este año correspondió a la fecha inicial para comenzar nuestro análisis. Las imágenes Landsat tienen una resolución espacial de 30 metros, y pasan por el mismo lugar cada 16 días (Chuvieco et al. 2002). Digitalizamos imágenes desde octubre hasta mayo de cada año (periodo en que ocurren los incendios en esta región), y además revisamos los otros meses para confirmar la existencia de incendios. Encontramos 1.586 incendios ocurridos entre 1985 y 2015 que afectaron a los bosques y matorral esclerófilo de las regiones estudiadas. Del total de incendios, seleccionamos solo sitios quemados que mantenían bosques o al menos áreas con vegetación silvestre hasta ahora, lo cual redujo enormemente el conjunto de incendios identificados. El uso del suelo de la mayoría de los sitios incendiados había sido modificado, principalmente a suelo desnudo o uso agrícola. Revisamos la cobertura de estos sitios seleccionados en Google Earth Pro, y posteriormente hicimos muestreos de vegetación de una muestra de los sitios seleccionados. Todas las áreas quemadas seleccionadas se encontraban en colinas costeras (donde teníamos una muestra mayor de incendios que en la precordillera andina) y con exposición oeste, sur y sudoeste, es decir, donde esperábamos dominancia de especies esclerófilas. Áreas con diferente exposición estaban dominadas por formaciones xerófitas.

De los sitios quemados seleccionados, hicimos un segundo filtro en que seleccionamos 10 áreas quemadas sólo una vez en un periodo de 30 años (1985 fecha más antigua), así como quemados una vez en 1995, 2005 y 2015, con el fin de evaluar el efecto de la antigüedad o tiempo transcurrido desde el último incendio. No es posible aseverar que estos sitios nunca fueron incendiados previo a 1985, por lo que podría haber variabilidad en el número de veces previas a 1985 que fueron incendios. Sin embargo, es también probable que esta variabilidad sea homogénea entre las clases de sitios indicadas.

Para analizar el efecto de la frecuencia de incendios, seleccionamos otros 17 sitios con frecuencia de dos y tres incendios. Pudimos encontrar diez sitios con dos incendios consecutivos, pero sólo siete con tres incendios consecutivos en el período 1985-1995 (incluidos ambos años). Aunque encontramos sitios quemados desde 1985 hasta 2015, hasta un máximo de siete veces, éstos generalmente no tenían bosques nativos en el presente. No incluimos en estos análisis los incendios ocurridos después de 1995, porque decidimos analizar el efecto de la frecuencia de incendios en incendios antiguos, debido a antecedentes que indican que los bosques esclerófilos en general tienen una recuperación lenta (Fuentes-Castillo et al., 2012). Por ello, al fijar como año límite 1995, después de eso ha ocurrido un tiempo razonable como para que ocurriera recuperación de vegetación leñosa que fuera detectable en imágenes del 2015. Un segundo criterio para la selección de sitios quemados fue incluir aquellos en que no haya transcurrido más de cinco años entre incendios. Incluimos esta restricción para homogeneizar los periodos de recuperación entre incendios y estudiar el peor escenario producido por el fuego en la recuperación de la vegetación.

La severidad se define como la magnitud del cambio ambiental causado por el fuego, o el nivel de costo resultante en términos socioeconómicos. Para el análisis satelital de severidad de incendios, se utilizó el índice Difference Normalized Burn Ratio (dNBR). Este índice es ampliamente utilizado para establecer la severidad del fuego en la vegetación, y se basa en el análisis de dos imágenes satelitales, una antes y otra después del incendio, utilizando para ello la comparación de un índice derivado de niveles de reflexión del espectro electromagnético de las bandas infrarroja cercana (NIR) e infrarroja lejana (SWIR), para captar cambios en la estructura de la vegetación y reflectividad del suelo (Holden et al. 2005). La escala dNBR usada es la de Key & Benson (2006).

En total se analizaron 57 sitios incendiados, 30 para evaluar los efectos de la antigüedad del último incendio, y 27 para evaluar el efecto de la frecuencia de incendios). Los análisis sobre el tipo de vegetación quemada y severidad se hicieron en 81 lugares incendiados. Este número es mayor que el número de sitios, ya que 10 sitios se incendiaron dos veces, y siete sitios se incendiaron tres veces. El área cubierta por la vegetación inicialmente quemada se determinó como Bosque o Matorral mediante NDVI siguiendo la definición de estas categorías del catastro de bosque nativo (CONAF 1999, Fuentes et al. 2017).

La vegetación regenerada se determinó usando Google Earth y ArcGis (10.2), la cual se clasificó en vegetación densa (75 - 100% de cubierta vegetal, VD), vegetación semi-densa (50 - 75%, VS), vegetación dispersa (1 -50%, VE), vegetación visiblemente quemada, sin vegetación, y otras coberturas terrestres (caminos, casas, cultivos agrícolas, cuerpos de agua, entre otros). Los sitios estudiados abarcaron superficies entre 10 a 832 ha. De los 30 sitios que se analizaron para la evaluación sobre series de tiempo y efecto de la antigüedad de incendios, elegimos cuatro por clase de frecuencia y antigüedad para visitar en el campo. Además, visitamos sitios incendiados el 2015 para evaluar qué especies crecen inmediatamente después de un incendio. También se evaluaron cuatro sitios no quemados después de 1985, que sirvieran de comparación o control. En total se visitaron 24 sitios.

En cada sitio se realizaron cuatro transectos de 50 m de largo por 2 m de ancho a cada lado. En cada transecto se registraron todos los individuos de especies leñosas ≥ 2

m de alto. A cada individuo de especie leñosa \geq 2m de alto se le registró el diámetro a la altura del pecho (DAP). Para muestrear la regeneración de especies leñosas (individuos \leq 2 m de alto) se realizaron 10 cuadrantes de 0.25 m² (0.5 m x 0.5 m) en cada transecto, ubicándolos cada 5 m. En cada cuadrante se identificaron y contaron todas las plantas de especies arbóreas y arbustivas correspondientes a regeneración. La altura de la regeneración se clasificó en dos clases: de 0-50 cm y mayores a 50 cm (hasta 2m).

Se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM) para evaluar el efecto de diferentes variables independientes sobre el porcentaje de recuperación de la cobertura de vegetación nativa. Las variables respuesta se expresaron como una proporción de la superficie total del sitio quemado; estas fueron: vegetación densa, vegetación densa, semidensa y vegetación abierta o dispersa. Las variables independientes fueron: tiempo transcurrido desde el incendio (TTI), superficie quemada, pendiente (promedio, máximo y mínimo), altitud (promedio, máximo y mínimo), proximidad a centros poblados y severidad. Debido a que se seleccionaron bosques y matorrales de preferencia en exposición, Sur y Sur-Oeste, no se incluyó la exposición en los análisis. También se incluyó la distancia a la fuente de propágulos entre los sitios empleados en el análisis de la frecuencia de incendios. En el GLM utilizamos una distribución de error binomial y una función de enlace logit, que se recomienda cuando la variable de respuesta es una proporción. Se determinó el Criterio de información de Akaike (AIC), que es un índice que indica el grado de ajuste del modelo, y permite comparar los diferentes modelos (cuanto menor sea su valor, mayor será el ajuste). Además, calculamos la desviación (D^2) que indica la proporción de la varianza que explica el modelo.

Los modelos usados para relacionar el tiempo desde que ocurrió el incendio con la riqueza y abundancia de especies leñosas adultas fueron:

- a) $Y = B_0 + B_1 * T + B_2 * \text{Pend(prom)} + B_3 * \text{Alt(prom)} + B_4 * Dp$
- b) $Y = B_0 + B_1 * T + B_2 * \text{Pend(min)} + B_3 * \text{Alt(min)} + B_4 * Dp$
- c) $Y = B_0 + B_1 * T + B_2 * \text{Pend(max)} + B_3 * \text{Alt(max)} + B_4 * Dp$
- d) $Y = B_0 + B_1 * T$

Los modelos utilizados para evaluar el efecto de la frecuencia de incendios fueron:

- e) $Y = B_0 + B_1 * F + B_2 * \text{Pend(prom)} + B_3 * \text{Alt(prom)} + B_4 * Dp$
- f) $Y = B_0 + B_1 * F + B_2 * \text{Pend(min)} + B_3 * \text{Alt(min)} + B_4 * Dp$
- g) $Y = B_0 + B_1 * F + B_2 * \text{Pend(max)} + B_3 * \text{Alt(max)} + B_4 * Dp$
- h) $Y = B_0 + B_1 * F$

Donde B son los coeficientes estimados, Y fue la riqueza o abundancia, T es el tiempo transcurrido desde el incendio, Pend es la pendiente, Alt es la altitud, Dp es la distancia más cercana a los centros de población, (prom): promedio, (min): mínimo y (max): máximo en el caso de la pendiente y la altitud.

Resultados y conclusiones

Con respecto al análisis de la recuperación de la vegetación en sitios incendiados hace diferente número de años (1985, 1995 y 2005), se abarcó una superficie de 3.230 ha de bosque o matorral incendiados, distribuidas en las 30 áreas estudiadas para las series de tiempo. La mayor parte de la cobertura de bosque reestablecida post incendio, corresponde a los sitios incendiados en 1985. La vegetación incendiada en el 2005 corresponde principalmente a vegetación dispersa. Sitios incendiados en 1985 y en 1995 tuvieron notoriamente mayor cobertura de vegetación densa que los sitios que presentaron incendios más recientemente (año 2005) (Fig. 7), siendo la variable tiempo (1985, 1995 y 2005) y cobertura inicial (bosque o matorral) las únicas variables correlacionadas con la vegetación densa. De hecho, en promedio el 65% de la vegetación quemada clasificada como bosque (en los tres años estudiados) se recuperó como vegetación densa el año 2015, a diferencia de la vegetación clasificada como matorral incendiado, la cual se recuperó como vegetación densa en un porcentaje menor, 43,5%. Esto sugiere que cuando se incendia un bosque, existe mayor capacidad para recuperar una vegetación densa, respecto a cuando se quema un matorral.

En los análisis de frecuencia de incendios se abarcó una superficie de 1.648 ha de bosque o matorral incendiados distribuidos en 27 áreas incendiadas. En el caso de sitios incendiados una sola vez (en los años 1985, 1995 y 2005), la cobertura recuperada post-incendio fue de 309.085 ha, lo que representa un 95,6% del total de la superficie quemada que pasó a ser vegetación densa, semidensa o esparcida. La mayor parte de la recuperación se encontró después de uno y dos incendios (Fig. 7). En el caso de sitios con tres incendios la mayor parte de la cobertura recuperada fue del tipo esparcida (Fig. 7). Los sitios con uno y dos incendios consecutivos tuvieron un porcentaje de cobertura densa en la actualidad (año 2015) mayor que los sitios incendiados tres veces (Fig. 7).

En los 20 sitios incendiados muestreados se encontró un total de 52 especies de árboles y arbustos adultos. La forma de vida arbórea presentó 26 especies y 1291 individuos adultos. La especie más abundante y frecuente fue *Cryptocarya alba* con 268 individuos (20,76%) y *Peumus boldus* con 228 individuos (17,66%). La forma de vida arbustiva presentó 26 especies y 368 individuos, principalmente representados por *Colliguaja odorifera* con 66 individuos (17,93%) y *Aristeguietia salvia* con 53 (14,4%). En los sitios control se registró un total de 26 especies nativas. El mayor número de especies se encontró en la forma de vida arbórea con 17 especies y 231 individuos adultos. La especie más abundante fue *C. alba* con 60 individuos (25,97%) y *P. boldus* con 54 individuos (23,38%). El estrato arbustivo presentó 9 especies y 77 individuos, principalmente representado por *C. odorifera* con 27 individuos (35%) y *A. salvia* con 22 individuos (29%). Los análisis GLM no mostraron una relación entre la antigüedad de incendios y riqueza de especies, aunque hubo una relación entre riqueza y altitud máxima (Tabla 1). En cambio, sí se encontró una relación positiva con la abundancia de individuos adultos (> 2m) (Tabla 2). En el caso de frecuencia de incendios, se encontró una relación negativa con la riqueza de especies y con la abundancia de individuos adultos (Tabla 3 y 4).

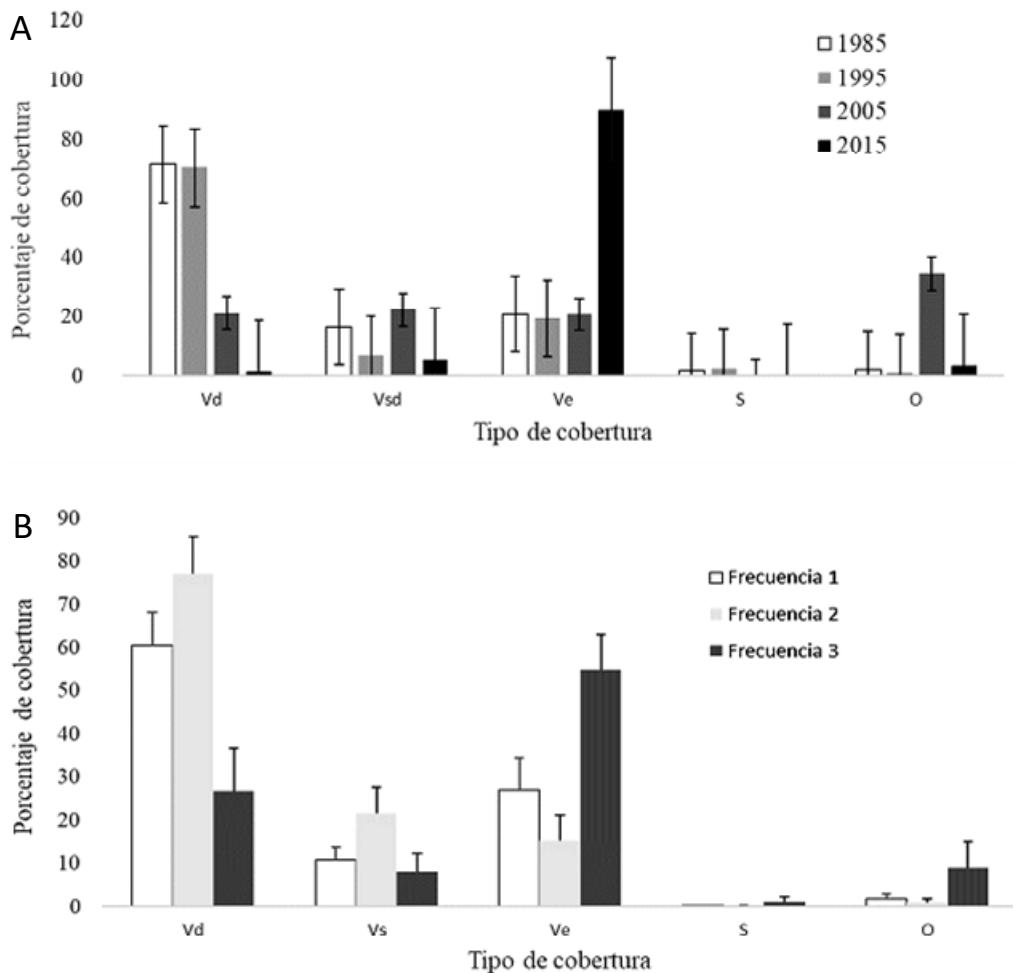


Figura 7. Porcentaje de cobertura vegetacional recuperada en el 2015 (promedio y error estándar) en sitios quemados una vez en 1985, 1995 y 2005 (A), y para tres frecuencias de incendio (1: un incendio, 2: dos incendios, 3: tres incendios, entre 1985 y 1995) en un mismo sitio (B). Se muestra la vegetación remanente después de 1-4 meses de un incendio (año 2015) para comparar visualmente con la vegetación recuperada. Vd: vegetación densa, Vs: vegetación semi-densa, Ve: vegetación esparcida, S: suelo desnudo, O: otras coberturas.

En conclusión, nuestros resultados indican que tanto la cobertura como la composición de especies leñosas del bosque y matorral esclerófilo se recuperan después de incendios. La recuperación de la riqueza de especies leñosas es mayor en incendios ocurridos en un rango de tiempo intermedio (hace 20 años), y en cambio después de 30 años de un incendio, la riqueza comienza a reducirse. Esto es consistente con la hipótesis de perturbaciones intermedias (Connell 1978), la cual en este caso operaría probablemente a través del cierre de copas. Esta recuperación ocurre tanto en sitios donde detectamos severidad baja como media. Probablemente la recuperación también ocurre después de incendios de alta severidad, pero esas áreas están mezcladas con lo que definimos como severidad media.

A pesar de que se encontró que la vegetación esclerófila leñosa se recupera después de uno y dos incendios, esto no es lo que comúnmente se observa en el paisaje de Chile central, probablemente porque después de incendios lo que ocurre es un cambio de uso de suelo. De hecho, fueron muy pocos sitios incendiados, de todos los revisados, en donde no hubo cambio de uso de suelo. Muy pocos estudios han observado una recuperación post-incendio de la vegetación leñosa de Chile central, probablemente por el corto alcance de tiempo que han empleado, en general, no más de uno o dos años después de incendios. La recuperación de la vegetación esclerófila de esta región es bastante más lenta, incluso sin haber ocurrido incendios (Fuentes-Castillo et al. 2012). Sin embargo, probablemente toda o la mayor parte de la regeneración y recuperación observada en este estudio ocurre a partir de rebrotes de raíz como fue señalado por Montenegro (2003, 2004), Segura et al. (1998) (ver otros capítulos de este informe). Así, la vegetación leñosa de Chile central tiene la capacidad de recuperarse después de incendios, lo cual depende de la frecuencia y antigüedad de los incendios. En general, la recuperación de la cobertura de vegetación leñosa y la densidad de individuos de especies leñosas es mayor en sitios que se han incendiado menos veces y en aquellos que no se han incendiado por más tiempo.

Tabla 1. Modelos GLM de relación entre riqueza de especies de individuos adultos y tiempo desde el incendio: Alt: altura, max: máxima.

Variable respuesta	Modelo	Términos significativos	AIC	D ²
Riqueza (arbórea)	a	-	97.83	21.83
	b	-	98.51	15.41
	c	(+0.001068) Alt (max)	96.69	30.94
	d	-	94.54	0.17
Riqueza (arbustiva)	a	-	83.98	9.90
	b	-	83.59	14.35
	c	-	84.15	8.03
	d	-	78.77	1.06
Riqueza (arbórea + arbustiva)	a	-	109.2	20.03
	b	-	109.9	15.87
	c	-	108.3	25.89
	d	-	106.3	0.59

Tabla 2. Modelos GLM de relación entre abundancia de individuos adultos y tiempo desde el incendio. T: tiempo transcurrido desde el incendio; Alt: altura; Pen: pendiente; prom: promedio; Dp: distancia más cercana a un centro poblado.

Variable respuesta	Modelo	Términos significativos	AIC	D ²
Abundancia adultos (arbórea)	a	(+0.00731) T + (+0.00243) Alt(prom) + (-0.000042) Dp	342.2	36.00
	b	(+0.00591) T +(+0.00264) Alt(min) + (-0.00003916) Dp	333.6	38.57
	c	(+0.00884) T +(+0.00180) Alt(max) + (-0.0000498) Dp	365.6	29.06
	d	-	457.1	0.11
Abundancia adultos (arbustiva)	a	-	197.3	4.42
	b	(-0.01174) Pen(min)	295.2	6.54
	c	-	198.2	3.50
	d	-	195.6	0.12
Abundancia adultos (arbórea +arbustiva)	a	(+0.00553) T + (+0.00184) Alt(prom) + (-0.0000285) Dp	306.0	32.70
	b	(+0.00201) Alt(min) + (-0.0000269) Dp	299.9	35.08
	c	(+0.00657) T + (+0.00136) Alt(max) + (-0.0000336) Dp	323.4	25.95
	d	-	383.5	0.19

Tabla 3. Modelos GLM para la variable riqueza de especies en estado adulto en sitios incendiados con distinta frecuencia. F: frecuencias de incendios

Variable respuesta		Modelo	Términos significativos	AIC	D ²
Riqueza (arbórea)	adultos	a	-	96.16	52.20
		b	-	96.42	33.10
		c	-	95.07	43.85
		d	-	92.74	14.59
Riqueza (arbustiva)	adultos	a	-	82.11	30.97
		b	-	81.99	23.31
		c	-	81.98	32.39
		d	-	76.63	25.16
Riqueza (arbórea +arbustiva)	adultos	a	(-0.1739) F	105.7	42.48
		b	(-0.1692) F	106.2	39.33
		c	(-0.1777) F	104.6	49.52
		d	(-0.1245) F	102.4	25.08

Tabla 4. Modelos GLM para la abundancia de adultos. F: frecuencias de incendios; Alt: altura; Pen: pendiente; prom: promedio; min: mínima; max: máxima; Dp: distancia más cercana a centro poblado.

Variable respuesta		Modelo	Términos significativos	AIC	D ²
Abundancia adultos (arbórea)	a		(-0.163) F + (+0.0021) Alt(prom) + (-0.0001)		
		Dp		331.6	39.17
		b	(-0.161) F + (+0.0023) Alt(min) + (-0.00006)		
		c	Dp	321.0	42.32
		d	(-0.204) F + (+0.0016) Alt(max) + (-0.0001) Dp	346.3	34.79
Abundancia adultos (arbustiva)	a		(-0.157) F	426.0	9.35
		b	-	196.8	4.92
		c	(-0.0144) Pen (min)	194.4	7.31
		d	-	198.0	3.70
Abundancia (arbórea +arbustiva)	a		-	195.7	0.01
		b	(-0.135) F + (-0.0037) Pen (prom) + (+0.0016)	295.4	36.83
		c	Alt(prom) + (-0.00004) Dp		
		d	(-0.136) F + (-0.0072) Pen (min) + (+0.0017)	287.0	40.12
		e	Alt(min) + (-0.0001) Dp		
		f	(-0.159) F + (-0.0021) Pen (max) + (+0.0012)	307.1	32.29
		g	Alt(max) + (-0.0000467) Dp		
		h	(-0.122) F	359.2	9.63

Efecto de la exclusión de herbívoros, incendios y cobertura de la vegetación en la regeneración natural del bosque esclerófilo de Chile central

Objetivos y Metodología

En este estudio evaluamos los efectos de los incendios, estado de desarrollo de los parches de vegetación y herbivoría, sobre la regeneración proveniente de semilla, así como desde reproducción vegetativa, de especies leñosas en la zona central de Chile.

El estudio se desarrolló en cinco localidades de la zona central de Chile, distribuidas tanto en áreas de clima costero como pre andino, abarcando gran parte de la variabilidad climática del bosque esclerófilo. Los cinco sitios se encuentran entre la región Metropolitana (RM) y del Libertador Bernardo O'Higgins. En cada una de estas localidades ocurrió un incendio durante el verano (enero-marzo) del año 2014, pero conservándose un área remanente no incendiada. Las localidades se seleccionaron, primero por la ocurrencia del incendio, y segundo, por la alta similitud de condiciones topográficas y vegetacionales entre las zonas incendiadas y remanentes. Estas localidades fueron (Fig. 8):

Rinconada, ubicada en la Comuna de Maipú, Región Metropolitana ($33^{\circ}30'26"S$ y $70^{\circ}52'57"E$) y corresponde a la localidad más xérica, con una pluviosidad media de 323 mm anuales (Luebert & Pliscoff, 2006). El sector no incendiado pertenece a la Estación experimental Germán Greve Silva de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, mientras que el sector incendiado pertenece a la empresa Univiveros.

El Peral, ubicada en la comuna de Puente Alto en la precordillerana andina de la Región Metropolitana ($33^{\circ}34'27"S$ y $70^{\circ}30'50"E$) y corresponde al predio privado Fundo El Peral. Presenta una precipitación media de 407 mm anuales (Luebert & Pliscoff, 2006).

Llancay, ubicada dentro de La Reserva Agrícola Llancay ($33^{\circ}51'13"S$ y $71^{\circ}26'54"E$), dedicada en su totalidad al cultivo de olivo, pero que mantiene en sus laderas vegetación natural. Esta localidad se encuentra en la comuna de San Pedro, provincia de Melipilla, Región Metropolitana, y posee una precipitación media de 411 mm anuales (Luebert & Pliscoff, 2006).

San Vicente, ubicada en un predio privado de la cuesta de San Vicente ($34^{\circ}04'33"S$ y $71^{\circ}21'42"E$) en la localidad de Santa Inés, comuna Las Cabras, provincia Cachapoal, VI Región. Posee una precipitación media de 439 mm anuales (Luebert & Pliscoff, 2006).

Santa Amelia, ubicada en el predio privado ($34^{\circ}24'19"S$ y $71^{\circ}17'38"E$) Santa Amelia, comuna de Pichidegua, Provincia de Cachapoal, VI Región. Posee una precipitación media de 578 mm anuales (Luebert & Pliscoff, 2006).

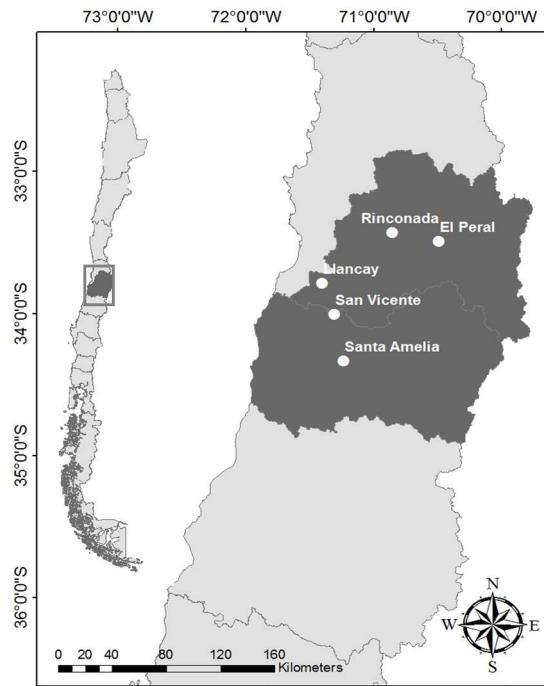


Figura 8. Ubicación geográfica de las localidades empleadas en el estudio. En color más oscuro se indican la Región Metropolitana y VI región.

En el área incendiada y no incendiada de cada localidad se clasificaron los siguientes tipos de parche de vegetación, los cuales representan aproximadamente un gradiente de estados sucesionales (o perturbación): Sitio abierto (solo hierbas), Matorral bajo (< 2 m alto), Matorral alto (2-4m alto) y Arbóreo (> 4 m alto). Los parches de matorral bajo y alto, así como los arbóreos tuvieron superficies aproximadas entre 20 m^2 y 50 m^2 . Los sitios abiertos correspondieron en general a áreas de mayor superficie (aprox $200 - 1000\text{ m}^2$), pero siempre se ubicaron de manera entremezclada con los otros tipos de parche. En las áreas incendiadas estos tipos de parche se identificaron en función de las estructuras leñosas quemadas remanentes post-incendio. En cada tipo de parche se instalaron parcelas de 3×4 m de exclusión de herbívoros, constituidas con polines rodeados de malla hexagonal de 0,8 metros de alto y alambres de púas en la parte superior (Fig. 9). En las proximidades de cada exclusión, y en el mismo tipo de parche, se instaló una parcela control de 3×4 m, sin exclusión de herbívoros, construida por medio de cuatro tubos de PVC en cada esquina. De esta manera, se estableció un experimento de tres factores, compuesto por dos niveles de incendio (Incendiado vs no incendiado), dos niveles de herbivoría (exclusión vs control), y cuatro parches vegetacionales.

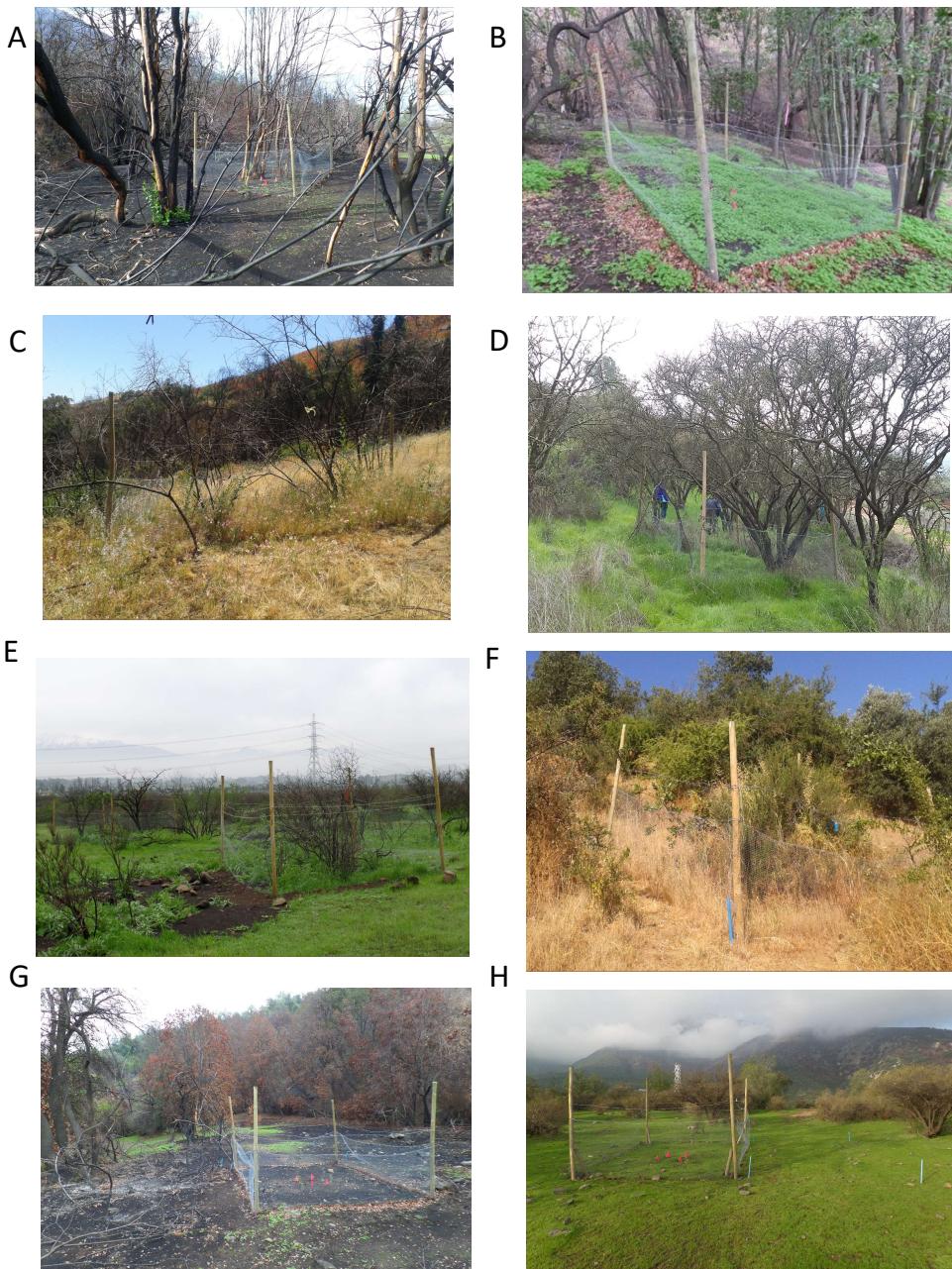


Figura 9. Exclusiones instaladas en zonas incendiada y no incendiada respectivamente de parches de bosque (A y B), matorral alto (C y D), matorral bajo (E y F), y sitio abierto (G y H).

Se realizó un monitoreo de la composición, riqueza de especies y abundancia (N° de individuos) de la regeneración de especies leñosas en cada exclusión y plot control. El monitoreo se realizó una vez por año, en primavera, entre 2014 y 2016. Cada individuo proveniente de germinación se asignó a una de las siguientes clases de tamaño: plantas <0,5m alto (excluyendo los individuos recién germinados de manera de incluir sólo plantas que ya superaron una estación seca), y plantas 0,5-1m alto. Cada individuo proveniente de regeneración vegetativa se asignó a las siguientes categorías: plantas <0,5 m alto, y plantas 0,5-1m alto. Por otro lado, con el fin de caracterizar las condiciones ambientales en que se desarrolla la regeneración en las diferentes situaciones experimentales estudiadas, se evaluó la humedad de suelo, la luminosidad, el volumen de la estrata herbácea. La humedad del suelo se evaluó a través del método gravimétrico en verano de 2015 y 2016, y en invierno de 2015 y 2016, obteniendo un promedio de los valores de humedad del suelo de invierno y verano por separado. La luminosidad se evaluó a 10 cm sobre el suelo en Verano (Febrero) de 2015, en un día completamente despejado. El volumen de la estrata herbácea se evaluó ponderando la cobertura por la altura de hierbas, evaluada en 4 puntos internos de cada parcela para luego obtener un promedio de altura por parcela. La cobertura se evaluó visualmente obteniendo una proporción (0-1) de cubrimiento del total de superficie de la parcela.

Resultados y conclusiones

La humedad de invierno fue notablemente mayor que la de verano en cualquier condición de incendio, parche de vegetación o herbivoría (Fig. 10A). Durante invierno, hubo bastante semejanza en los niveles de humedad entre zonas incendiadas y no incendiadas y entre parches de vegetación, aunque los parches arbóreos presentaron mayor humedad que los otros. En verano, se presentó aproximadamente el mismo patrón, aunque en este caso los sitios abiertos presentaron menor humedad del suelo que los otros parches. Además, en verano las áreas no incendiadas presentaron mayor humedad del suelo que las incendiadas en parches arbóreos (Fig. 10A). Por otro lado, la radiación PAR fue mayor en las áreas incendiadas que en las no incendiadas en todos los tipos de parche de vegetación, excepto sitios abiertos (Fig. 10B). Además, la PAR fue mayor en parches arbóreos y matorral alto que en matorral bajo y sitios abiertos en todas las condiciones experimentales (Fig. 10B). Los tratamientos de herbivoría no afectaron a la humedad del suelo ni PAR (Fig. 10 A y B). El volumen de hierbas en general fue mayor en las exclusiones que en los plots control, aunque al analizar cada parche y condición de incendio por separado, estas diferencias se pierden, probablemente por la alta variabilidad. En todos los parches el volumen de hierbas fue mayor en las zonas incendiadas que en las no incendiadas, tanto fuera como dentro de las exclusiones, excepto dentro de las exclusiones de parches de bosque (Fig. 10C). Además, en general el volumen de hierbas fue mayor en los parches leñosos que en los sitios abiertos, excepto en los plots control de las zonas no incendiadas (Fig. 10C).

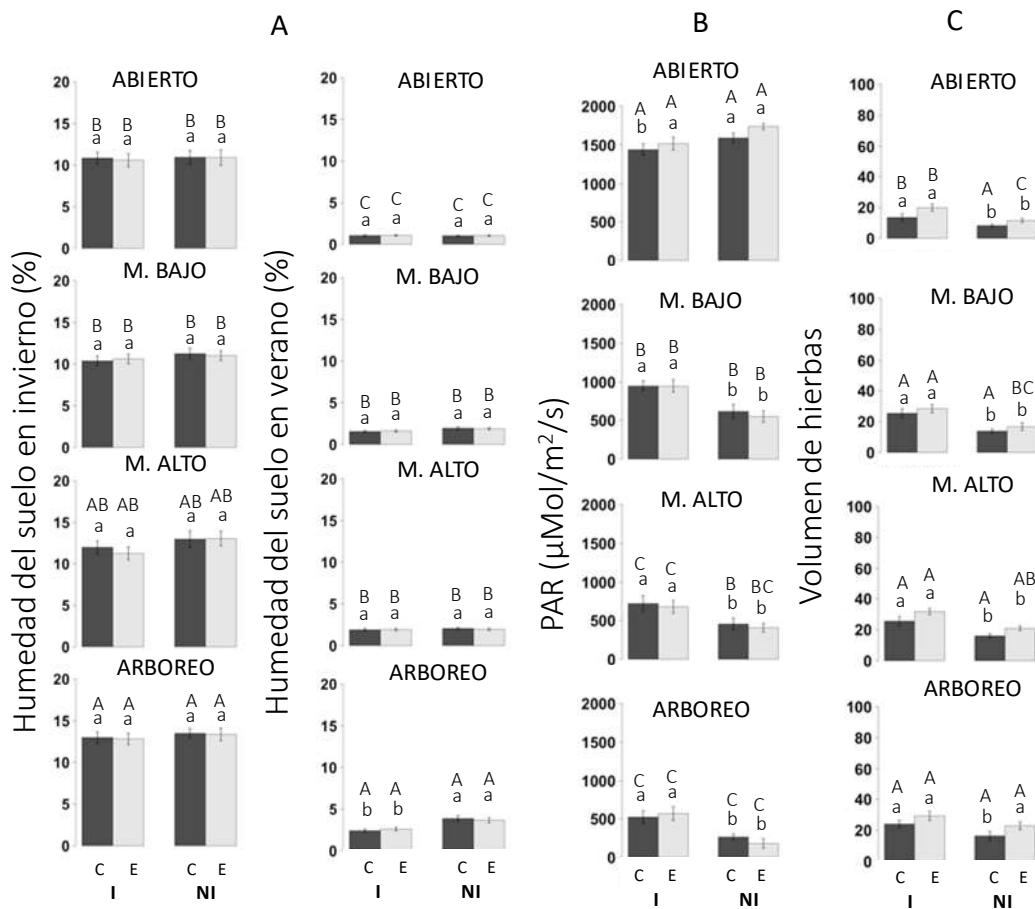


Figura 10. Porcentaje de humedad de suelo de invierno y verano (A), Radiación fotosintéticamente activa (PAR) (B), y volumen de estrata herbácea (C), por tipo de parche, condición de incendio (I; incendiado y NI; no incendiado) y tratamiento de herbivoría (C: control y E: exclusión). Diferentes letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas (GLM, LSD test, $P<0,05$) entre área incendiada y no incendiada, y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre parches por cada condición de incendio y de herbivoría.

La abundancia de plantas regeneradas vía semilla fue significativamente mayor en parcelas excluidas de herbívoros que en plots control sólo en los sitios no incendiados de parches arbóreos y de matorral (Fig. 11). Además, sólo en parches arbóreos y dentro de exclusiones, la abundancia de plantas fue significativamente mayor en zonas no incendiadas que en incendiadas (Fig. 11). En zonas no incendiadas, y dentro de exclusiones de herbívoros, la abundancia de plantas fue significativamente mayor en parches arbóreos que en sitios abiertos y parches de matorral alto, mientras que fuera de las exclusiones no hubo diferencias entre tipos de parche (Fig. 11). En zonas incendiadas la abundancia de la regeneración vía semilla fue significativamente mayor en parches de

matorral alto que en sitios abiertos tanto dentro como fuera de las exclusiones (Fig. 11).

No se observaron efectos de la herbivoría sobre la riqueza de especies de la regeneración vía semilla en ninguna condición de incendio y parche de vegetación, aunque nuevamente en zonas no incendiadas la riqueza de especies en las exclusiones fue bastante más alta (pero no significativamente) que en plots control en los parches de matorral bajo y arbóreos (Fig. 11). La riqueza de especies fue significativamente mayor en zonas no incendiadas que en incendiadas en los parches arbóreos dentro de exclusiones (Fig. 11). Dentro de zonas no incendiadas y dentro de exclusiones de herbívoros, la riqueza de especies fue significativamente mayor en parches arbóreos que en parches de matorral alto y sitios abiertos (Fig. 11). En zonas incendiadas no hubo diferencias de riqueza de especies entre parches de vegetación (Fig. 11).

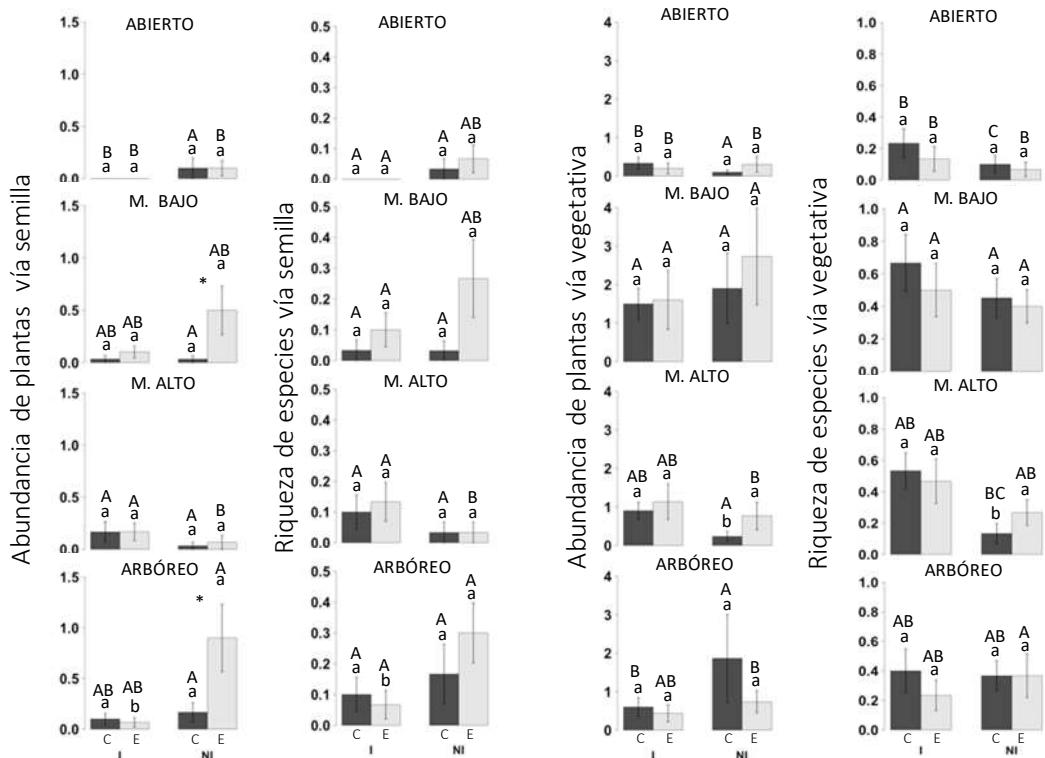


Figura 11. Abundancia de plantas y riqueza de especies de la regeneración vía semilla y vegetativa por tipo de parche, condición de incendio (I; incendiado y NI; no incendiado) y tratamiento de herbivoría (C: control y E: exclusión). Diferentes letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas (GLM, LSD tests, $P<0,05$) entre el área incendiada y no incendiada, y letras mayúsculas entre parches por condición de incendio y herbivoría. Asteriscos indican diferencias entre tratamientos de herbivoría, por condición de incendio y parche.

Al analizar la regeneración vía semilla separadamente por especie, en general se observó que, en varias especies, la presencia y abundancia aumenta a medida que aumenta la cobertura vegetacional. La única especie regenerando en sitios abiertos fue *A. caven*, lo cual sólo ocurrió en zonas no incendiadas. *Maytenus boaria* fue la única especie regenerando tanto en parches de matorral como arbóreos, y, además, la que obtuvo mayores valores de abundancia. Hubo pocas especies compartidas entre los parches de matorral bajo y alto, y en cambio, la similitud fue mayor entre los parches de matorral y arbóreos. Especies como *C. alba*, *S. latifolius*, *C. odorifera* y *L. caustica* sólo regeneraron bajo parches arbóreos. Por otro lado, en todos los tipos de parche de vegetación, varias especies que están regenerando vía semilla, lo hacen principalmente en las áreas no incendiadas. La excepción es *T. trinervis*, *M. hastulata* y *B. linearis* que sólo regeneran en zonas incendiadas. Algunas especies, tales como *Q. saponaria*, *P. boldus*, *B. linearis* y *C. odorifera* solo regeneran en condiciones excluidas de herbívoros.

Respecto a la regeneración vegetativa, en general, en todas las condiciones de parche, incendio y herbivoría se observaron cepas con al menos un rebrote, generando valores de abundancia en torno a una cepa por plot (Fig. 11). La herbivoría no tuvo efectos significativos en la abundancia de cepas con rebrote en ninguna condición de parche e incendio (Fig. 11). Sólo en los parches de matorral alto y fuera de las exclusiones, la abundancia de cepas con rebrotes fue significativamente mayor en zonas incendiadas que no incendiadas. En zonas no incendiadas y dentro de exclusiones, la abundancia de cepas con rebrote fue significativamente mayor en parches de matorral bajo que en todos los otros tipos de parche, pero fuera de las exclusiones no hubo diferencias entre parches (Fig. 11). En zonas incendiadas, y dentro de las exclusiones de herbívoros hubo significativamente más cepas con rebrotes en parches de matorral bajo que en sitios abiertos (Fig. 11). Fuera de las exclusiones el número de cepas con rebrote fue significativamente mayor en parches de matorral bajo que en sitios abiertos y parches arbóreos (Fig. 11). La riqueza de especies en la regeneración vegetativa (en las cepas con rebrote vegetativo) no fue afectada por herbivoría (Fig. 11). Sólo en parches de matorral alto y fuera de las exclusiones, la riqueza de especies de cepas con rebrotes vegetativo fue significativamente mayor en zonas incendiadas que en no incendiadas (Fig. 11). En zonas no incendiadas y fuera de las exclusiones, la riqueza de especies fue significativamente mayor en parches arbóreos y de matorral bajo que en sitios abiertos, y en parches de matorral bajo que matorral alto (Fig. 11). Similarmente, en zonas no incendiadas dentro de las exclusiones, la riqueza de especies de cepas con rebrote vegetativo fue significativamente mayor en parches arbóreos y de matorral bajo que en sitios abiertos. En zonas incendiadas, tanto dentro como fuera de las exclusiones, la riqueza de especies de la regeneración vegetativa fue significativamente mayor en parches de matorral bajo que en sitios abiertos (Fig. 11).

La importante abundancia y riqueza de especies de la regeneración vegetativa, indica que ésta ocurre vigorosamente, siendo similar en zonas incendiadas y no incendiadas. Incluso en parches de matorral alto la regeneración vegetativa es mayor en zonas incendiadas en abundancia y riqueza de especies. Estos resultados sugieren que en general, en todos los sitios donde había una especie leñosa antes del incendio, se

produce regeneración vegetativa igualando rápidamente a la que ocurre en sitios no incendiados. Es interesante que, en sitios abiertos, es decir, donde no había ninguna estructura leñosa al momento de comenzar el experimento, dos años y medio después, se presenten algunas especies con rebrotes vegetativos, aunque aún en menor magnitud que donde había o hay actualmente un parche leñoso. Esto sugiere que en áreas donde aparentemente sólo se observa una cubierta herbácea, después de algún tiempo puede ocurrir regeneración vegetativa. Más aún, esto no fue afectado por la herbivoría, sugiriendo que no se requieren tratamientos de exclusión para el éxito de este rebrote.

Debido a que los resultados que se muestran corresponden a los de la primavera de 2016, estas plantas debieron germinar principalmente en 2014 ó 2015, representando a regeneración que en general ya pasó al menos una estación de verano, aunque esto no significa que ya se encuentre completamente establecida. Las únicas especies regenerando en sitios abiertos fueron aquellas que frecuentemente han sido consideradas como pioneras (Fuentes et al. 1984, Armesto & Pickett 1985). Entre las especies pioneras observadas se encuentran aquellas que llegan a formar parches de matorral (*Baccharis* spp), y la principal que forma parches de matorral alto o espinales (*Acacia caven*). La existencia de regeneración de especies pioneras en sitios abiertos (aunque solo en sitios no incendiados en el caso de regeneración vía semilla) sugiere que puede estar ocurriendo un avance sucesional y con ello recuperación de una estrata leñosa. Adicionalmente, en parches de matorral bajo se observaron varias especies regenerando, sin embargo, muy pocas de éstas y en niveles muy bajos de abundancia correspondieron a especies arbóreas de etapas sucesionales más avanzadas (*P. boldus*, *M. boaria*, *Q. saponaria*). En parches de matorral alto, no se observó regeneración de prácticamente ninguna especie arbórea sucesionalmente más avanzada. Esto sugiere que los parches de matorral bajo son mejores facilitadores de procesos de avance sucesional que parches de matorral alto o espinal. En cambio, las especies arbóreas sucesionalmente más avanzadas regeneran casi exclusivamente bajo un dosel arbóreo. Esto sugiere que existe un estancamiento sucesional, sin o con muy lento avance desde parches de matorral a arbóreos.

En conclusión, con fines de restauración de la vegetación, la implementación de exclusión de ganado y conejos podría beneficiar sólo la regeneración vía semilla de especies leñosas en parches arbóreos y de matorral bajo. Además, la exclusión de herbívoros genera sólo un pequeño incremento en regeneración, y no parece suficiente como para asegurar una recuperación de la regeneración proveniente de reproducción sexual tanto en áreas incendiadas como no incendiadas. Por ello, este tipo de técnica, si bien contribuye, no sería suficiente para la restauración de la regeneración proveniente de germinación de semillas, y no es necesaria para la regeneración vegetativa. Sin embargo, cabe mencionar que estos resultados fueron obtenidos sólo dos años después de los incendios, y es posible que los herbívoros generen efectos en escalas de tiempo mayor. Por ello, se debe continuar monitoreando el efecto de las exclusiones en el tiempo.

Establecimiento de plantas desde siembra y plantación en áreas incendiadas y degradadas de Chile central

Este estudio se centra en evaluar el éxito de establecimiento de plantas de diferentes especies al reforestarlas a través de siembra directa y plantación. Esta evaluación se realiza bajo diferentes condiciones de perturbación por incendio, y tipo de parche de vegetación. El estudio fue llevado a cabo en 5 localidades distribuidas entre la Región Metropolitana y la VI Región del Libertador General Bernardo O'Higgins (Fig. 8, Tabla 5). Las localidades variaron en los niveles de precipitación anual, así como también en los niveles de precipitación ocurridos durante el período experimental (Tabla 5). No obstante, en todas las localidades se presenta una alta estacionalidad, con niveles de precipitación casi nulos durante el período de verano (Fig. 12).

Tabla 5. Precipitación acumulada de cada localidad entre Julio 2014 a Junio 2016 diferenciando ambos años de estudio.

Localidad	Estación cercana	meteoro lógica	más	Precipitación (mm)						
				Julio 2014	–	Julio 2015	–	Junio 2015	–	Junio 2016
Rinconada	Rio Mapocho	Rinconada de Maipú		82,4		153,8				
El Peral	Quebrada de Macul				178,7		452,2			
Llancay	Los Guindos				216,6		550,8			
San Vicente	Cocalán				241,5		433			
Llancay	Los Guindos				216,6		550,8			
Santa Amelia	Millahue				288,8		697			

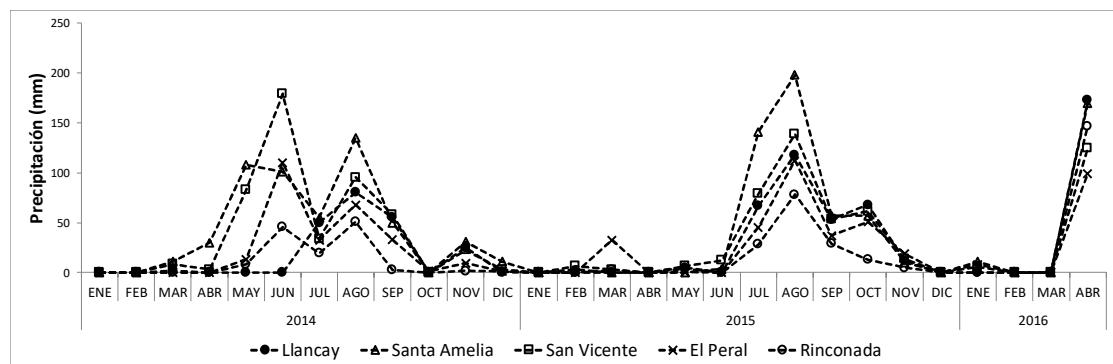


Figura 12. Precipitación mensual del período experimental (Julio 2014 – Junio 2016) por cada localidad.

El experimento fue iniciado en mayo de 2014 con la construcción de 240 protecciones contra ganado y lagomorfos de 3 x 4 m en base a polines y malla hexagonal, distribuidas en las 5 localidades descritas anteriormente. En cada localidad ocurrió un incendio durante el verano del año 2014, permaneciendo en todas, un área no quemada de las mismas características topográficas que el área incendiada. Las áreas remanentes no habían sufrido incendios en las últimas dos décadas. En cada localidad se emplearon los siguientes parches de vegetación: sitio abierto (sin vegetación leñosa, solo estrata herbácea), matorral bajo (< 2m alto), matorral alto (2-4m alto) y arbóreo (> 4m alto). Los matorrales bajos fueron dominados por especies del género *Baccharis* o *Retanilla trinervia*, los matorrales altos por *Acacia caven* o *Schinus polygamus*, y los bosques por *Quillaja saponaria* y/o *Lithrea caustica*. En las áreas incendiadas los tipos de parche fueron identificados por las estructuras quemadas remanentes (Fig. 8). En cada localidad se instaló el mismo número de exclusiones en la zona incendiada y no incendiada para cada tipo de parche, aunque el número de exclusiones por parche varió entre localidades (entre 40 y 56 exclusiones por localidad). En cada una de las exclusiones, a fines de otoño de 2014 y después de las primeras lluvias, se plantaron cuatro especies (una planta por especie) y se sembraron 50 semillas de las mismas especies plantadas. Las especies variaron entre los tipos de parche de manera de emplear especies que, de acuerdo a la literatura y observaciones, parecen adecuadas para las condiciones de cobertura de cada parche. Es decir, las especies empleadas en diferentes tipos de parche difirieron en su estatus sucesional, aunque se excluyeron especies para las cuales ya existe suficiente conocimiento respecto a sus requerimientos de cobertura para regenerar. La selección de especies se realizó de manera que, con el proceso de reforestación que se evalúa, sitios abiertos puedan avanzar hacia parches de matorral bajo o matorral alto, parches de matorral bajo puedan avanzar hacia parches de matorral alto o de bosque, parches de matorral alto puedan avanzar hacia bosques, y parches de bosque puedan lograr una diversificación de especies. Las especies empleadas en cada tipo de parche se indican en la Tabla 6. En todas las especies las plantas empleadas tuvieron un año al momento de la plantación y las semillas fueron colectadas en áreas alrededor de Santiago.

Tabla 6. Especies plantadas y sembradas por tipo de parche vegetacional.

Tipo de parche vegetacional	Especies sembradas y plantadas
Abierto	<i>Acacia caven</i> , <i>Podanthus mitiqui</i> , <i>Senna candolleana</i> , <i>Schinus polygamus</i> .
Matorral bajo	<i>Acacia caven</i> , <i>Schinus polygamus</i> , <i>Kageneckia oblonga</i> , <i>Quillaja saponaria</i> .
Matorral alto	<i>Kageneckia oblonga</i> , <i>Quillaja saponaria</i> , <i>Lithrea caustica</i> , <i>Maytenus boaria</i> .
Bosque	<i>Lithrea caustica</i> , <i>Cryptocarya alba</i> , <i>Peumus boldus</i> , <i>Maytenus boaria</i> .

En cada exclusión se realizaron evaluaciones de luminosidad (en verano 2015), contenido de humedad del suelo (en Invierno 2014, Verano 2015, Invierno 2015, Verano 2016 a través de método gravimétrico) y de variables químicas del suelo (primavera de 2014, 9 meses después de los incendios, y primavera de 2017, tres años y 9 meses después de los incendios).

Para estimar el éxito del establecimiento de plantas desde la siembra, se realizaron 3 monitoreos durante otoño (después de la estación seca) de 2015 y 2016 (dos años después de la siembra), y primavera de 2015 (previo a la estación seca). En cada monitoreo se realizó un conteo de plantas vivas de cada especie y se cuantificó el porcentaje de las 50 sembradas, obteniendo un valor por exclusión. En cada monitoreo también se registró el estado vital de cada planta plantada. Se consideró una planta viva cuando presentó ya sea al menos una hoja verde o brotes verdes.

En todos los análisis las localidades fueron consideradas como réplicas. Por ello, se generaron promedios por tipo de parche, condición de incendio, especie y por localidad. En el caso de la evaluación del éxito de establecimiento de plantas desde siembra y plantación, todos los análisis fueron realizados considerando los tipos de parche por separado debido a que las especies empleadas difieren entre ellos. Los análisis se enfocaron en comparar especies y condiciones de incendio por tipo de parche de vegetación. Para esto, en el caso de la siembra, se obtuvo un promedio del porcentaje de plantas reclutadas de las 50 sembradas entre todas las exclusiones para un tipo de parche determinado, condición de incendio, localidad y especie. De esta manera se obtuvieron 5 réplicas por combinación de condición de incendio y especie para cada tipo de parche. En el caso del establecimiento de plantas desde plantación, entre las exclusiones (y por lo tanto plantas) de un tipo de parche determinado, condición de incendio y localidad, se obtuvo un porcentaje de plantas vivas en cada monitoreo. Estos porcentajes fueron obtenidos entre las 5, 6 ó 7 plantas por especie que hubo por condición en las localidades. Así, se obtuvo un valor de porcentaje de sobrevivencia por especie, tipo de parche, condición de incendio y localidad, generando un total de 5 réplicas.

En el caso de la humedad del suelo, se realizó un análisis de modelos lineares generalizados (GLM) (distribución: Poisson; Función Link: Logarítmica) empleando como factores las variables “Incendio”, “Parche” y “Estación”. En el caso del establecimiento desde siembra, se realizó un análisis de varianzas no paramétricas a través de la prueba Kruskal-Wallis. La variable dependiente correspondió al reclutamiento en porcentaje y los factores analizados fueron “Incendio”, “Especie” y “Temporada”. Temporada en este caso se refiere a los diferentes monitoreos realizados. En el caso del establecimiento desde plantación, se observó normalidad de los datos, y se realizó un análisis de varianzas paramétricas (ANOVA) y pruebas de diferencias mínimas significativas de Fisher (LSD).

Resultados y conclusiones

La caracterización de humedad del suelo y luminosidad de las condiciones experimentales evaluadas en este estudio se presenta en la Fig. 9. Nuestros resultados indican que el contenido de humedad se incrementa a medida que aumenta la cobertura vegetal leñosa, patrón comúnmente observado en regiones con clima de tipo Mediterráneo. Por otro lado, a pesar de la fuerte reducción de la cobertura leñosa

producto de los incendios, expresado en la mayor luminosidad en las áreas incendiadas, los niveles de humedad del suelo no variaron fuertemente producto de los incendios. Sólo en parches arbóreos en verano las áreas incendiadas presentaron menor humedad del suelo que las no incendiadas. Esto sugiere que las pocas estructuras quemadas que quedan remanentes en parches de matorral, y probablemente también el rápido rebrote vegetativo de estos parches, contribuyen de manera importante a la conservación de la humedad del suelo.

Respecto a las condiciones químicas del suelo, en el año 2014, los incendios generaron cambios importantes en las propiedades químico nutricionales del suelo. Las mediciones mostraron que los niveles de pH y conductividad eléctrica tendieron a ser mayores en las áreas incendiadas que en las no incendiadas. Los efectos del fuego sobre los niveles de materia orgánica del suelo fueron más variables. En parches de matorral bajo, matorral alto y sitios abiertos la materia orgánica fue mayor en las áreas incendiadas, en cambio en los parches arbóreos la materia orgánica fue menor en las áreas incendiadas. Además, inmediatamente después de los incendios del 2014, los niveles de los nutrientes N, P y K aumentaron en comparación a las zonas no incendiadas, probablemente por la liberación de los cationes desde la materia orgánica y su incorporación en el suelo (Mataix-Solera et al. 2007). Posteriormente, en el año 2017, las diferencias entre áreas incendiadas y no incendiadas se acortaron para el pH, aunque siguen siendo levemente mayores en las áreas incendiadas. En el caso de la conductividad eléctrica incluso las diferencias se invirtieron, siendo ahora mayor en las áreas no incendiadas. A diferencia de lo observado en 2014, en 2017 en todos los tipos de parche de vegetación la materia orgánica fue mayor en las áreas no incendiadas. Además, en las mediciones del año 2017 los niveles en todos los nutrientes fueron bastante más semejantes entre las áreas incendiadas y no incendiadas, perdiéndose el incremento en N, P, K que había ocurrido pocos meses después de los incendios en las áreas incendiadas. En consecuencia, si bien ocurrieron alteraciones en las condiciones de suelo producto de los incendios, al menos para la intensidad y condiciones de los incendios estudiados, casi todos los parámetros de los suelos recuperaron niveles semejantes a los previos al incendio en un período de tres años.

En sitios abiertos, las especies *A. caven* y *S. candolleana* presentaron mayores niveles de reclutamiento desde siembra que las especies *S. polygamus* y *P. mitiqui* en todas las temporadas (Fig. 13). Además, en las dos primeras especies, hubo un incremento importante en el nivel de reclutamiento desde otoño a primavera de 2015, sugiriendo que las semillas de estas especies se mantuvieron vivas por más de un año sin germinar (desde 2014 a 2015), aunque posteriormente, en verano de 2016, se produce una alta mortalidad de plántulas que reduce los niveles de establecimiento de plantas en otoño de 2016. Además, en ninguna especie hubo diferencias de establecimiento de plantas entre condiciones de incendio en la última temporada (Fig. 13). En los parches de Matorral bajo, en general, las especies *K. oblonga*, *A. caven* y *Q. saponaria* mostraron similares niveles de establecimiento de plantas entre ellas, y mayores que *S. polygamus*, en ambas condiciones de incendio. Además, en general no hubo diferencias de niveles de establecimiento de plantas entre condiciones de incendio (Fig. 13). En parches de Matorral alto, en general las especies *K. oblonga*, *M. boaria* y *Q. saponaria* presentaron mayores niveles de establecimiento que *L. caustica*, en ambas condiciones de incendio.

Además, en *Q. saponaria*, los niveles de establecimiento final de plantas fueron mayores en las zonas incendiadas que en las no incendiadas. En cambio, en las otras especies no hubo diferencias de establecimiento entre condiciones de incendio (Fig. 13). En parches arbóreos, en general, las especies *C. alba* y *M. boaria* presentaron mayores niveles de establecimiento de plantas que *L. caustica* y *P. boldus* (Fig. 13). En las áreas incendiadas durante el último monitoreo, *M. boaria* tuvo mayor establecimiento que *L. caustica*, pero no que *C. alba* y *P. boldus*, sin diferencias entre dos últimas especies. En zonas no incendiadas no hubo diferencias entre especies. Además, en general el establecimiento en zonas no incendiadas fue mayor que en zonas incendiadas, aunque al analizar diferencias por separado entre especies, solo *L. caustica* mantuvo esta diferencia (Fig. 13). En consecuencia, en general, las especies estudiadas en todos los tipos de parche presentaron algún nivel de establecimiento de plantas desde siembra, con excepción de *P. mitiqui* en los sitios abiertos y *L. caustica* en los parches de Matorral alto. Esto sugiere que las especies estudiadas en cada parche podrían ser empleadas en procesos de reforestación a través de siembra. A ninguna de las especies se les aplicó algún tratamiento pregerminativo, principalmente con el fin de hacer comparaciones entre especies sin influir los resultados debido al nivel o tipo de tratamiento pregerminativo que pudiese haberse aplicado a las especies. Por lo tanto, si se aplicaran tratamientos pregerminativos, es altamente probable que los niveles de reclutamiento y establecimiento de plantas desde siembra hubiesen sido bastante mayor (Figueroa & Jaksic 2004). No obstante, hubo diferencias importantes entre especies en el establecimiento desde siembra.

Por otro lado, en total se contabilizaron 419 individuos vivos en el último monitoreo, lo que corresponde a un 43,65 % de la plantación inicial. En todos los tipos de parche y especies el período de mayor mortalidad de plantas fue entre la plantación (junio 2014) y el primer monitoreo (otoño 2015), probablemente generada por el primer período seco de verano. Posterior a esto los niveles de mortalidad son bastante menores en todas las especies y condiciones de incendio (Fig. 14). Esto sugiere que las plantas de estas especies, en las condiciones evaluadas, generan rápidamente, en menos de un año, un sistema radicular que les permite resistir bastante bien la segunda estación seca. En sitios abiertos, en general, *A. caven*, *S. polygamus* y *S. candolleana* tuvieron niveles de sobrevivencia mayores que *P. mitiqui* en ambas condiciones de incendio. Sin embargo, sólo en zonas incendiadas estas diferencias fueron significativas, mientras que en zonas no incendiadas sólo hubo diferencias significativas entre *A. caven* y *P. mitiqui* (Fig. 14). Además, en general la sobrevivencia en zonas incendiadas fue mayor que en zonas no incendiadas, aunque sólo en *S. polygamus* estas diferencias fueron significativas (Fig. 14).

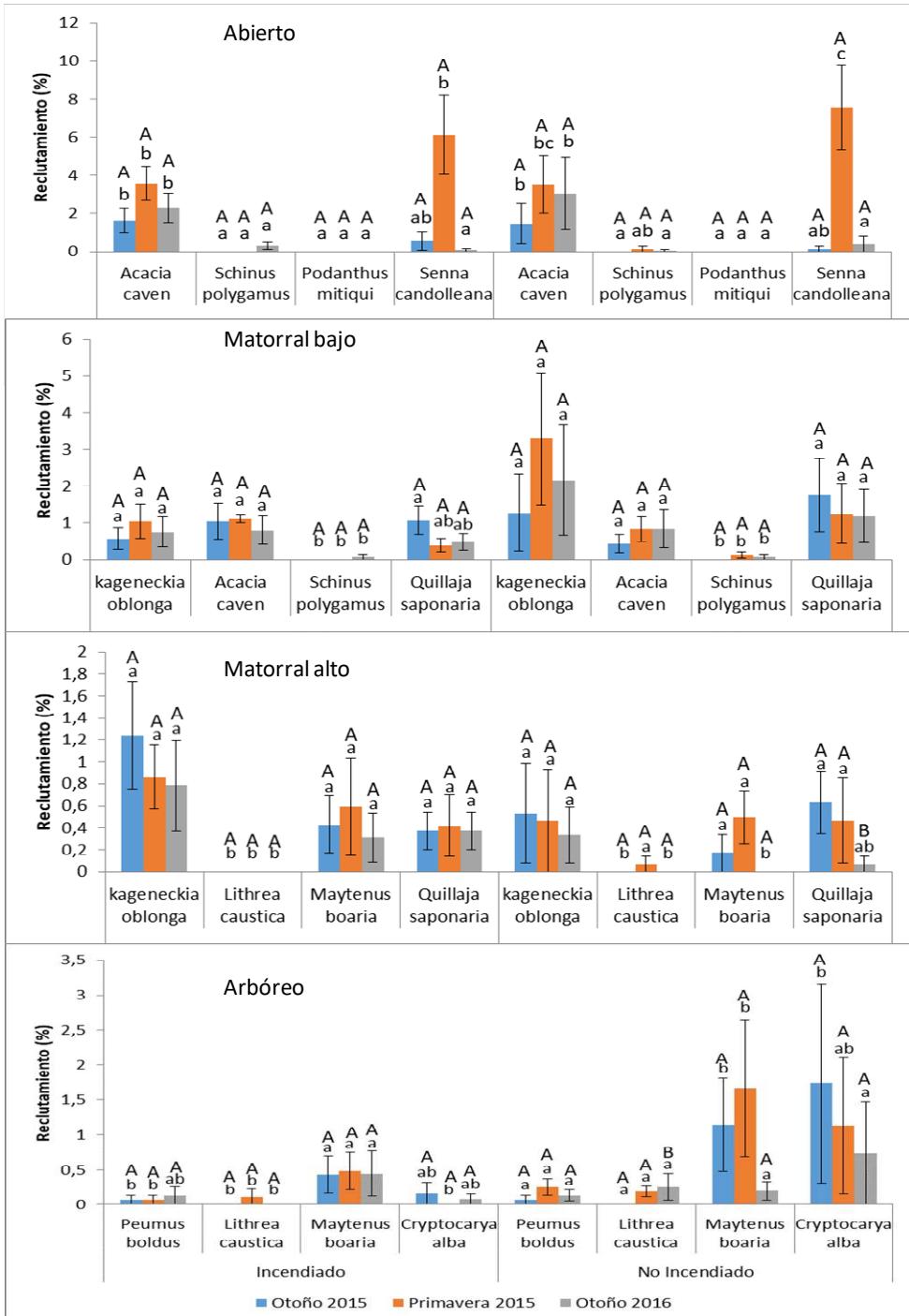


Figura 13. Reclutamiento desde siembra (%) por condición de incendio y temporada de monitoreo de las especies empleadas en cada tipo de parche (media ± Error Estándar). Diferentes letras mayúsculas y minúsculas indican respectivamente, diferencias estadísticas significativas (K-W test $P<0,05$), entre condiciones de incendio por cada especie, y entre especies dentro de una condición de incendio, por temporada.

En parches de Matorral bajo, en general las especies evaluadas mostraron niveles muy similares de establecimiento de plantas en ambas condiciones de incendio, aunque en zonas incendiadas la especie *S. polygamus* presentó una sobrevivencia levemente mayor que las otras especies (Fig. 14). En parches de Matorral alto, sólo en zonas incendiadas los niveles de sobrevivencia de *M. boaria* fueron significativamente menores que los de *K. oblonga*, pero no de las otras dos especies. En cambio, en zonas no incendiadas no hubo diferencias entre especies. No hubo diferencias de sobrevivencia entre condiciones de incendio (Fig. 14). En parches arbóreos, en general, los niveles de sobrevivencia de *L. caustica* son mayores que en las otras especies, aunque esto depende de la condición de incendio y temporada. En la última temporada, en zonas incendiadas, *L. caustica* y *M. boaria* tuvieron mayor sobrevivencia que *C. alba*, pero no que *P. boldus*, la cual mostró niveles intermedios de sobrevivencia (Fig. 14). En cambio, en zonas no incendiadas, *L. caustica* tuvo significativamente mayor sobrevivencia que *P. boldus*, y ninguna de estas dos especies difirió significativamente de las otras dos (Fig. 14). Sólo en *M. boaria* hubo diferencias de sobrevivencia entre condiciones de incendio, siendo mayor en el área incendiada. En consecuencia, todas las especies de todos los tipos de parche de vegetación, tanto en áreas incendiadas como no incendiadas mostraron algún nivel de sobrevivencia. Esto indica que todas las especies evaluadas podrían ser empleadas en procesos de reforestación a través de plantación en los parches en que fueron evaluadas, aunque existen algunas diferencias entre algunas de ellas en el nivel de establecimiento. Por ejemplo, en sitios abiertos resalta *A. caven*, *S. polygamus* y *S. candolleana*. En parches de matorral bajo, cualquiera de las especies sería apropiada en estas condiciones, aunque resalta *K. oblonga*. En parches de matorral alto, resalta nuevamente *K. oblonga*, aunque *L. caustica* y *Q. saponaria* también mostraron niveles altos de sobrevivencia. En parches arbóreos, *L. caustica* y *M. boaria* parecen más apropiadas para enriquecer este tipo de parche en procesos de reforestación y restauración. Si bien *C. alba* y *P. boldus* son especies que han sido consideradas como tardías sucesionalmente (Luebert & Pliscoff, 2006), aparentemente, las condiciones ambientales existentes durante el experimento, especialmente de precipitación, no fueron suficientemente apropiadas como para obtener mayores niveles de sobrevivencia en ellas. Por otro lado, se observaron muy pocas diferencias de establecimiento desde plantación entre condiciones de incendio. Por lo tanto, las condiciones generadas por los incendios aparentemente no afectan negativamente la sobrevivencia de plantas de las especies estudiadas, y para las que se observó algún efecto de los incendios, éste fue positivo.

Globalmente entre las especies y parches estudiados, la siembra tuvo niveles muy bajos de establecimiento de plantas, en general no sobrepasando el 1%. En cambio, la plantación generó niveles de establecimiento en promedio cercanos al 43%. Esto sugiere que el éxito de una plantación es significativamente más alto que el de una siembra. Sin embargo, las diferencias de éxito entre siembra y plantación de cada especie en cada condición ambiental, deben contrastarse con las diferencias de costo entre un proceso de plantación y uno de siembra, de manera de tomar una decisión correcta de la metodología de reforestación a aplicar en un caso determinado.

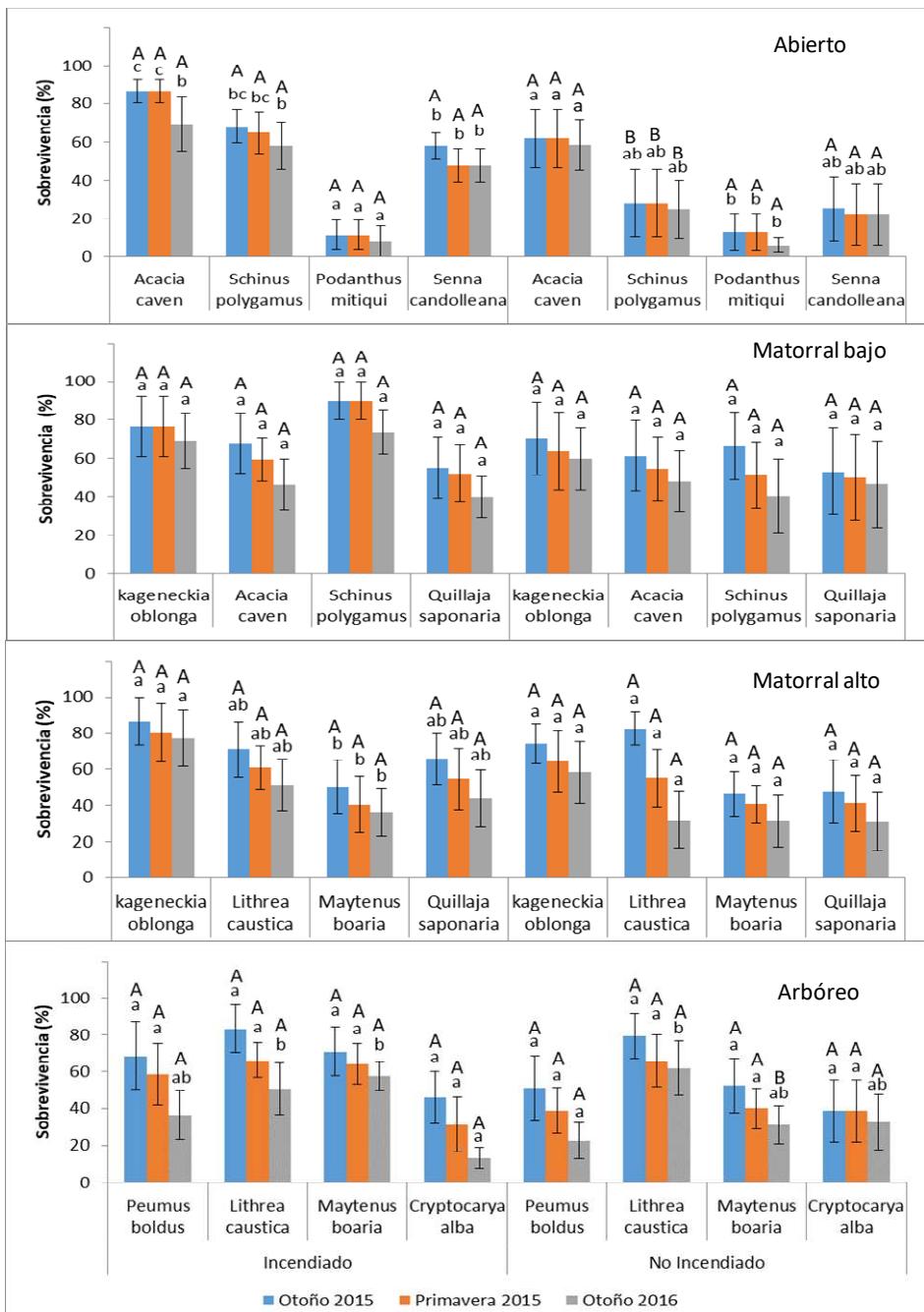


Figura 14. Sobrevivencia desde plantación (%) por condición de incendio y parche en las especies y temporadas estudiadas (media ± Error Estándar). Diferentes letras mayúsculas y minúsculas indican respectivamente diferencias estadísticas significativas (LSD test $p<0,05$), entre condiciones de incendio dentro de una especie, y entre especies por condición de incendio y temporada.

Efecto de tratamientos de riego, sombra y suelo en la sobrevivencia y crecimiento de especies leñosas de Chile central

Objetivos y Metodología

El objetivo de este estudio fue evaluar tratamientos que permitan restaurar áreas abiertas degradadas de Chile central. Específicamente se evalúa los efectos de diferentes frecuencias de riego, aplicación de sombra artificial y de enmiendas al suelo, en la sobrevivencia y crecimiento de plantas de cuatro especies leñosas típicas de esta región. Además, en este estudio se evalúa si la suspensión del riego después de dos estaciones secas de aplicación, tiene un efecto negativo en la sobrevivencia y crecimiento de las plantas, comparado con plantas que son regadas por una tercera estación seca.

Este estudio se realizó en dos sitios representativos de la heterogeneidad ambiental de la zona central de Chile. El primero de ellos corresponde a la Reserva Nacional Lago Peñuelas ($33^{\circ}11'10''S$; $71^{\circ}27'54''W$), localizada en la Región de Valparaíso a 20 km de la costa. Los registros climáticos para la reserva muestran una precipitación media de 701,2 mm/año y una temperatura media de $14,9^{\circ}C$ (DGA, 2014), aunque durante el periodo de estudio (2014-2016) el promedio anual de precipitación fue de 550,3 mm/año. El segundo sitio se encuentra en la precordillera andina de la Región Metropolitana, en la comuna de Pirque, dentro del fundo El Principal ($33^{\circ}43'46''S$; $70^{\circ}30'56''W$). Según registros históricos posee una temperatura media anual que alcanza los $13,5^{\circ}$ y una pluviometría media de 441,2 mm/año (DGA, 2014), aunque durante el periodo de estudio (2014-2016) presentó una precipitación promedio de 332,5 mm/año. La Figura 1 muestra la precipitación y temperatura durante el periodo en que se realizó el estudio. En ambos sitios actualmente se presenta una vegetación abierta con grandes extensiones de praderas y matorrales de *Acacia caven* Mol. Especies frecuentes en ambos sitios son *Acacia caven*, *Maytenus boaria* Mol., *Quillaja saponaria* Mol., *Lithrea caustica* (Mol.) H. et A. Específicamente, para el establecimiento de las plantaciones experimentales se seleccionaron zonas abiertas, planas, desprovistas de vegetación leñosa.

La selección de las especies incluidas en el estudio se basó en que fueran especies con amplia distribución geográfica dentro del tipo forestal Esclerófilo, de forma que los resultados puedan ser aplicables a gran parte de Chile central. Además, las especies seleccionadas fueron en general especies que han sido documentadas regenerando y/o creciendo en sitios abiertos o con baja cobertura arbórea, y así puedan contribuir a reforestar áreas abiertas. Bajo este marco, se seleccionó a *Colliguaja odorifera* (Euphorbiaceae) y *Schinus polygamus* (Anacardiaceae), dos especies consideradas pioneras en esta región y que a su vez han sido poco estudiadas experimentalmente. Por otro lado, se seleccionó a *Quillaja saponaria* (Rosaceae) y *Lithrea caustica* (Anacardiaceae), las cuales corresponden a especies consideradas sucesionalmente más tardías para esta región, pero que, con aplicación de tratamientos, puedan llegar a establecerse en áreas abiertas y así acelerar el proceso sucesional y restauración.

El diseño experimental fue idéntico en ambos sitios. En cada sitio se instaló un cerco perimetral de 100 x 50 m y 1,5 m de altura, con malla hexagonal y alambres de púas, para proteger el experimento de la herbivoría de ganado y conejos. Durante el mes de julio del 2014 en cada sitio se plantaron 720 individuos de cada una de las cuatro

especies (2880 plantas en total), en casillas de 0,3 x 0,3 m y 0,3 m (excepto para plantas tratadas con una casilla más profunda, ver más abajo), distribuidos en 30 filas de 96 plantas, cada fila incluyendo 24 individuos de cada especie. Los tratamientos de suelo aplicados fueron tres: 1) control con suelo natural de la misma casilla (S); 2) aplicación de 2 L purín de producción porcina (P), mezclado con el sustrato extraído de la casilla; y 3) aplicación de guano de caballo (G) mezclado con el sustrato extraído de la casilla (2 L por casilla). Los cuatro tratamientos de sombra se instalaron una vez estuvieron plantados la totalidad de los individuos. Estos fueron: 1) control sin sombra (S); 2) una malla raschel (M) de 0,6 m de alto que rodeaba la planta sujetada a 3 soportes enterrados en el suelo; 3) una protección de policarbonato de color verde claro (P) de 0,6 m de alto, sujetada a un soporte enterrado en el suelo; y 4) un casilla de plantación (C) de mayor profundidad que el resto de las plantas (60 cm) de manera que la base del tallo de cada planta quedó a 30 cm de profundidad (en el resto de las plantas la base del tallo quedó a nivel de superficie), lo cual permitió sombrear tanto parte del follaje de la planta como el suelo. Los tratamientos de riego fueron tres: un riego alto de 1 L cada una semana (W+); un riego bajo de 1 L cada dos semanas (W-); y un control sin riego (S). La aplicación de riego fue durante los meses más secos (noviembre a abril), para las dos temporadas estivales siguientes a la plantación. Todos los riegos se realizaron de manera manual directamente sobre la casilla de plantación, a través de mangueras provenientes de un estanque móvil de 1000 L. En consecuencia, para cada una de las 4 especies estudiadas se generó un experimento factorial 3 x 3 x 4, que incluía los factores: riego (3 tratamientos), enmienda de suelo (3 tratamientos) y sombramiento (4 tratamientos). Posterior al término del segundo año del experimento (septiembre de 2016), se desarrolló un nuevo experimento en base a las mismas plantas, con el fin de comparar el efecto de regar por dos versus tres años las plantas de estas especies. Para esto, del total de plantas vivas al inicio del tercer verano (Noviembre de 2016), y tratadas hasta el año anterior con riegos cada dos semanas o con riego semanal (excluyendo aquellas que nunca fueron regadas), se seleccionó un conjunto de plantas vivas que fueron nuevamente regadas todas las semanas y cada dos semanas (de acuerdo a su tratamiento original), y otro conjunto de plantas vivas, con exactamente las mismas combinaciones de tratamientos de suelo, riego y sombra, e igual cantidad de plantas por combinación de tratamiento, y que no fue regado durante el tercer verano. De esta manera se generaron dos grupos de plantas, con idéntica variabilidad de condiciones ambientales por cada especie, uno que fue regado por un tercer verano, y otro que sólo se regó por dos veranos.

Las plantas fueron obtenidas desde un vivero comercial de la región Metropolitana, cuyas semillas son colectadas en las mismas regiones de estudio. Todas fueron plantas de un año viverizadas con sombra al 60 % mediante malla raschel, con riego permanente y en sustrato mejorado con compost.

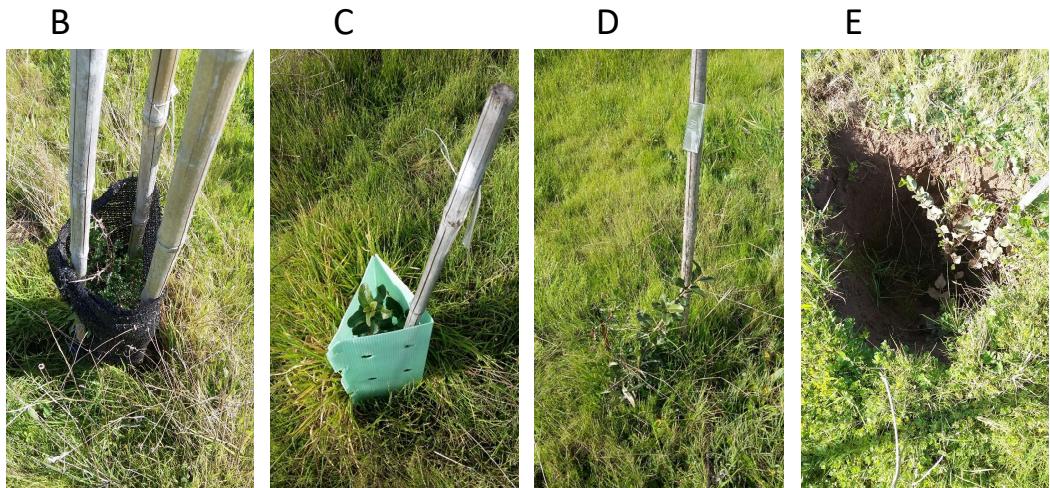


Figura 15. Plantación experimental (A, imagen de la localidad de Peñuelas), y de los tratamientos de sombra empleados en el experimento (B: malla rachel, C: policarbonato, D: control, E: casilla profunda).

En ambos sitios se realizaron mediciones de variables físicas y químicas del suelo (incluyendo los tres tratamientos de enmienda al suelo aplicados). A lo largo del estudio también se realizaron mediciones de humedad del suelo, temperatura del aire y radiación PAR. La humedad del suelo se evaluó durante el verano (enero 2015) a través de un sensor de humedad (hydrosense II, Cambell scientific INC). Las mediciones se realizaron dentro de la casilla de una submuestra de plantas ($N=144$). La temperatura instantánea y

la radiación PAR fueron medidas solo para los tratamientos de sombra. Para obtener registros durante el máximo rango posible de horas del día, se instalaron 5 repeticiones de cada uno de los tratamientos de sombra (sin plantas) en un área abierta, y se obtuvieron registros cada dos horas, entre las 7 y las 21 horas en un día completamente despejado de marzo de 2017.

La sobrevivencia de plantas fue medida cinco veces desde el establecimiento de la plantación, en fechas previo y posterior a la estación seca: octubre 2014, mayo 2015, septiembre 2015, abril 2016 y septiembre 2016. Se consideró una planta viva si al menos presentó una hoja verde en el monitoreo (todas las especies estudiadas son siempreverdes). El crecimiento fue evaluado respecto a la variación en el largo del tallo principal de la planta (denominado altura de la planta), y diámetro a la altura del cuello (DAC) entre el final e inicio del experimento (septiembre 2016 y 2014). El segundo experimento se desarrolló entre diciembre de 2016 y abril de 2017. A las plantas incluidas en este experimento se les realizaron mediciones de sobrevivencia, altura y diámetro a la altura del cuello (DAC), en mayo de 2017, inmediatamente al término de la aplicación del riego del tercer verano. Así, se pudo calcular la sobrevivencia de las plantas durante el tercer verano en ambos tratamientos de riego, y el crecimiento absoluto logrado hasta el término del tercer verano (desde la instalación de la plantación en 2014).

En el primer experimento la sobrevivencia de plantas se comparó entre los tratamientos separadamente por especie y sitio. Para evaluar el efecto que tuvieron los distintos factores (riego, enmienda de suelo y sombra) y su interacción en la sobrevivencia de plantas, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM, distribución binomial de los datos y función link logit). Los análisis de humedad del suelo, temperatura y luminosidad se realizaron empleando ANOVAS dada la normalidad de los datos, y el test a posteriori LSD. En el primer experimento, para evaluar el crecimiento se excluyó del análisis las especies y tratamientos que no presentaron plantas vivas al término del experimento o que presentaron un número de plantas vivas menor a 5 en cada combinación de tratamiento. Por esta razón se realizó análisis de crecimiento sólo a las plantas de la localidad de Pirque debido a que, en Peñuelas, muchas combinaciones de tratamientos de los factores estudiados en las cuatro especies no presentaron plantas vivas al final del experimento. Además, en Pirque se debió excluir de los análisis de crecimiento a *Quillaja saponaria* y *Lithrea caustica* por presentar también varios tratamientos con menos de 5 plantas vivas. En el segundo experimento, para los análisis de sobrevivencia, de la plantación de Pirque se seleccionaron 138 plantas, 69 para cada tratamiento de riego (2 vs 3 veranos) entre todas las especies. Del total de plantas, 42 fueron de *C. odorifera*, 28 de *Q. saponaria*, 44 de *S. polygamus* y 24 de *L. caustica*, y la mitad de plantas de cada especie se asignó a cada tratamiento nuevo de riego (2 vs 3 veranos). Para este segundo experimento no se incluyeron plantas de Peñuelas, debido al bajo número de plantas vivas que presentaron los mismos tipos de tratamientos de sombra, riego y suelo.

Resultados y conclusiones

El suelo de la localidad de Peñuelas presentó una mayor conductividad hidráulica y menor densidad aparente que el suelo de la localidad de Pirque. La conductividad eléctrica con el

tratamiento de Guano fue mayor que en los otros tratamientos de suelo en ambos sitios. El tratamiento con Guano presentó los mayores valores de Potasio, Fósforo, y Boro. Se observó un mayor porcentaje de humedad del suelo en el riego cada una semana, seguido del riego cada dos semanas y por último el control sin riego (Fig. 16). La humedad del suelo en el tratamiento con guano fue menor a los otros dos tratamientos de suelo, aunque solo en Peñuelas (Fig. 16), mientras que, para los tratamientos de sombra, no se registraron diferencias significativas (Fig. 16), excepto en Pirque, donde la humedad del suelo en casillas profundas fue mayor que en los otros tratamientos (Fig. 16). Por otro lado, a medio día es cuando se presentan las mayores diferencias de PAR y temperatura (Fig. 17). La radiación PAR en todos los tratamientos de sombra fue menor que sin sombra, sin embargo, a medio día la PAR del tratamiento de casilla profunda llegó a asemejarse a la condición sin sombra (Fig. 17). La casilla profunda tuvo temperaturas más altas que los otros tratamientos a medio día, seguido del policarbonato, y con menores temperaturas la malla rachel y el control sin sombra (Fig. 17).

La sobrevivencia total al final del primer experimento en Peñuelas alcanzó un 14,69 %, mientras que en Pirque fue de un 48,26 %. En ambos sitios se observó una primera mortalidad importante durante la primera estación lluviosa (junio-noviembre 2014), aunque esto fue mucho más marcado en Peñuelas. Sin embargo, esto no volvió a ocurrir en la segunda estación lluviosa (mayo-septiembre 2015) en Pirque, y en cambio en Peñuelas nuevamente la mortalidad fue alta en este periodo. Durante el primer verano las tasas de mortalidad fueron bastante similares entre ambos sitios en todas las especies, excepto en *C. odorifera*, la cual no presentó mortalidad en Peñuelas. Posterior al segundo invierno en ninguna localidad hubo mortalidad importante, excepto en *C. odorifera*, la cual nuevamente presentó una mortalidad importante durante el tercer periodo lluvioso (mayo-septiembre 2016). Ni en Peñuelas ni en Pirque se observaron interacciones estadísticas significativas entre los factores experimentales. Esto sugiere que los efectos de cada uno de estos factores son bastante generales y poco influenciados por la variedad de condiciones ambientales generadas por los otros factores estudiados. Sin embargo, algunos efectos de los factores estudiados variaron entre sitios y especies, indicando que la generalidad de efectos de estos factores debiera ser considerada sólo de manera intraespecífica y sitio-específico. No obstante, existen algunas generalidades observadas en el efecto de los factores estudiados.

Lo riegos generaron un efecto positivo en ambos sitios en todas las especies (Fig. 18). Sin embargo, el efecto de un riego alto fue significativamente mayor que un riego bajo solo en la localidad de Peñuelas, en todas las especies excepto *L. caustica*. En cambio, en Pirque sólo en *Q. saponaria* el riego alto generó mayor sobrevivencia que un riego bajo (Fig. 18). Esto sugiere que en Peñuelas hubo mayores restricciones hídricas que en Pirque, al menos durante el verano, a pesar de que en esta última localidad los niveles de precipitación durante los meses en que se desarrolló el experimento fueron menores. Por otra parte, las enmiendas de suelo aplicadas solo registraron efectos significativos negativos en la sobrevivencia, acotados casi exclusivamente a *Q. saponaria*, mientras que las demás especies fueron casi en su totalidad indiferentes a los tratamientos de enmienda al suelo (Fig. 18). En cuanto a los efectos de los tratamientos de sombra, la aplicación de policarbonatos y malla raschel generaron efectos positivos en todas las especies, excepto la malla en *Q. saponaria* y *C. odorifera* en Peñuelas, aunque

igualmente la sobrevivencia con malla fue mayor que el control sin sombra (Fig. 18). En cambio, el efecto positivo de la plantación en casilla profunda fue significativo solo en la localidad de Pirque en tres especies (todas menos *L. caustica*) (Fig. 18). La variación de sobrevivencias entre tratamientos de sombra estuvo poco relacionada con los efectos de estos tratamientos en la humedad del suelo debido al poco efecto que éstos generaron en la humedad del suelo. A pesar de esto, en ambas localidades las mayores sobrevivencias fueron observadas en los tratamientos con malla raschel y policarbonato, y en Pirque la sobrevivencia en casilla profunda también fue mayor que el control. No es posible descartar que los efectos positivos de los tratamientos de sombra se deban a reducciones del estrés hídrico de las plantas. Varios trabajos han documentado una reducción del estrés hídrico con sombras naturales o artificiales (Gómez-Aparicio, 2009; Padilla & Pugnaire, 2009, entre otros), lo cual puede deberse a reducciones en la tasa de transpiración, por ejemplo, al reducirse la radiación directa o el viento. Así, aunque la mayoría de los estudios respecto del efecto de sombras en la sobrevivencia han observado efectos positivos, nuestros resultados sugieren que no necesariamente esto se debe a incrementos en la humedad del suelo.

En consecuencia, si bien se observaron tendencias generales en cuanto al efecto de los factores estudiados, se observaron diferencias importantes entre especies y entre sitios en estos efectos, lo cual apoya la aproximación sitio y especie-específica de los tratamientos de restauración. Además, los sitios difirieron no solo en cómo los factores generaron sus efectos en las especies, sino también en los niveles de sobrevivencia general de cada especie. En la localidad costera de Peñuelas los niveles de precipitación fueron mayores que en Pirque, sin embargo, en esta última localidad la sobrevivencia fue mucho mayor que en Peñuelas. Una causa posible a estas diferencias podría ser la acumulación de agua en las casillas de plantación en la localidad de Peñuelas (observación personal) durante los eventos de lluvia en invierno. La percolación del agua, especialmente en los eventos de lluvia, se detenía en el sitio experimental de Peñuelas, debido a una capa endurecida a aproximadamente 50 centímetros de profundidad en el sitio experimental de Peñuelas (observación personal). Es probable que una vez saturado el suelo hasta dicha profundidad, el agua no sea capaz de seguir descendiendo en el perfil, acumulándose en los primeros 50 cm de suelo e inundando las casillas de plantación, produciendo condiciones anóxicas y con ello la mortalidad de plantas.

Por otro lado, en términos de crecimiento, los factores estudiados produjeron diferentes efectos que los observados en sobrevivencia, y las dos especies analizadas mostraron diferentes respuestas de crecimiento a estos factores. En *S. polygamus*, la sombra redujo el crecimiento en altura cuando se aplicó una menor frecuencia de riegos (Fig. 19), así como también un menor crecimiento general en DAC (Fig. 20). Además, la aplicación de guanos generó un incremento en el crecimiento en altura (Fig. 19) y en especial en DAC (Fig. 20). También, una mayor frecuencia de riegos mejoró el crecimiento en altura, aunque sólo en plantas sin sombra (Fig. 19), así como también el crecimiento en DAC (Fig. 20). En cambio, en *C. odorifera*, sólo la casilla profunda y las dos enmiendas de suelo mejoraron el crecimiento en altura, mientras que el riego no afectó el crecimiento en altura, pero sí el crecimiento en DAC en esta especie.

Otro de los análisis realizados en este estudio correspondió a la comparación del

éxito en sobrevivencia y crecimiento entre plantas regadas por dos veranos, versus plantas regadas por tres veranos. La suspensión de los riegos después del segundo verano no generó ningún efecto en la sobrevivencia en ninguna de las 4 especies estudiadas. De las 138 plantas vivas al inicio del experimento en noviembre de 2016, 136 estuvieron vivas en mayo de 2017, al término del segundo experimento de riego. En *C. odorifera* y *S. polygamus* no hubo mortalidad de plantas. En *Q. saponaria* hubo un 92,9% de sobrevivencia en plantas regadas por 2 años y 100% en las regadas por 3 años, sin diferencias estadísticas significativas (GLM: $\text{Chi}^2 = 1,42$; $P = 0,23$). En *L. caustica*, hubo un 100% de sobrevivencia en plantas regadas por 2 años y un 91,7% en las regadas por 3 años, también sin diferencias significativas entre ellas (GLM: $\text{Chi}^2 = 1,43$; $P = 0,23$). En términos de crecimiento en altura, ni *C. odorifera* (GLM: $\text{Chi}^2 = 0,002$; $P = 0,96$), *L. caustica* (GLM: $\text{Chi}^2 = 0,53$; $P = 0,46$) o *Q. saponaria* (GLM: $\text{Chi}^2 = 0,17$; $P = 0,67$), presentaron diferencias significativas entre plantas regadas por 2 y 3 años. En cambio, en *S. polygamus*, las plantas regadas por 3 años presentaron un crecimiento en altura significativamente mayor que las plantas regadas por 2 años (GLM: $\text{Chi}^2 = 8,19$; $P = 0,004$) (Fig. 21). En términos de crecimiento en DAC, ni *C. odorifera* (ANOVA: $F_{1,40} = 0,02$; $P = 0,88$), *L. caustica* (ANOVA: $F_{1,20} = 0,17$; $P = 0,69$) o *Q. saponaria* (ANOVA: $F_{1,26} = 0,18$; $P = 0,68$), presentaron diferencias significativas entre plantas regadas por 2 y 3 años. En cambio, en *S. polygamus*, las plantas regadas por 3 años presentaron un crecimiento en DAC mayor que las plantas regadas por 2 años (ANOVA: $F_{1,42} = 16,57$; $P < 0,001$) (Fig. 21). En consecuencia, sólo *S. polygamus* se vio beneficiado con un tercer verano de riego en términos de crecimiento en altura y DAC. Este resultado sugiere que las plantas después de dos veranos ya han generado raíces lo suficientemente profundas como para sobrevivir las siguientes estaciones secas. Esto contradice los supuestos de fuerte aclimatación de las plantas a condiciones húmedas generadas por los riegos, generando mortalidades después de la suspensión del riego. Sin embargo, este tipo de evaluación debería realizarse en diferente tipo de especies, por ejemplo, especies más higrófilas, las cuales podrían responder de manera diferente a la suspensión del riego producto de sus diferentes requerimientos hídricos.

En conclusión, si bien los mejores tratamientos difieren en alguna medida entre las especies y hubo especies que sobreviven más que otras, si el interés es la restauración el ideal es reintroducir una mayor cantidad de especies. Por ello, sería recomendable reintroducir estas cuatro especies estudiadas, aplicando los mejores tratamientos para cada una de ellas.

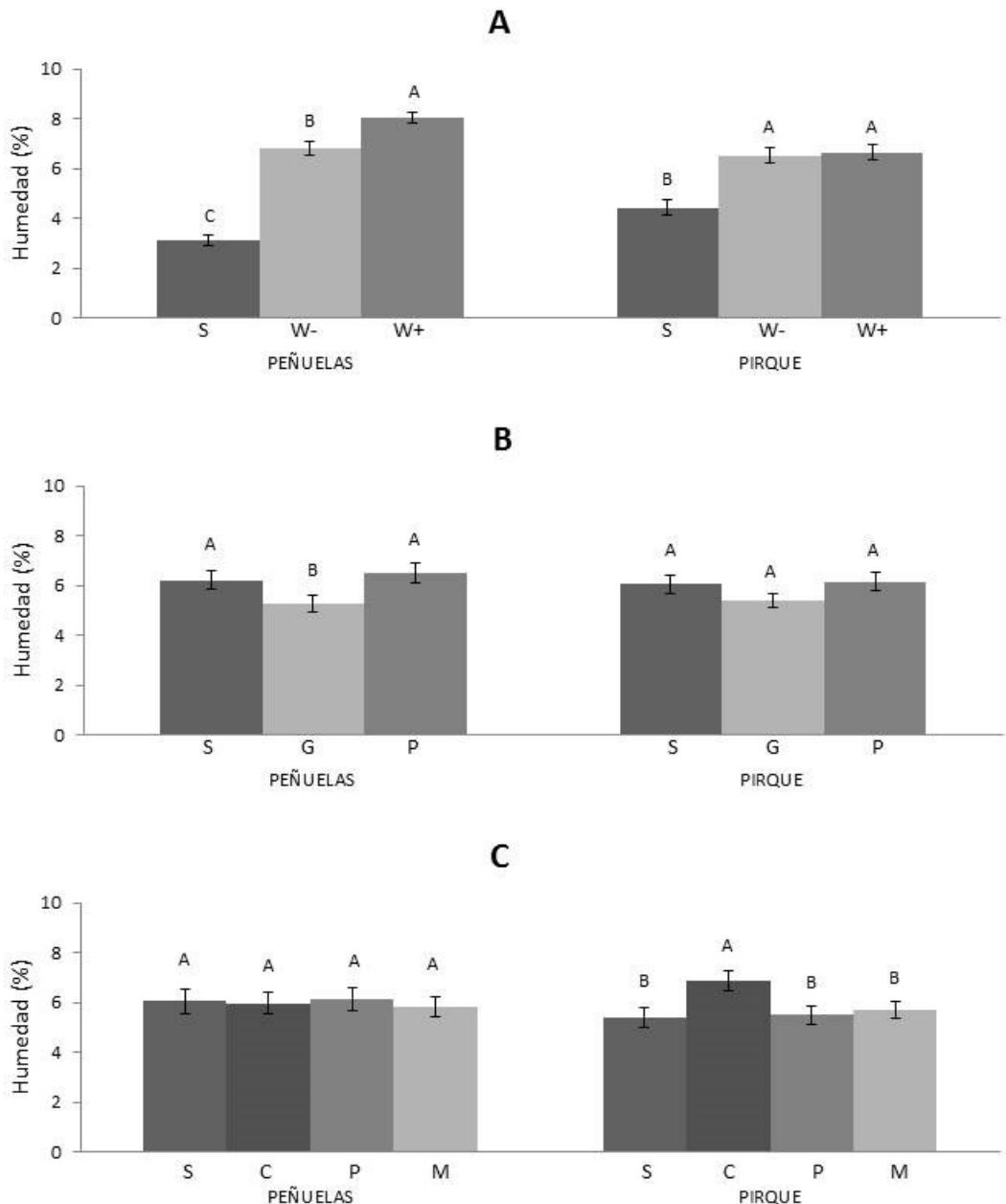


Figura 16. Porcentajes de humedad del suelo para tratamientos de riego (A, S: sin riego, W-: riego bajo, W+: riego alto), suelo (B, S: suelo natural, G: guano, P: purín) y sombra (C: sin sombra, C: casilla profunda, P: policarbonato, M: malla raschel) durante verano del 2015. Diferentes letras mayúsculas indican diferencias estadísticamente significativas (GLM, test a posteriori LSD, $P < 0,05$) entre los distintos tratamientos, dentro de un mismo sitio.

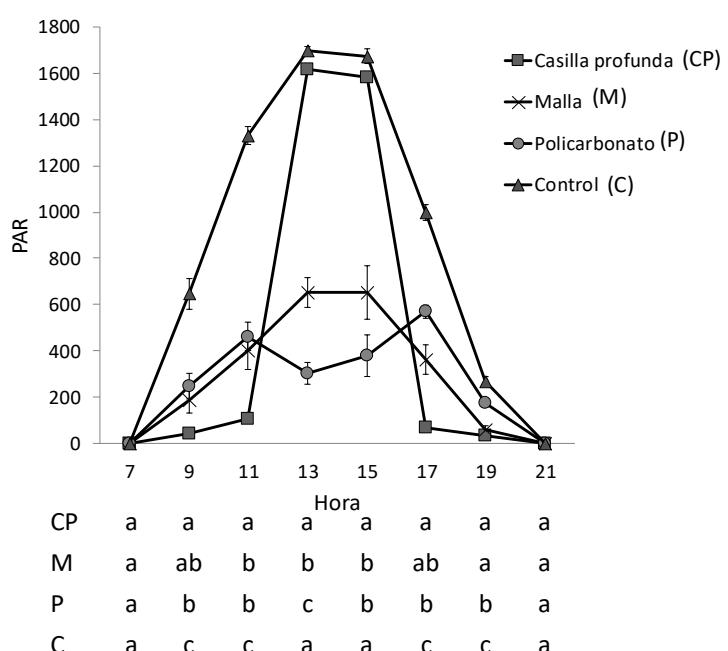
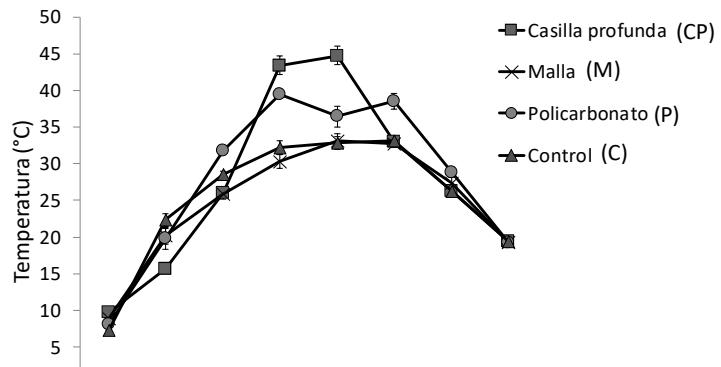


Figura 17. Temperatura y Radiación PAR en tratamientos de sombra durante un día de verano. Diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas (LSD, $P < 0,05$) entre los distintos tratamientos, para una misma hora de muestreo.

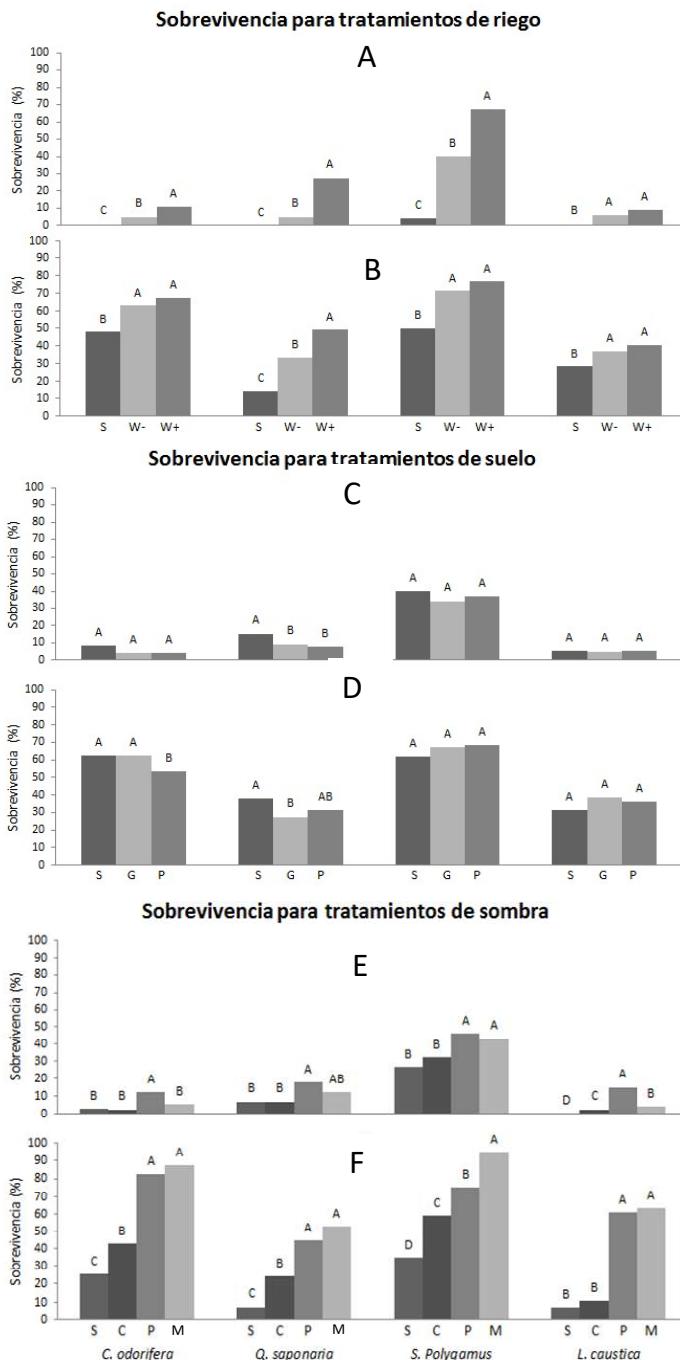


Figura 18. Sobrevivencia de plantas en tratamientos de riego (S: sin riego, W-: riego bajo, W+: riego alto), suelo (S: sin enmienda, G: guano, P: Purín) y sombra (S: sin sombra, C: casilla profunda, P: Policarbonato y M: malla raschel), por especie, dos años después de la plantación, en la localidad de Peñuelas (A,C,E) y Pirque (B,D,F). Diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas (LSD test $P<0,05$).

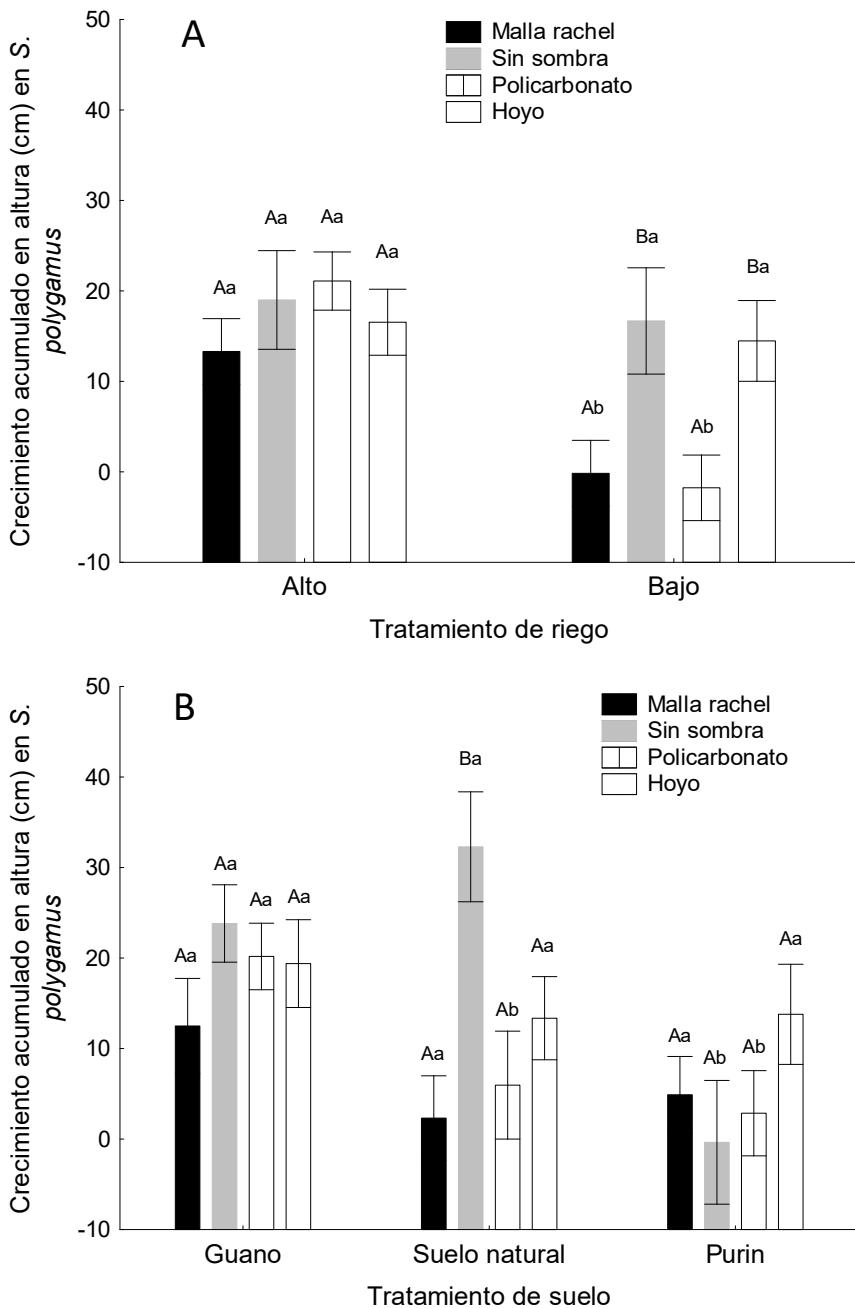


Figura 19. Crecimiento en altura de *Schinus polygamus* por combinación de tratamientos de riego y sombra, y combinación de tratamientos de enmienda de suelo y sombra. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas (Test LSD $P<0,05$) entre tratamientos de sombra por cada tratamiento de riego (A) o de suelo (B). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas (Test LSD $P<0,05$) entre tratamientos de riego (A) o de suelo (B), por cada tratamiento de sombra.

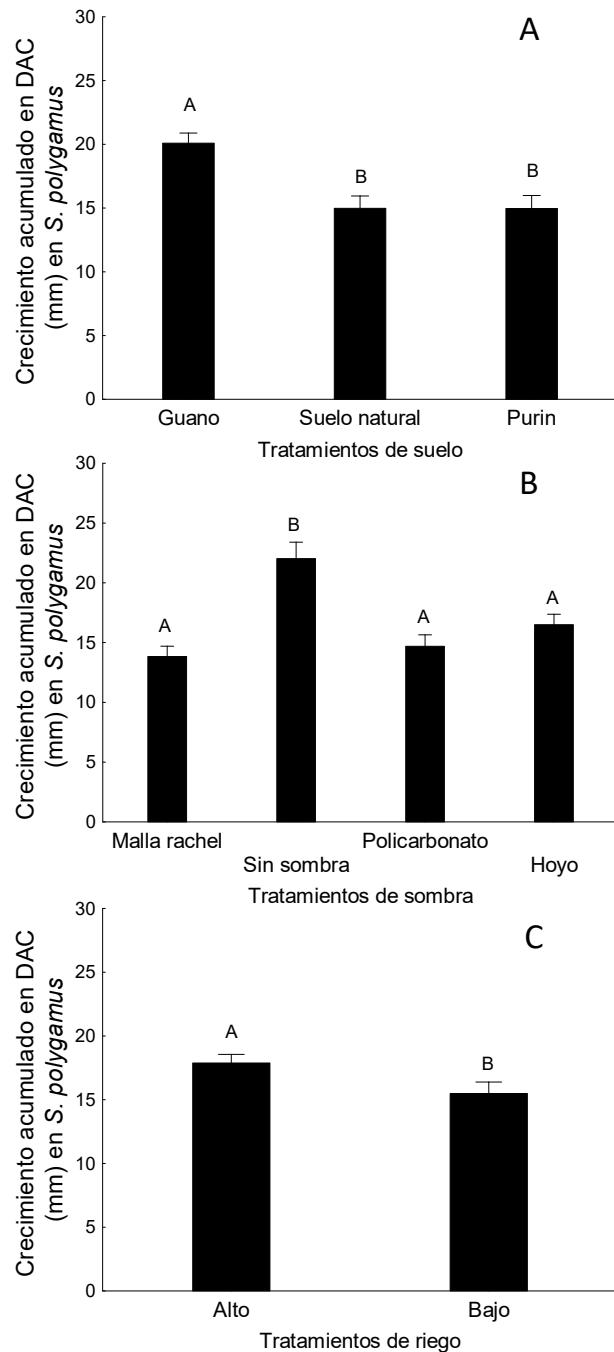


Figura 20. Crecimiento en DAC (diámetro a la altura del cuello de la planta) en *Schinus polygamus* por cada tratamiento de enmienda al suelo, sombra y riego. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas (Test LSD $P<0,05$) entre tratamientos de suelo, sombra o riego.

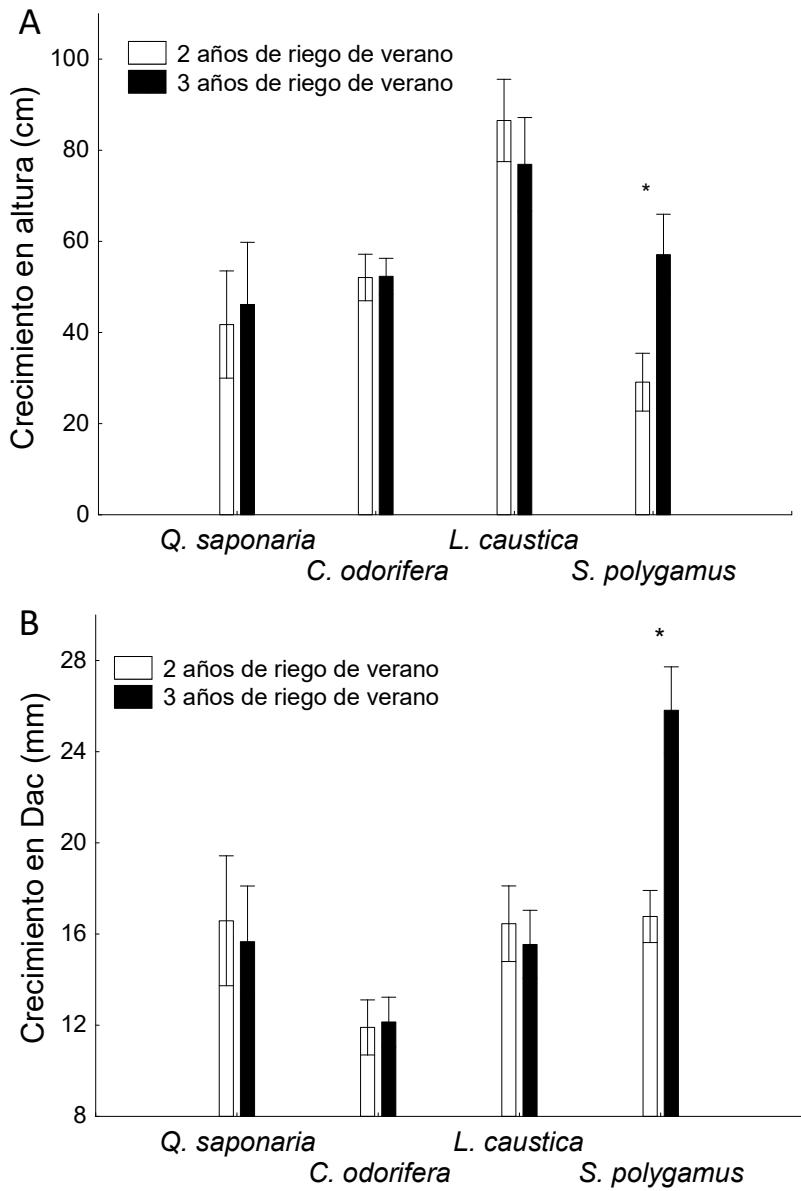


Figura 21. Crecimiento de plantas regadas por dos versus tres años en la localidad de Pirque. Asterisco indica diferencias significativas entre ambos tratamientos (GLM en crecimiento en altura y ANOVA en crecimiento en Diámetro a la Altura del Cuello, DAC, P < 0,05).

Costos involucrados en los estudios desarrollados

Este capítulo muestra los gastos que se generaron para ejecutar las actividades de los estudios desarrollados. Además, para algunos estudios, se entregan análisis de costos estandarizados por planta o por evento. Para los tipos de estudios correspondientes a restauración pasiva, el relacionado a evaluación de patrones de regeneración, no implica costos de tratamientos o medidas de restauración, y por ello, no es relevante calcular costos estandarizados. Así mismo ocurre con el estudio relacionado a imágenes satelitales. Para los otros estudios se entregan algunos costos estandarizados que podrían ser útiles para planificar programas de restauración. Sin embargo, en todos estos casos, los costos son muy dependientes del diseño de cada uno de los estudios, en especial, de los sitios empleados para los experimentos, ya que determinan fuertemente los costos de traslado. Por ello, todos los costos estandarizados que se entregan deben ser considerados sólo de manera referencial y con precaución.

En la Tabla 7 se muestra los costos totales de cada uno de los estudios desarrollados. Estos costos no incluyen gastos correspondientes a honorarios de Investigador principal, co-investigadores y asistente de proyecto.

Tabla 7. Costos totales de los estudios realizados.

ITEM	MONTO TOTAL (\$)
Patrón geográfico regeneración natural	6.184.000
Exclusión de herbívoros, incendio y cobertura en la regeneración natural	19.509.157
Efecto de frecuencia y antigüedad de incendios en la recuperación de la vegetación	6.986.630
Establecimiento de plantas desde siembra y Plantación	18.605.487
Efecto de tratamientos de riego, sombra y suelo	37.556.006
TOTAL	88.841.280

Costos estandarizados de técnicas de restauración pasiva

Un tipo de costo estandarizado que puede ser útil calcular para ser considerado como referencia para otros proyectos, es el costo de instalación y monitoreo de cercos de exclusión de ganado y lagomorfos. Si bien los cercos podrían cubrir diferentes superficies o tamaños, en general es poco útil el uso de cercos para superficies muy extensas ya que, para que cercos que excluyen ganado y conejos (como en nuestro caso) sean efectivos en superficies grandes, se requeriría como medida adicional la eliminación de los conejos que queden dentro del área cercada. En cambio, con el uso de cercos pequeños, es más fácil evaluar y asegurar que al momento de su construcción no haya conejos en el interior. El costo de construcción por cerco sería de \$ 36.203 (= \$ 8.688.942 / 240 cercos), válido para la ubicación y distancia geográfica de los 5 sitios estudiados, cercos de 3 x 4 m, con

4 polines, malla hexagonal enterrada 20 cm y de 1 m de alto, más una corrida de alambre de púas sobre la malla. El costo de un monitoreo por cerco es de \$ 4.433 (= \$ 8.511.796 /480/4).

Costos estandarizados de técnicas activas de restauración:

Del estudio sobre siembra y plantación es posible calcular los siguientes costos estandarizados que pueden ser útiles para planificar programas de restauración:

- a) Costo de siembra: en base a la metodología empleada en este estudio, este costo puede calcularse estandarizado por punto de siembra, en cada uno de los cuales se siembran 50 semillas por especie. Este costo se calculó sumando los costos de recolección de semillas (\$ 772.000), más los de siembra (\$640.000), lo cual suma \$1.412.000. El costo de siembra por especie por punto de siembra es de \$1.470 (= \$ 1.412.000 / 240 puntos de siembra /4 especies por punto). Dado que en cada punto de siembra se sembraron 50 semillas, el costo de siembra por semilla es de 29 pesos.
- b) Costo de plantación por planta: en base a la metodología empleada en este estudio, este costo puede calcularse por cada planta plantada, lo cual incluye tanto el costo de las plantas (\$1.351.845), más el costo de flete de las plantas a los sitios de plantación (\$690.000), más el costo de hoyadura (\$838.765), más el costo de la plantación misma (\$1.793.200), lo cual suma \$4.673.810. El costo por planta sería de \$4.869 (= \$4.673.810 / 240 cercos o puntos de plantación / 4 plantas por punto).

Cabe mencionar que el costo de monitoreo no es posible calcularlo por separado entre los resultados obtenidos de siembra de lo generado por plantación debido a que los monitoreos se realizaron simultáneamente para siembra y plantación. Todos estos costos son válidos sólo para siembras o plantaciones distribuidas en localidades ubicadas a distancias semejantes a las incluidas en este estudio. Además, estos costos no incluyen protección contra herbívoros ya que en este estudio las plantas generadas de la siembra o plantación fueron protegidas con los cercos empleados en el estudio sobre restauración pasiva.

Del estudio de plantaciones en Pirque y Peñuelas es posible calcular los siguientes costos estandarizados que pueden ser útiles para planificar programas de restauración:

a) Plantación en Pirque:

- Costo por planta con tratamiento de plantación en hoyo: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación = \$ 2.995 por planta
- Costo por planta con tratamiento de malla rachel: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación malla rachel = \$ 3.852 por planta
- Costo por planta con tratamiento de policarbonato: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación policarbonato = \$3.438 por planta

- Costo por planta sin tratamiento de sombra artificial: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación = \$ 2.995 por planta
- Costo por planta con tratamiento de purín: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación purín = \$3.558 por planta
- Costo por planta con tratamiento de guano: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación guano = \$3.514 por planta
- Costo por planta con riego cada una semana (riego doble) por dos veranos*: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación riego = \$5.963 por planta
- Costo por planta con riego cada dos semanas (riego simple) por dos veranos*: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación riego = \$4.653 por planta
- Costo de cada monitoreo = \$105.571 (no es relevante el costo por planta ya que todos los costos para cada monitoreo son fijos, es decir se debe incurrir en ellos ya sea con pocas o varias plantas. Sin embargo, este costo tiene un límite de 2880 plantas, que corresponde al que se alcanza a monitorear en un día por dos personas. Con un número mayor de plantas se podría requerir más días de trabajo para completar un monitoreo y por lo tanto el costo por monitoreo aumentaría.)

*: el cálculo de los costos de aplicación de riego simple y doble se realizó sumando los costos fijos (estanques, mangueras, etc., más los costos propios de cada frecuencia de riego).

b) **Plantación en Peñuelas**

- Costo por planta con tratamiento de plantación en hoyo: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación = \$ 3.034 por planta
- Costo por planta con tratamiento de malla rachel: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación malla rachel = \$ 3.937 por planta
- Costo por planta con tratamiento de policarbonato: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación policarbonato = \$ 3.500 por planta
- Costo por planta sin tratamiento de sombra artificial: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación = \$ 3.034 por planta
- Costo por planta con tratamiento de guano: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación purín = \$ 3.649 por planta
- Costo por planta con tratamiento de purín: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación,

aplicación guano = \$ 3.597 por planta

- Costo por planta con riego cada una semana (iego doble) por dos veranos**: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación riego = \$ 6.604 por planta
- Costo por planta con riego cada dos semanas (iego simple) por dos veranos**: este costo incluye compra de plantas, flete plantas, construcción cerco, mantención de cerco perimetral, hoyadura, plantación, aplicación riego = \$ 5.020 por planta
- Costo por monitoreo = \$121.971 (no es relevante el costo por planta ya que todos los costos para cada monitoreo son fijos, es decir se debe incurrir en ellos ya sea con pocas o varias plantas. Sin embargo, este costo tiene un límite de 2880 plantas, que corresponde al que se alcanza a monitorear en un día por dos personas. Con un número mayor de plantas se podría requerir más días de trabajo para completar un monitoreo y por lo tanto el costo por monitoreo aumentaría.)

**: el cálculo de los costos de aplicación de riego simple y doble se realizó sumando los costos fijos (estanques, mangueras, etc., más los costos propios de cada frecuencia de riego). Además, en el caso de Peñuelas, para el cálculo del costo estandarizado se agregó el costo de motobomba. Este costo no está incluido en la tabla general de costos ya que se empleó la misma motobomba usada en Pirque. Sin embargo, para hacer independientes los costos estandarizados de Pirque y Peñuelas, se agregó el costo de la motobomba en Peñuelas.

PROUESTA DE MEDIDAS DE RESTAURACIÓN EN BASE A RESULTADOS DEL PROYECTO

Las medidas de restauración que son posibles de proponer para la región de estudio, esto es, la zona central de Chile que abarca la distribución natural de la región del Matorral y Bosque Esclerófilo (*sensu Gajardo 1994*), y que cubre aproximadamente entre los 30°S y 36° S, dependen de las condiciones iniciales y actuales en que se encuentre el ecosistema y en particular la vegetación. En primera instancia, los tipos de ambientes estudiados en este proyecto pueden clasificarse en aquellos no incendiados recientemente y en aquellos que han sufrido un incendio relativamente reciente. Por ello, las medidas de restauración que se proponen se diferencian, primero, entre ambos tipos de ambientes.

Por otro lado, en un área determinada, con algún nivel de degradación, pueden aplicarse una serie de medidas de restauración de manera combinada, las cuales pueden incluir algunas de tipo activa, otras pasivas, o incluso no aplicarse ninguna medida, si existe alguna evidencia de recuperación natural de la vegetación. Estas tres formas en que puede recuperarse la vegetación no son excluyentes y su aplicación puede depender, entre varios factores, de la velocidad con que se desea restaurar el ecosistema. Por ejemplo, es posible que para un tipo de ambiente exista evidencia de que posee un buen potencial de una recuperación natural, sin necesidad de medidas adicionales de restauración (con la excepción de que no se tale o incendie). Sin embargo, si el planificador de la restauración lo desea, podría aplicar medidas de restauración pasiva o activa efectivas que aceleren la recuperación. Similmente, para un sitio determinado es posible que exista evidencia de que, aplicando alguna medida de restauración pasiva, se produce la recuperación de la vegetación, sin embargo, si el planificador lo desea, podría aplicar alguna medida de restauración activa que acelere la recuperación. En consecuencia, las medidas que se proponen en este documento, no son excluyentes, pero se plantean por separado de manera que puedan visualizarse de forma independiente, aunque en la práctica puedan aplicarse simultáneamente.

No obstante, existen otras situaciones en que, si se desea restaurar la vegetación, obligatoriamente se debieran aplicar algunas medidas específicas. Por lo tanto, ya sea para sitios recientemente incendiados, como no incendiados, primero, se analiza el potencial de recuperación natural (sin medidas de restauración explícitas), y con ello la necesidad o no, de aplicar medidas específicas de restauración. Posteriormente, se analiza el éxito observado de acciones de restauración pasiva para las diferentes variables ecológicas estudiadas, independiente de si hay evidencia de recuperación natural. Finalmente, se analiza el éxito de medidas de restauración activa, independientemente si son estrictamente necesarias. Al final del capítulo se propone una estrategia de restauración que involucra tanto la necesidad de acciones de restauración, como las medidas más apropiadas en general.

1. Restauración en áreas No incendiadas recientemente

Estas áreas se definieron en este proyecto como aquellas en que no ha ocurrido un incendio en los últimos 25 años. Primero se analizan el potencial de recuperación natural de este tipo de ambientes, y posteriormente se proponen medidas de restauración pasiva y activa que pueden ser aplicadas, siempre considerando sólo áreas no incendiadas recientemente.

1.1. Recuperación natural de la vegetación en áreas no incendiadas recientemente

Los resultados del estudio sobre patrones de regeneración natural de especies leñosas indican que, en áreas sin incendios en los últimos 25 años, existe reclutamiento de plántulas proveniente de germinación tanto en climas xéricos como mésicos, siendo bastante mayor en éstos últimos (> 430 mm anuales en promedio en últimos 10 años), tanto en densidad de plantas como en riqueza de especies (Fig. 22). Sin embargo, el reclutamiento que logra establecerse y pasar a tamaños entre 0,2-0,5 m de alto es mucho menor en densidad y riqueza de especies, y aunque hay mayor regeneración en localidades más lluviosas, no difiere estadísticamente de localidades más secas. Similarmente, la regeneración de tamaño (0,5-1m), es extremadamente baja, y en algunas localidades y tipos de parche de vegetación es nula. Esto indica por lo tanto que, aunque está ocurriendo germinación y reclutamiento de plántulas, la regeneración de la vegetación leñosa no se está estableciendo en ningún tipo de clima y por tanto prácticamente en ninguna localidad dentro de Chile central. La densidad de plantas en etapa de regeneración avanzada en climas mésicos es en promedio de 0,02 plantas/m² y de 0,007 plantas/m² en climas xéricos. Si bien en la literatura no se han propuesto valores aceptables de regeneración que sean suficientes y reflejen una recuperación o al menos conservación del bosque esclerófilo en Chile central, podría considerarse como apropiada una densidad de al menos una planta en 4 m². Esto es, considerando que si una planta leñosa, aunque muy variable entre especies, logra cubrir esta superficie cuando es adulta, aseguraría alcanzar una cobertura cercana al 100% de vegetación leñosa, como probablemente ocurría en los hábitats de exposición sur o valles de esta región. Esto implicaría una densidad de 0,25 plantas/m², un valor mucho más alto que el observado en la regeneración avanzada y probablemente más establecida proveniente de germinación ($> 0,5$ m alto).

Por otra parte, los resultados de regeneración natural vía germinación en áreas no incendiadas recientemente, indican que la germinación y sobrevivencia de las plantas menores a 0,2 m de alto, es mayor en parches con cobertura arbórea que en parches de matorral o sitios abiertos, y también es ligeramente mayor en parches de matorral que en sitios abiertos (Fig. 22). Incluso, en esta clase de regeneración nueva ($< 0,2$ m) se observan valores de densidad cercanas a 1 planta/m² en parches arbóreos y ligeramente mayores a 0,3 plantas/m² en parches de matorral (Fig. 22), valores mayores que 0,25 plantas/m² sugerido anteriormente como mínimo para considerar un área en proceso de recuperación natural o de mantención y conservación de la vegetación leñosa. En cambio, en sitios abiertos los valores de densidad son bastante menores a 0,25 plantas/m². Esto

sugiere que en los sitios abiertos no estaría ocurriendo una recuperación de la densidad de la vegetación leñosa, y por ello cualquier medida de restauración es más urgente en sitios abiertos que en cualquier tipo de parche de vegetación leñosa. Sin embargo, nuevamente, la regeneración natural vía germinación se reduce drásticamente en las clases de tamaño mayor en todos los parches, aunque aún se observa la tendencia a aumentar hacia parches de mayor cobertura leñosa en la clase de plantas de altura 0,2-0,5m. En cambio, la clase de regeneración más avanzada (0,5-1m) es prácticamente nula, llegando como máximo a valores de densidad de 0,017 plantas/m² en parches de árboles aislados, y tan bajos como 0,005 plantas/m² en sitios abiertos, todos valores bastante menores que 0,25 plantas/m² sugerido como aceptable para considerar la existencia de recuperación de la vegetación leñosa. Esto por lo tanto indica que en todos los tipos de parche de vegetación se requieren tratamientos de restauración que incrementen la regeneración vía reproducción sexual, así como también en cualquier tipo de clima dentro de Chile central. El hecho que ocurra mayor reclutamiento en climas más mésicos y parches leñosos que en sitios xéricos y abiertos, sugiere que las acciones de restauración en climas más mésicos y parches leñosos principalmente debieran enfocarse en incrementar la sobrevivencia de plántulas, mientras que en climas xéricos y sitios abiertos las acciones debieran centrarse en la reintroducción de plantas.

Los resultados observados respecto a regeneración vegetativa muestran que, similarmente a la regeneración vía germinación, la regeneración vegetativa más nueva (<0,5m) es mayor en climas más mésicos, pero que en la clase de regeneración vegetativa más avanzada (>0,5m), localidades más lluviosas no poseen mayor regeneración que las más xéricas (Fig. 23). Es decir, un clima más lluvioso parece gatillar una mayor regeneración vegetativa, pero no es determinante de que la regeneración vegetativa realmente se establezca, al igual que como ocurría con la regeneración proveniente de germinación. Sin embargo, los valores de densidad de regeneración vegetativa avanzada (0,5-1m) observados (mayores a 0,3 plantas/m² en promedio en cualquier tipo de clima) (Fig. 23), sugieren que el bosque esclerófilo, en general estaría conservando su densidad si consideramos una densidad mínima aceptable de 0,25 plantas /m². No obstante, dada la baja regeneración vía germinación y reproducción sexual, es altamente probable que cuando el vigor o potencialidad de la regeneración vegetativa de las especies se reduzca o extinga (como ocurre normalmente con la regeneración vegetativa de las plantas a medida que aumenta su edad), en un futuro, no habrá regeneración vía reproducción sexual que conserve o recupere el bosque esclerófilo.

Por su parte, tanto la riqueza como densidad de la regeneración vegetativa muestran valores mayores en todos los tipos de parche con presencia de cobertura leñosa que en sitios abiertos (Fig. 23). Incluso no hay diferencias de regeneración entre parches leñosos. Más aún, la densidad de la regeneración vegetativa en todos los parches con cobertura leñosa es mayor a 0,25 plantas/m², sugiriendo que al menos en términos de regeneración vegetativa, la densidad de plantas está en proceso de recuperación o al menos de mantención en parches donde ya existen plantas leñosas, ya sea de matorral o arbóreas. Sin embargo, esto no está ocurriendo en los sitios abiertos. Si bien existe presencia de regeneración vegetativa en sitios abiertos, ésta es muy escasa, alcanzando valores muy por debajo de 0,25 plantas/m².

En conclusión, en áreas que no han sido recientemente afectadas por incendios, no se está estableciendo regeneración vía germinación suficiente como para recuperar o mantener la densidad y diversidad de la vegetación leñosa bajo ninguna condición climática ni de parche de vegetación. En cambio, independiente del tipo de clima, está ocurriendo regeneración vegetativa suficiente para recuperar la densidad de vegetación leñosa, aunque sólo en parches de vegetación donde ya existe alguna cobertura leñosa (parches de matorral, arbóreos o de bosque), a diferencia de sitios abiertos. Por lo tanto, para cualquier condición climática como de parche de vegetación en Chile central se requieren acciones de restauración que recuperen la regeneración vía reproducción sexual, en especial en sitios abiertos, donde ni siquiera a través de regeneración vegetativa existe recuperación de la vegetación leñosa.

1.2. *Medidas de restauración pasiva en áreas no incendiadas recientemente*

En base al estudio de patrones de regeneración natural se puede desprender que, si se realizan acciones tendientes a controlar la ocurrencia de incendios, la regeneración vía germinación aumentaría. Sin embargo, la reducción de la regeneración que ocurre hacia clases de tamaño mayor indica que hay otros factores que también deben controlarse para facilitar el establecimiento de las plántulas. Un factor que podría generar esta mortalidad es la herbivoría generada por ganado o conejos. Sin embargo, los resultados del estudio de regeneración natural y exclusión de herbívoros en diferentes tipos de parche de vegetación, sugieren que los herbívoros aparentemente no son fuertemente relevantes en esta mortalidad. En la regeneración vía germinación (proveniente de reproducción sexual), tanto la riqueza de especies como abundancia de la clase de tamaño <0,5m fueron beneficiadas con la exclusión de herbívoros, pero sólo en parches de matorral y arbóreos. Sin embargo, este incremento sólo cambia el promedio de abundancia de la regeneración desde 0,12 a 0,23 plantas en 12 m² (tamaño de las exclusiones). Es decir, aún la densidad de plantas es bastante baja, siendo de sólo 0,02 plantas/m², un valor similar al observado en el estudio de patrón en las mejores condiciones de clima y parche, pero bastante menor al sugerido anteriormente como aceptable (0,25 plantas/m²) para considerar que esté ocurriendo un proceso de recuperación de la densidad de plantas leñosas. En este estudio también se observó que tanto la abundancia como riqueza de especies de plantas <0,5m es mayor en parches arbóreos que en cualquier otro tipo de parche en áreas no incendiadas recientemente.

Por otra parte, la regeneración vegetativa en áreas no incendiadas recientemente evaluada en el estudio de herbivoría, no se vio favorecida por la exclusión de herbívoros (Fig. 24). La abundancia y riqueza de especies de la regeneración vegetativa en general sólo varía entre parches de vegetación, siendo siempre mayor en los parches de matorral bajo que en los sitios abiertos o de matorral alto, pero no difiere de los parches arbóreos (Fig. 24). A su vez, la regeneración vegetativa en parches arbóreos no difiere de la de otros parches. Esto sugiere que, la recuperación natural en base a regeneración vegetativa tanto dentro como fuera de las exclusiones ocurre principalmente en parches leñosos, aunque un poco menos en parches de matorral alto, pero es casi nula en sitios abiertos.

Otros resultados observados en este estudio indican que la exclusión de

herbívoros, en forma general, beneficia la estrata herbácea, haciéndola de mayor volumen (Fig. 24). Además, el volumen de hierbas aumenta hacia parches con mayor altura leñosa. Si bien no es posible establecer con nuestros datos si esto ocurre con especies nativas y/o con exóticas, al menos, al incrementarse el volumen de hierbas, se reduce la probabilidad de procesos de erosión.

En conclusión, en áreas no incendiadas, la implementación de exclusión de ganado y conejos podría beneficiar parcialmente y levemente la regeneración vía germinación de especies leñosas, y un poco más el volumen de la estrata herbácea. Se requiere de un monitoreo de las exclusiones a más largo plazo para establecer más precisamente la efectividad de esta medida.

1.3. *Medidas de restauración activa en áreas no incendiadas recientemente*

Las medidas de restauración activa en áreas no incendiadas recientemente que pueden desprenderse de este proyecto se acotan a dos estudios: en primer lugar, respecto al estudio que evalúa vías de reforestación (siembra vs plantación) en diferentes especies para restaurar la vegetación leñosa en las diferentes condiciones en que es posible encontrar actualmente la vegetación en Chile central (diferentes tipos de parche de vegetación). En segundo lugar, y exclusivamente para áreas degradadas y abiertas sin vegetación leñosa, se comparan diferentes tratamientos y técnicas de plantación en 4 especies distintas.

Respecto al primer estudio, las recomendaciones de restauración están acotadas al método de reforestación (siembra o plantación) más apropiado para cada especie de las evaluadas en cada tipo de parche de vegetación. Aunque es posible, en este capítulo no se propone explícitamente seleccionar para la reforestación a la o las especies más exitosas, debido a que las medidas están enfocadas en la restauración ecológica más que sólo en reforestación. Por ello, es posible asumir que el objetivo es la reintroducción de la mayor diversidad de especies posible, y no sólo las que presenten mejores probabilidades de establecimiento. Las especies evaluadas en cada tipo de parche de vegetación, fueron precisamente aquellas que ya han sido documentadas en la literatura como apropiadas para los tipos de parche de vegetación en que se estudiaron, por lo cual, el ideal en términos de restauración sería reintroducir todas las especies evaluadas para cada tipo de parche. Sin embargo, igualmente se reportan las especies más y menos exitosas en cada tipo de parche con cada una de las vías de reforestación evaluadas, para casos en que se privilegie la recuperación de la densidad o cobertura leñosa más que la diversidad.

La vía de reforestación más apropiada para una especie en un tipo de parche de vegetación determinada, depende de diferentes factores. En primer lugar, la probabilidad de que una semilla sembrada, versus una planta plantada lleguen a establecer una planta juvenil y adulta. Sin embargo, la selección de la vía de reforestación también puede depender del costo involucrado. Es decir, la probabilidad de establecimiento debiera ponderarse por el costo de cada vía de reforestación, debido a que, si bien una vía puede ser más exitosa en términos de su probabilidad de establecimiento de plantas, puede implicar un costo mucho mayor que la otra. Otro factor que puede influir en la selección de la vía de reforestación, es la velocidad con que se desea que las plantas logren

determinadas alturas o coberturas. En este caso, por lo general con la plantación se logra mayores tamaños más rápidamente, y podría privilegiarse. En cambio, otro factor importante puede ser la accesibilidad al sitio de reforestación, lo que puede llevar a preferir la siembra por sobre la plantación. Así, independiente de los costos, puede haber situaciones que lleven preferir a priori una vía de reforestación.

A continuación, se presenta un análisis que relaciona sólo las probabilidades de establecimiento de plantas y costos asociados a cada vía de reforestación.

En base a los costos evaluados en el estudio sobre siembra y plantación, el costo por planta de una plantación es de 4.869 pesos (sin considerar exclusiones, sombras artificiales, riego, enmienda al suelo, etc), mientras que el de la siembra de una semilla es de 29 pesos. Estos costos no incluyen construcción de exclusiones, ni monitoreo, que para ambas vías de reforestación serían los mismos. En cambio, consideran todos los costos asociados a la colecta, conteo y siembra de semillas, y los costos de compra de plantas, transporte y plantación misma en el caso de la plantación. Por lo tanto, el costo de plantar una planta es 165 veces mayor que sembrar una semilla. Luego, la plantación sería más costo-eficiente que la siembra cuando la probabilidad de establecer una planta en base a plantación sea más de 165 veces la probabilidad de establecer una planta en base a siembra. En función de este valor, es posible establecer para cada especie en cada tipo de parche, si es más recomendable sembrar o plantar, calculando la razón entre la probabilidad de establecimiento de plantas desde plantación y la probabilidad de establecimiento de plantas desde siembra. Si esta razón es superior a 165, sería más recomendable plantar, mientras que, si es menor, sería más recomendable sembrar. En base a este criterio, en la Tabla 8, se muestra la recomendación de siembra o plantación para cada especie. Además, se muestran los valores de probabilidad de éxito de siembra y plantación por separado, de manera de establecer las posibilidades de éxito a través de cada vía de reforestación cuando ésta se selecciona a priori, o independiente del costo.

En áreas donde no ha ocurrido un incendio recientemente (al menos en los últimos 25 años), nuestros resultados indican en términos generales, que la efectividad de la siembra es bastante baja en comparación a la plantación. En general todas las especies presentaron valores de reclutamiento desde siembra menores al 3%, salvo algunas pocas especies y parches de vegetación en donde se llegó a valores cercanos al 10% (e.g. *Acacia caven*, *Senna candolleana* en sitios abiertos). Sin embargo, en todos los tipos de parche de vegetación, y para la mayoría de las especies empleadas en cada tipo de parche, se observaron valores superiores a cero (Fig. 25), aunque en algunos parches hubo especies que no lograron reclutar ninguna planta desde siembra, y si se desea incluir esas especies en el proceso de restauración, probablemente la única opción es la plantación. Se debe considerar que en este proyecto las semillas no fueron tratadas, con el fin de poder comparar especies (todas sin tratamiento). Por lo tanto, es posible que, si las semillas fueran tratadas, los porcentajes de germinación y reclutamiento sean mayores. Esto requeriría un estudio adicional.

Por otro lado, todas las especies estudiadas en cada uno de los parches de vegetación mostraron porcentajes de establecimiento desde plantación mayores a cero, y en general todos mayores a 30%, llegando a valores cercanos al 62% (Fig. 25). La única excepción fue *P. mitiqui* que mostró valores cercanos al 6% de establecimiento. Esto indica que las especies evaluadas en cada tipo de parche parecen en general ser

adecuadas para las condiciones microambientales en que se dispusieron. Considerando que en este estudio no se aplicó riego, ni ningún tratamiento de suelo u otro, los valores de sobrevivencia son bastante aceptables.

Tabla 8. Valores de porcentaje de establecimiento de plantas desde siembra (S) y plantación (P) en áreas no incendiadas recientemente. Se muestra la razón entre ambos porcentajes y la recomendación posible de proponer de acuerdo al valor de esta razón.

Tipo de Parche	Especie	% desde siembra	% desde plantación	Razón P/S	Recomendación
Sitio Abierto	<i>Acacia caven</i>	3,00	58,48	19,49	Sembrar
	<i>Schinus polygamus</i>	0,07	24,76	353,71	Plantar
	<i>Podanthus mitiqui</i>	0,00	6,19	-	Plantar
	<i>Senna candolleana</i>	0,40	22,38	55,95	Sembrar
Matorral bajo	<i>Kageneckia oblonga</i>	2,16	59,81	27,69	Sembrar
	<i>Acacia caven</i>	0,85	48,00	56,47	Sembrar
	<i>Quillaja saponaria</i>	1,18	46,67	39,55	Sembrar
	<i>Schinus polygamus</i>	0,07	40,57	579,57	Plantar
Matorral alto	<i>Kageneckia oblonga</i>	0,33	58,10	176,06	Plantar
	<i>Lithrea caustica</i>	0,00	31,90	-	Plantar
	<i>Quillaja saponaria</i>	0,07	30,95	442,14	Plantar
	<i>Maytenus boaria</i>	0,00	31,05	-	Plantar
Arbóreos	<i>Peumus boldus</i>	0,13	22,38	172,15	Plantar
	<i>Cryptocarya alba</i>	0,73	32,38	44,36	Sembrar
	<i>Lithrea caustica</i>	0,26	61,81	237,73	Plantar
	<i>Maytenus boaria</i>	0,20	30,86	154,30	Sembrar

1.3.1. Sitios abiertos

Considerando la razón entre la probabilidad de éxito de plantación y siembra, en sitios abiertos, sería más conveniente sembrar que plantar las especies *A. caven* y *S. candolleana*, mientras que es más recomendable plantar *S. polygamus* y *P. mitiqui* (Tabla 8). Si sólo se desea sembrar, podrían emplearse sólo 3 especies de las 4, ya que *P. mitiqui* no logró valores positivos de reclutamiento desde siembra. Sin embargo, si se desea privilegiar las especies más exitosas, sería recomendable emplear sólo *Acacia caven*, que muestra los valores más altos de reclutamiento entre las especies evaluadas en estos sitios. Las especies *S. polygamus* y *S. candolleana* mostraron valores muy bajos de reclutamiento desde siembra, aunque superiores a cero, y deberían estudiarse tratamientos pregerminativos para mejorar su germinación. Si sólo se desea plantar, las 4 especies evaluadas en sitios abiertos presentaron sobrevivencias superiores a cero, por lo que todas podrían incluirse en una plantación (Fig. 25). Sin embargo, si sólo se desea emplear las especies más exitosas, sería recomendable sólo usar *Acacia caven*.

1.3.2. Matorral bajo

En este caso es más recomendable plantar *S. polygamus* y sembrar las otras 3 especies (Tabla 8). Si sólo se desea sembrar, las 4 especies evaluadas presentaron valores de reclutamiento desde siembra mayores que cero, por lo tanto, todas podrían ser reforestadas por esta vía. Sin embargo, si se privilegia a las especies más exitosas, sería recomendable sólo *K. oblonga* ya que obtuvo valores muy superiores a las otras 3 especies. Si sólo se desea plantar, las 4 especies pueden ser empleadas, incluso logrando valores relativamente similares de establecimiento. Sin embargo, si se desea privilegiar a las especies más exitosas, sería recomendable emplear principalmente *K. oblonga*, aunque las otras 3 especies mostraron valores semejantes de éxito.

1.3.3. Matorral alto

En este parche de vegetación es más recomendable plantar que sembrar en todas las especies evaluadas (Tabla 8). Si se desea sólo sembrar, sería posible emplear sólo *K. oblonga* y *Q. saponaria*, ya que las otras dos especies no mostraron valores positivos de reclutamiento desde siembra. Sin embargo, si se desea emplear sólo las especies más exitosas, sólo sería recomendable *K. oblonga* (Fig. 25). Si se desea plantar, las 4 especies mostraron valores positivos y aceptables de establecimiento, por lo que las 4 podrían ser reintroducidas a través de plantación. Sin embargo, si se desea privilegiar las especies más exitosas, se recomendaría principalmente *K. oblonga*.

1.3.4. Parches arbóreos

En este caso es más recomendable plantar *P. boldus* y *L. caustica*, mientras que sembrar *C. alba* y *M. boaria* (Tabla 8). Si se desea sólo sembrar, las 4 especies podrían ser empleadas en este tipo de parche de áreas no incendiadas, ya que todas mostraron valores positivos de reclutamiento desde siembra. Sin embargo, si se desea privilegiar las especies más exitosas, sólo sería recomendable *C. alba*, la cual mostró valores significativamente superiores de reclutamiento respecto a las otras 3 especies. Si se desea sólo plantar, las 4 especies podrían ser empleadas ya que todas mostraron valores positivos de establecimiento (Fig. 25). Sin embargo, si se privilegia a la especie más exitosa, sería recomendable sólo emplear *L. caustica*, ya que mostró valores superiores a las de las otras 3 especies.

1.3.5. Técnicas de reforestación por plantación en áreas abiertas degradadas

Los sitios abiertos son la condición más perturbada vegetacionalmente en la región de estudio. Si bien en el estudio de siembra y plantación se observó que *Acacia caven* es una especie que puede lograr niveles importantes (ca. 60%) de sobrevivencia de plantas, sin riego y sin tratamiento de suelo, las otras especies estudiadas en este tipo de ambiente, lograron valores solo cercanos al 20% o menos. Por ello, es importante conocer tratamientos o técnicas que puedan ayudar a mejorar estos niveles de sobrevivencia de plantas. Incluso, con la aplicación de algunos tratamientos, se podría acelerar el proceso de restauración, y no sólo reintroducir especies pioneras de ambientes abiertos, sino también, especies sucesionalmente más avanzadas. Para esto, en este estudio se evaluó

técnicas de reforestación en ambientes abiertos, incluyendo no sólo especies pioneras (*Schinus polygamus* y *Colliguaja odorifera*), sino también especies sucesionalmente más avanzadas y típicas de bosque, como *Quillaja saponaria* y *Lithrea caustica*.

Las recomendaciones sobre técnicas de reforestación en base a plantación se basan en el estudio desarrollado en dos localidades, una costera (Peñuelas) y otra pre-andina (Pirque). Si bien en Peñuelas los niveles de precipitación fueron mayores que en Pirque (lo que podría implicar mejores expectativas de éxito en Peñuelas), las condiciones de suelo de Peñuelas generaron una baja percolación del agua de lluvias, produciendo un anegamiento temporal de las casillas y con ello alta mortalidad, especialmente en invierno. Por lo tanto, una primera medida importante al planificar la reforestación de áreas abiertas, es un análisis del potencial de percolación del suelo y posiblemente un tratamiento de suelo, especialmente en áreas planas donde el agua puede acumularse con mayor facilidad, con lo cual evitar anegamiento de casillas.

Por otro lado, respecto a los tratamientos que se estudiaron, una primera medida que se desprende de los resultados es que el riego de verano por dos años produce siempre un incremento significativo en la sobrevivencia. Si bien esto era esperable, también era esperable que ocurriera más fuertemente en especies sucesionalmente más avanzadas, que en especies de estrategia más pionera, sin embargo, el riego fue igual de efectivo en todas las especies estudiadas. Al comparar los dos tratamientos que incluyeron riego, es posible sugerir que un mayor riego (2 vs 1 vez por semana de 0,5 lt por dos veranos) sólo es efectivo en las especies *C. odorifera*, *S. polygamus* y *Q. saponaria*, en la localidad de Peñuelas, y sólo para *Q. saponaria* en la localidad de Pirque. Es decir, para *L. caustica*, no es relevante el número de veces que se riegue por semana, y para *Q. saponaria* siempre es más efectivo regar al menos dos veces por semana. Para las otras dos especies, esto depende de las condiciones ambientales. En cuanto a la importancia de tratamientos que generen sombra a las plantas, es posible sugerir la aplicación de sombras artificiales como malla rachel o policarbonato (ambos tratamientos producen el mismo incremento en sobrevivencia), incluso en especies consideradas como pioneras, como *S. polygamus* o *C. odorifera*. Por su parte, la implementación de casillas más profundas también produjo un beneficio para la sobrevivencia, aunque de menor magnitud que el policarbonato o malla rachel. Además, este beneficio es dependiente de la especie, ya que en este caso sólo ocurrió en *C. odorifera*, *S. polygamus* y *Q. saponaria*, y sólo en la localidad de Pirque. Es posible que en localidades más húmedas (como Peñuelas), este tratamiento sea menos efectivo y por ello, es recomendable principalmente para localidades más secas. Más aún, específicamente este tratamiento no es recomendable para suelos con pobre capacidad de infiltración en áreas planas o depresiones, tal como fue observado en Peñuelas. Casillas más profundas en este caso se anegan más que casillas menos profundas.

Respecto a los tratamientos de suelo estudiados, al menos en las dosis empleadas, ninguno significó un incremento significativo en la sobrevivencia, en ninguna especie, por lo que no sería necesario aplicar estos tratamientos en procesos de reforestación, al menos cuando el interés está puesto sólo en la sobrevivencia de plantas. En cambio, si se desea acelerar el crecimiento de las plantas, los resultados del estudio sugieren que la aplicación de guano puede producir un incremento en la tasa de crecimiento. Esto fue observado en las dos especies analizadas (*S. polygamus* y *C.*

odorifera), por ello, su utilidad debiera estudiarse en más especies con el fin de generalizar la utilidad del tratamiento de guano entre las especies de Chile central.

Finalmente, en base al estudio de técnicas de reforestación, es posible indicar la poca utilidad de regar por un tercer verano después de haber regado por dos veranos, ya que en ninguna de las especies estudiadas el riego por un tercer verano produjo un incremento en sobrevivencia. De hecho, después de dos veranos, la mortalidad de plantas es muy baja con o sin un tercer periodo de riego. Sin embargo, un tercer verano con riego puede generar un incremento en crecimiento, aunque esto es dependiente de la especie. En nuestro estudio este beneficio sólo fue observado en *S. polygamus*.

En conclusión, la reforestación de áreas degradadas donde ya no existe una cubierta de vegetación leñosa, puede ser mejorada en términos de sobrevivencia (que es probablemente la variable más relevante para la restauración), con riego, el cual es relevante sólo por dos veranos, y con tratamientos de sombra como malla rachel o policarbonatos. Tratamientos de suelo o más temporadas de riego solo incrementan las tasas de crecimiento. Sin embargo, la efectividad de los tratamientos estudiados es dependiente de la especie y condición ambiental de la localidad. Por lo tanto, para reintroducir las especies estudiadas en este tipo de áreas, debieran aplicarse las mejores combinaciones de tratamientos que permitan incrementar su sobrevivencia (Tabla 9). Con fines de restauración, se recomienda reforestar con estas 4 especies (o con más), aplicando a cada una estos tratamientos.

Tabla 9. Combinación de tratamientos que produjeron los dos mayores porcentajes de sobrevivencia para cada especie en cada sitio.

Sitio	Especie	Riego	Suelo	Sombra	Sobrevivencia (%)
Peñuelas	<i>Colliguaja odorifera</i>	Alto	Suelo Natural	Policarbonato	30
	<i>Colliguaja odorifera</i>	Alto	Guano	Malla Raschel	20
	<i>Colliguaja odorifera</i>	Alto	Guano	Policarbonato	20
	<i>Colliguaja odorifera</i>	Bajo	Suelo Natural	Policarbonato	20
	<i>Quillaja saponaria</i>	Alto	Suelo Natural	Policarbonato	55
	<i>Quillaja saponaria</i>	Alto	Suelo Natural	Malla Raschel	40
	<i>Schinus polygamus</i>	Alto	Purín	Malla Raschel	85
	<i>Schinus polygamus</i>	Alto	Suelo Natural	Malla Raschel	80
	<i>Schinus polygamus</i>	Alto	Suelo Natural	Policarbonato	80
	<i>Schinus polygamus</i>	Alto	Guano	Policarbonato	80
	<i>Lithrea caustica</i>	Alto	Purín	Policarbonato	30
	<i>Lithrea caustica</i>	Alto	Guano	Policarbonato	30
	<i>Lithrea caustica</i>	Alto	Suelo Natural	Policarbonato	20
	<i>Lithrea caustica</i>	Bajo	Purín	Policarbonato	20
Pirque	<i>Colliguaja odorifera</i>	Bajo	Suelo Natural	Malla Raschel	95
	<i>Colliguaja odorifera</i>	Bajo	Guano	Malla Raschel	95
	<i>Colliguaja odorifera</i>	Bajo	Guano	Policarbonato	95
	<i>Colliguaja odorifera</i>	Sin	Guano	Malla Raschel	95
	<i>Colliguaja odorifera</i>	Alto	Suelo Natural	Policarbonato	90
	<i>Colliguaja odorifera</i>	Alto	Guano	Malla Raschel	90
	<i>Colliguaja odorifera</i>	Sin	Purín	Policarbonato	90
	<i>Quillaja saponaria</i>	Alto	Suelo Natural	Malla Raschel	95
	<i>Quillaja saponaria</i>	Bajo	Suelo Natural	Malla Raschel	80
	<i>Schinus polygamus</i>	Alto	Suelo Natural	Malla Raschel	100
	<i>Schinus polygamus</i>	Alto	Purín	Malla Raschel	100
	<i>Schinus polygamus</i>	Sin	Suelo Natural	Malla Raschel	100
	<i>Schinus polygamus</i>	Bajo	Suelo Natural	Malla Raschel	95
	<i>Schinus polygamus</i>	Bajo	Purín	Malla Raschel	95
	<i>Schinus polygamus</i>	Sin	Guano	Malla Raschel	95
	<i>Lithrea caustica</i>	Alto	Purín	Policarbonato	80
	<i>Lithrea caustica</i>	Alto	Guano	Malla Raschel	75
	<i>Lithrea caustica</i>	Bajo	Guano	Malla Raschel	75

2. Restauración en áreas recientemente incendiadas

2.1. Recuperación natural en áreas incendiadas recientemente

Los incendios reducen la riqueza y densidad de la regeneración natural proveniente de germinación y en localidades de climas másicos, al comparar áreas incendiadas hace menos de 3 o 10 años con áreas no incendiadas en los últimos 25 años. Sin embargo, esto ocurre sólo en plántulas recién reclutadas ($<0,2$ m alto) (Fig. 22). En las clases más avanzadas de regeneración vía germinación y en localidades xéricas, la densidad y riqueza de la regeneración es tan baja en localidades no incendiadas recientemente, que no se produce una reducción significativa al compararla con áreas incendiadas recientemente.

En áreas donde han ocurrido incendios ya sea hace menos de 3 años, o incluso hasta 10 años atrás, la regeneración natural vía germinación y reproducción sexual de las tres clases de tamaño evaluadas es extremadamente baja en todos los tipos de parches de vegetación y clima, con valores menores a $0,2$ plantas/ m^2 , especialmente en la clase de tamaño mayor ($0,5\text{--}1m$). De hecho, el incremento que se observaba en plantas nuevas ($<0,2m$) hacia localidades de climas más másicos en localidades no incendiadas recientemente, no ocurre en áreas donde han ocurrido incendios hace menos de 10 años, al menos en términos de densidad de plantas. Si consideramos la riqueza de especies de plantas nuevas aún se observa un incremento hacia climas más másicos, al igual que en áreas no incendiadas. Por su parte, la variación de la regeneración natural vía germinación entre parches de vegetación no dependió de la ocurrencia de incendios, es decir, en áreas recientemente incendiadas, al igual que en áreas no incendiadas, la germinación y supervivencia de las plantas hasta que alcanzan los $0,2$ m, es mayor en parches con cobertura arbórea que en parches de matorral o sitios abiertos, y mayor en parches de matorral que en sitios abiertos. Pero también nuevamente, la regeneración natural vía germinación se reduce drásticamente en las clases de tamaño mayor en todos los parches, y la clase de regeneración más avanzada ($0,5\text{--}1m$) es prácticamente nula en todos los parches. Esto por lo tanto indica que en áreas recientemente incendiadas (< 10 años), no estaría ocurriendo regeneración y por ello tampoco recuperación ni conservación del bosque esclerófilo, en ningún tipo de parche de vegetación o clima, y en consecuencia, se requieren tratamientos de restauración que incrementen la regeneración vía reproducción sexual, en todos los tipos de cobertura de vegetación actual o tipos de clima dentro de Chile central en áreas incendiadas.

Al analizar la regeneración vegetativa, en áreas recientemente incendiadas, a diferencia de áreas no incendiadas, localidades con climas más másicos no tienen mayor densidad de la regeneración vegetativa en ninguna clase de tamaño. Sin embargo, los valores de densidad de la regeneración vegetativa son tanto en climas xéricos como másicos mayores a $0,25$ plantas/ m^2 en clases de tamaño menor y mayor a $0,5m$, en áreas incendiadas hace menos de 3 años. Además, el patrón de regeneración vegetativa entre tipos de parche de vegetación es similar entre localidades con y sin incendios recientes, es decir, la riqueza y densidad de la regeneración vegetativa es mayor en cualquier tipo de parche con vegetación leñosa que en sitios abiertos, en todas las clases de tamaño. Estos resultados permiten concluir que existe una rápida recuperación de la riqueza, densidad y

cobertura de la vegetación leñosa después de incendios, al menos en parches donde antes del incendio había vegetación leñosa (Fig. 23). Es decir, es altamente probable que después de un incendio, en un periodo incluso menor a 3 años, todos los individuos leñosos de la mayoría o todas las especies leñosas, regeneren vegetativamente, en cualquier tipo de clima dentro de Chile central. Sin embargo, los resultados también muestran una leve reducción de la densidad de la regeneración vegetativa a medida que transcurre el tiempo desde el incendio, y al pasar los 5 años, en localidades de climas más xéricos, se llega a niveles de densidad un poco menores que 0,25 plantas/m², reduciendo probablemente la tasa de recuperación en climas más xéricos en base a regeneración vegetativa. Esto no impediría recuperar la cobertura de la vegetación en localidades xéricas en base a regeneración vegetativa (Fig. 23). Toda esta situación, en general favorable para la recuperación post-incendio en base a regeneración vegetativa, no estaría ocurriendo, o sería bastante más lenta, en sitios abiertos, donde los niveles de densidad de regeneración vegetativa son incluso menores a 0,05 plantas/m². Es importante nuevamente notar que, el potencial de recuperación post-incendios de la estrata leñosa a través de regeneración vegetativa puede irse continuamente reduciendo, debido a la disminución del vigor de las plantas para producir rebrotes vegetativos a mayor edad. Este potencial incluso podría reducirse más si una misma cepa sufre permanentemente incendios u otro tipo de perturbación.

La ocurrencia de incendios no afectó al volumen de la estrata herbácea. Incluso, después de un año de ocurrido los incendios, el volumen de la estrata herbácea fue mayor en las áreas incendiadas que en las no incendiadas, y similar después de tres años de ocurridos los incendios. Si bien no tenemos información en este estudio respecto de lo que ocurre con las especies herbáceas nativas y exóticas, este alto desarrollo de la estrata herbácea, al menos puede reducir la probabilidad de erosión en áreas incendiadas.

En conclusión, en áreas que han sido recientemente afectadas por incendios, no se está estableciendo regeneración natural vía germinación suficiente como para recuperar o mantener la densidad y diversidad de la vegetación leñosa bajo ninguna condición climática ni de parche de vegetación. En cambio, independiente del tipo de clima, después de incendios la regeneración vegetativa ocurre rápidamente en una diversidad y densidad suficiente como para recuperar la vegetación leñosa, al menos similar a la previa al incendio (Fig. 23). Sin embargo, esto ocurre principalmente y en mayor magnitud en parches de vegetación donde había previo al incendio alguna cobertura leñosa (parches de matorral, arbóreos o de bosque), a diferencia de sitios abiertos, donde a pesar de que existe algún nivel de rebrote, es muy bajo en abundancia y diversidad. Por lo tanto, para cualquier condición climática como de parche de vegetación en Chile central se requieren acciones de restauración que recuperen la regeneración vía reproducción sexual, en especial en sitios abiertos para recuperar o restaurar más rápidamente la cubierta leñosa en ellos.

2.2. Medidas de restauración pasiva en áreas incendiadas recientemente

En base al estudio de regeneración natural y exclusión de herbívoros en diferentes tipos de parche de vegetación, y considerando ahora las áreas de cada localidad que fueron incendiadas el año 2014, es posible sugerir las siguientes medidas de restauración para áreas incendiadas recientemente.

Primero, en áreas incendiadas la riqueza y abundancia de la regeneración vía germinación es menor que en áreas no incendiadas, especialmente en parches arbóreos. Esto indica que, cualquier acción antrópica que permita reducir el riesgo de incendio, constituiría una vía efectiva de restauración pasiva del bosque esclerófilo. Es interesante que, al igual que en áreas no incendiadas, en áreas recientemente incendiadas (< 3 años), tanto la abundancia como riqueza de especies de la regeneración proveniente de semillas, sea mayor en parches con alguna cobertura leñosa que en sitios abiertos. Esto indica que los troncos o estructuras quemadas, pero en pie, remanentes de los incendios, pueden facilitar la regeneración vía germinación de especies leñosas. De acuerdo a nuestros resultados, estas estructuras están generando sombras y conservando la humedad del suelo, haciéndola mayor que en sitios abiertos, especialmente en verano, lo cual puede contribuir a la reducción del estrés hídrico de la regeneración. Por ello, una medida importante de restauración post-incendio, es no extraer estas estructuras quemadas desde los sitios incendiados.

Los resultados observados respecto al tratamiento de restauración pasiva evaluado (exclusión de herbívoros), indican que, aunque la riqueza y densidad de la regeneración es levemente mayor con exclusión, no difieren estadísticamente respecto a una condición sin exclusión. Es decir, en áreas incendiadas, la exclusión de herbívoros no es una medida relevante para mejorar la regeneración desde semilla.

Por otro lado, la regeneración vegetativa no se vio afectada negativamente por los incendios (Fig. 24). Incluso, la densidad y riqueza de la regeneración vegetativa <0,5 m en parches de matorral alto, y la riqueza en sitios abiertos, aumentó con la ocurrencia de los incendios. Así mismo, la riqueza de especies de la regeneración vegetativa de la clase de tamaño mayor (0,5-1m), fue en todos los tipos de parche mayor en áreas incendiadas. Además, al igual que en áreas no incendiadas, en áreas recientemente incendiadas, la aplicación de exclusión de herbívoros no generó un incremento en la regeneración vegetativa (Figs. 23 y 24).

En áreas incendiadas, la exclusión de herbívoros no generó un incremento en el volumen de la estrata herbácea, por lo cual este tipo de medida de restauración no sería relevante en áreas incendiadas para mejorar el volumen de hierbas.

En conclusión, en áreas recientemente incendiadas, no es necesaria la implementación de exclusión de ganado y conejos para mejorar la recuperación de la regeneración de especies leñosas. Sin embargo, se requiere de un monitoreo de exclusiones a más largo plazo para establecer más precisamente la efectividad de esta medida.

2.3. Medidas de restauración activa en áreas incendiadas recientemente

En el caso de las áreas recientemente incendiadas, las medidas de restauración que pueden desprenderse de este proyecto se basan exclusivamente del estudio de siembra y plantación. Al igual que en áreas no incendiadas, la elección de la vía de reforestación también puede depender de la relación costo-efectividad de cada especie en cada condición ambiental. Es decir, considerando la relación de costos entre plantación y siembra observada en este proyecto (165 veces mayor el costo de plantación que el de siembra), la vía de reforestación a seleccionar puede establecerse de acuerdo a la razón entre la probabilidad de establecimiento desde plantación y la probabilidad de establecimiento desde siembra. Si esta razón es mayor a 165 es posible recomendar plantación, y siembra si es menor (Tabla 10). Sin embargo, también es posible que la metodología de reforestación dependa de la rapidez con que se desea obtener plantas de mayor tamaño, o si el interés es privilegiar densidad o cobertura de vegetación más que diversidad de especies, y en estos casos la selección de la vía de reforestación puede ser independiente del costo. Si el interés es lograr rápidamente plantas de mayor tamaño probablemente siempre se preferirá la plantación. Si se prefiere lograr mayor densidad o cobertura es posible seleccionar solo las especies más exitosas, en vez de todas las especies analizadas.

Al igual que en el caso de áreas no incendiadas, las medidas de restauración en áreas incendiadas pueden depender de la cobertura y estructuras quemadas remanentes dadas por el parche de vegetación que existía previo al incendio. Por ello, las especies que se estudian son diferentes y acordes a los tipos de parche que había previo al incendio.

De acuerdo al estudio de siembra y plantación desarrollado, en general las especies más exitosas, y el nivel de establecimiento, tanto en siembra como en plantación, fueron muy similares entre áreas no incendiadas e incendiadas. Además, en áreas recientemente incendiadas, al igual que en las no incendiadas, la efectividad de la siembra fue bastante baja en comparación a la plantación. Por ello, al considerar sólo la efectividad de éxito de ambas metodologías, sería más recomendable en general, la plantación. Sin embargo, se debe recordar que en este proyecto las semillas no fueron tratadas, con el fin de poder comparar especies (todas sin tratamiento). Por lo tanto, es posible que, si las semillas fueran tratadas, los porcentajes de germinación y reclutamiento sean mayores. Esto requeriría un estudio adicional. En general todas las especies presentaron valores de reclutamiento desde siembra menores al 3%. Además, hubo algunas especies que no lograron reclutar ninguna planta desde siembra (Tabla 10), por lo que en estos casos necesariamente la única alternativa de reintroducción es la plantación. Por otro lado, todas las especies estudiadas en cada uno de los parches de vegetación mostraron porcentajes de establecimiento desde plantación mayores a cero (Fig. 25), y en general todos mayores a 30%, llegando a valores cercanos al 77%. Las excepciones fueron *P. mitiqui* que mostró valores de establecimiento de 8% en sitios abiertos y *C. alba* de un 13% en parches de bosque. Esto indica que las especies evaluadas en cada tipo de parche parecen en general ser adecuadas para las condiciones microambientales en que se dispusieron. Considerando que en este estudio no se aplicó riego, ni ningún tratamiento de suelo u otro, los valores de sobrevivencia son bastante

aceptables para áreas incendiadas. Más aún, considerando que durante el primer año después de la plantación, el nivel de recuperación de la cobertura leñosa en base a regeneración vegetativa es aún bajo, los porcentajes de sobrevivencia en parches de matorral y bosque son buenos.

Tabla 10. Valores de porcentaje de establecimiento de plantas desde siembra (S) y plantación (P) en áreas incendiadas recientemente. Se muestra la razón entre ambos porcentajes y la recomendación posible de proponer de acuerdo al valor de esta razón.

Tipo de Parche	Especie	% desde siembra	% desde plantación	Razón P/S	Recomendación
Sitio Abierto	<i>Acacia caven</i>	2,30	69,33	30,14	Sembrar
	<i>Schinus polygamus</i>	0,30	58,10	193,67	Plantar
	<i>Podanthus mitiqui</i>	0,00	8,00	-	Plantar
	<i>Senna candolleana</i>	0,08	47,90	598,75	Plantar
Matorral bajo	<i>Kageneckia oblonga</i>	0,75	69,33	92,44	Sembrar
	<i>Acacia caven</i>	0,80	46,29	57,86	Sembrar
	<i>Quillaja saponaria</i>	0,47	39,90	84,89	Sembrar
	<i>Schinus polygamus</i>	0,07	73,81	1054,43	Plantar
Matorral alto	<i>Kageneckia oblonga</i>	0,78	77,14	98,90	Sembrar
	<i>Lithrea caustica</i>	0,00	51,24	-	Plantar
	<i>Quillaja saponaria</i>	0,37	43,81	118,41	Sembrar
	<i>Maytenus boaria</i>	0,31	36,29	117,06	Sembrar
Arbóreo	<i>Peumus boldus</i>	0,13	36,38	279,85	Plantar
	<i>Cryptocarya alba</i>	0,08	13,05	163,13	Sembrar
	<i>Lithrea caustica</i>	0,00	50,57	-	Plantar
	<i>Maytenus boaria</i>	0,45	57,43	127,62	Sembrar

2.3.1. Sitios abiertos

En sitios abiertos de áreas incendiadas, sería recomendable sembrar *A. caven* y plantar *S. polygamus*, *P. mitiqui* y *S. candolleana* (Tabla 10). Si sólo se desea sembrar, pueden emplearse *A. caven*, *S. candolleana*, y *S. polygamus*, ya que *P. mitiqui* no logró reclutar plantas desde siembra (Fig. 25), sin embargo, si se privilegia alguna especie, la más recomendable para sembrar sería *A. caven*, la cual logró valores significativamente mayores que las otras especies. Si se desea sólo plantar, las 4 especies pueden ser empleadas logrando algún nivel de establecimiento, sin embargo, si se desea emplear sólo las especies más exitosas, se recomendaría *A. caven*, *S. polygamus* y *S. candolleana*, las cuales lograron valores relativamente altos y similares de establecimiento (Fig. 25).

2.3.2. Matorral bajo

En este tipo de parche sería recomendable plantar *S. polygamus*, y sembrar *A. caven*, *Q. saponaria* y *K. oblonga* (Tabla 10). Si sólo se desea sembrar, las 4 especies pueden ser empleadas para este tipo de parche, sin embargo, si se desea privilegiar las especies más exitosas, se recomendaría *A. caven* y *K. oblonga*. Si sólo se desea plantar, las 4 especies podrían ser empleadas en este tipo de parche logrando valores relativamente altos de sobrevivencia. Sin embargo, si se desea privilegiar las especies más exitosas, sería recomendable emplear *K. oblonga* y *S. polygamus*, las cuales lograron valores significativamente mayores de establecimiento en base a plantación que las otras dos especies.

2.3.3. Matorral alto

En este tipo de parche, se recomendaría plantar *L. caustica* y sembrar *K. oblonga*, *M. boaria* y *Q. saponaria* (Tabla 10). Si sólo se desea sembrar, sería recomendable emplear *K. oblonga*, *M. boaria* y *Q. saponaria*, ya que *L. caustica* no logró reclutar plantas desde siembra. Sin embargo, si se desea privilegiar las especies más exitosas, sería recomendable usar sólo *K. oblonga* ya que presentó valores mayores a las de las otras 3 especies. Si se desea plantar, las 4 especies pueden ser empleadas, logrando en general valores buenos de establecimiento. Sin embargo, si se desea emplear sólo las especies más exitosas, sería recomendable emplear principalmente *K. oblonga*, aunque *L. caustica* también sería una opción bastante aceptable.

2.3.4. Parches arbóreos

En estos parches, sería recomendable plantar *P. boldus* y *L. caustica*, y sembrar *C. alba* y *M. boaria* (Tabla 10). Si sólo se desea sembrar, podrían emplearse 3 de las 4 especies, ya que *L. caustica* no logró reclutar desde siembra. Sin embargo, si se desea usar las especies más exitosas, sólo sería recomendable la especie *M. boaria*, ya que logró valores significativamente más altos que las otras especies. Si se desea sólo plantar, podrían emplearse las 4 especies, ya que todas mostraron niveles positivos de establecimiento. Sin embargo, si se desea privilegiar las especies más exitosas, sería recomendable las especies *L. caustica* y *M. boaria* (Fig. 25).

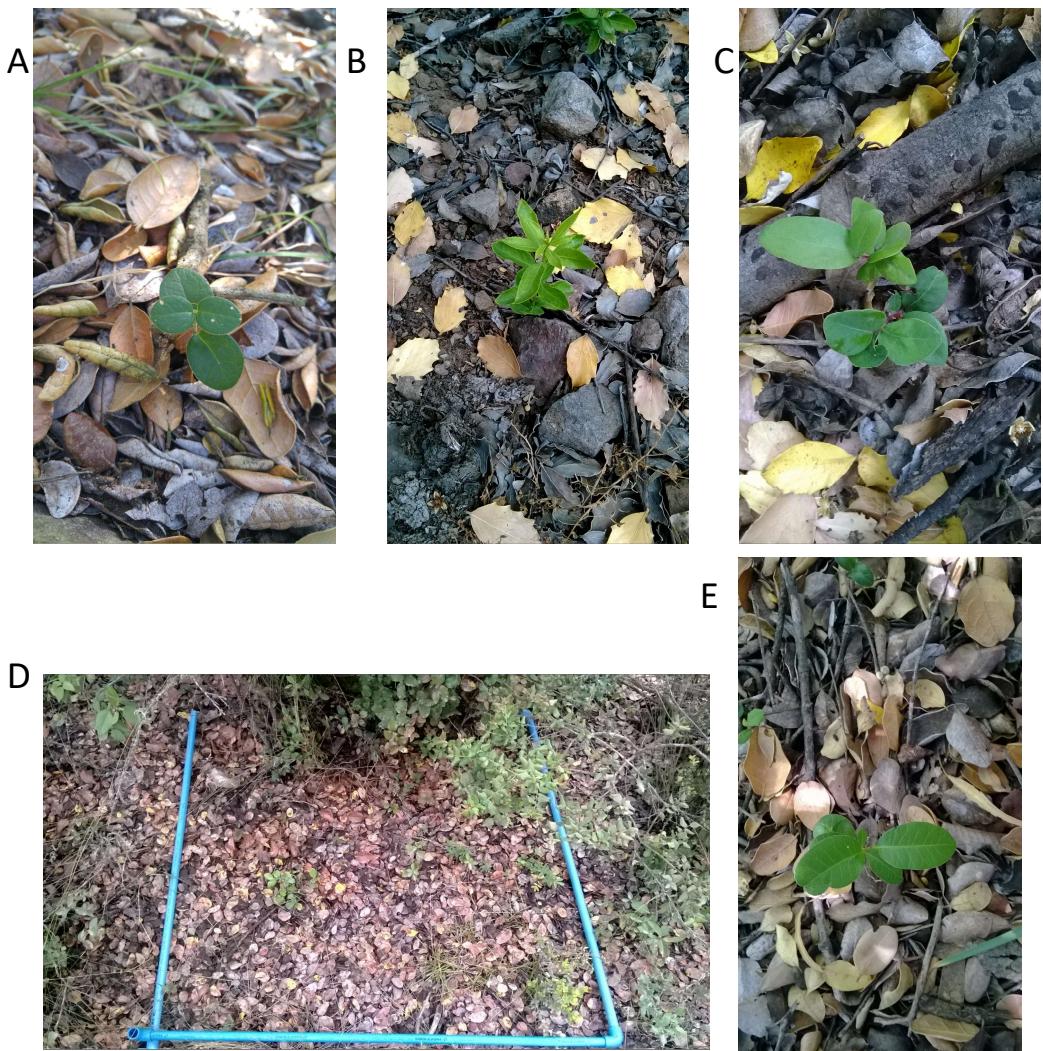


Figura 22. Regeneración natural desde semilla en áreas no excluidas de herbívoros. A) plántula de *Peumus boldus*, B) plántula de *Maytenus boaria*, C) plántula de *Cryptocarya alba*, D) plot de muestreo mostrando densidad de plántulas, E) plántula de *Lithrea caustica*.

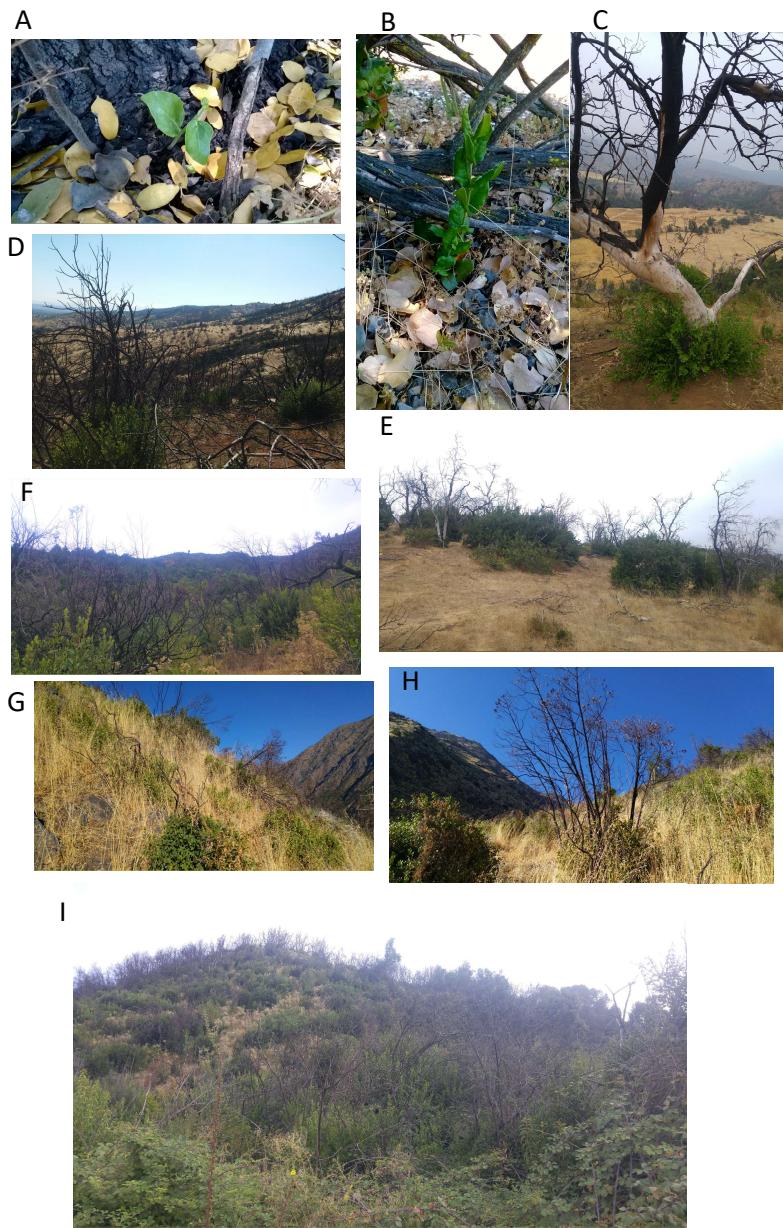


Figura 23. Regeneración natural post-incendio proveniente de rebrotos vegetativos en áreas no excluidas de herbívoros. A) rebrote de *Quillaja saponaria*, B) rebrote de *Peumus boldus*, C) numerosos rebrotos de *Lithrea caustica*, D y E) individuos arbóreos rebrotando después de incendios (<3 años), F) parche de matorral alto rebrotando después de incendio (5-10 años), G) matorral bajo rebrotando después de incendio (<3 años), H) matorral alto rebrotando después de incendio (<3 años), I) ladera con variados tipos de parches recuperados vegetativamente después de incendio (5-10 años).

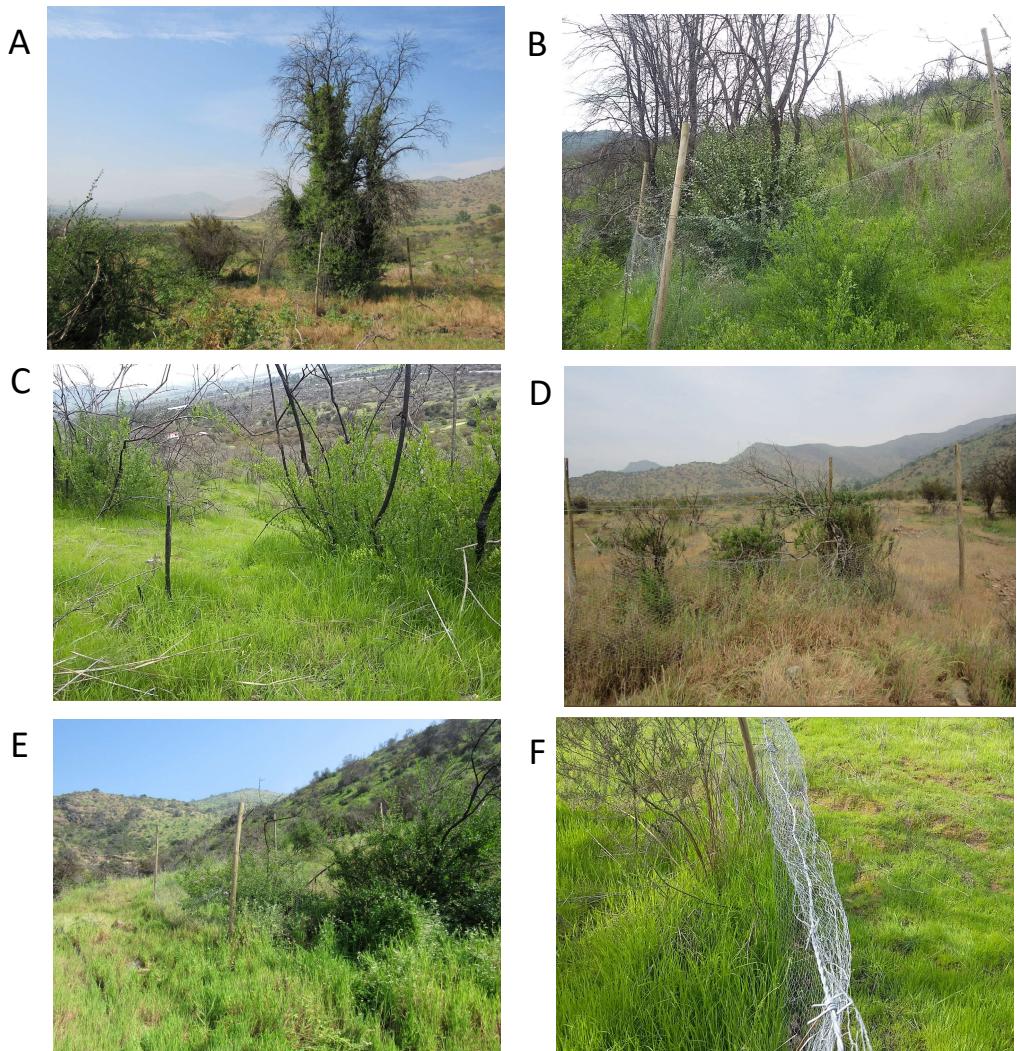


Figura 24. Regeneración natural vegetativa dentro de exclusiones de herbívoros. A) parche arbóreo rebrotando 2 años después de incendio, B) parche arbóreo rebrotando 1 año después de incendio, C) matorral alto rebrotando 2 años después de incendio, D) matorral bajo rebrotando 1 año después de incendio, E) matorral rebrotando 2 años después de incendio, F) estrata herbácea dentro y fuera de exclusión en área no incendiada.

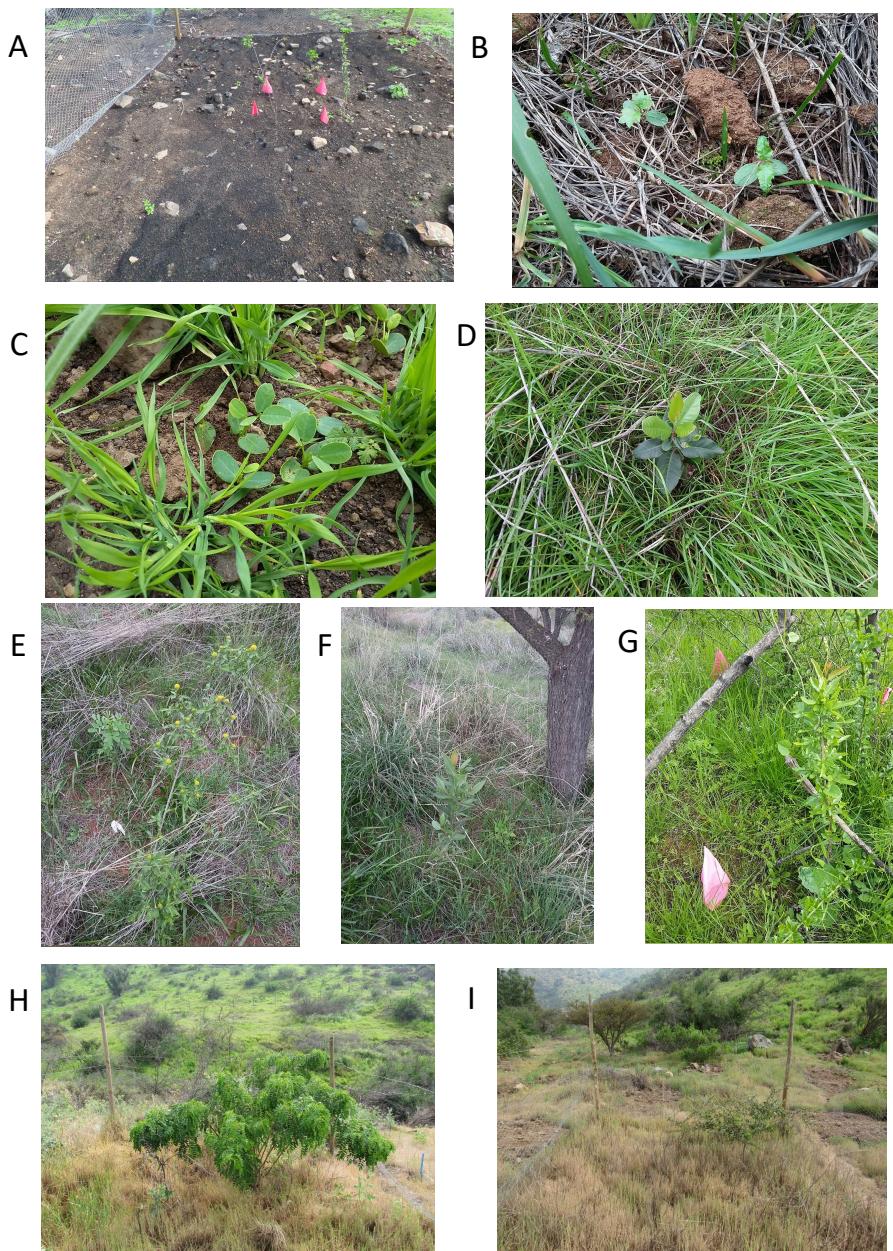


Figura 25. Reclutamiento desde siembra y plantas vivas establecidas desde plantación dentro de exclusiones experimentales. A) banderillas rojas indicando puntos de siembra y plantas plantadas en exclusión de sitio abierto de área incendiada, B) germinación de semillas sembradas de *Schinus polygamus*, C) germinación de *Senna candelleana*, D) planta plantada de *Lithrea caustica*, E) plantas plantadas de *Senna candelleana* y *Podanthus mitiqui*, F) planta plantada de *Kageneckia oblonga*, G) planta plantada de *Schinus polygamus*, H) planta de *Senna candelleana* 3 años después de plantación, I) planta de *Schinus polygamus* 3 años después de plantación.

Conclusiones: estrategia general de restauración de la vegetación de Chile central

La vegetación de Chile central no muestra signos evidentes de recuperación natural bajo ninguna de las condiciones ecológicas estudiadas en este proyecto. Incluso, tampoco se observa un nivel de regeneración suficiente como para asegurar la conservación de las especies leñosas de áreas de bosque de la región. Por ello, es recomendable aplicar medidas de restauración en cualquier condición de vegetación, clima o de ocurrencia de incendio. La aplicación de medidas de restauración pasiva, tal como la exclusión de herbívoros, si bien contribuye, lo hace sólo en parches de matorral y arbóreos y en baja magnitud, y podrían ser más efectivas en áreas donde el ganado o la abundancia de conejos sea muy alta. De todas maneras, es imprescindible la aplicación de medidas pasivas que atiendan a la prevención de incendios y control de talas de bosque. Sin embargo, adicionalmente se requieren medidas más activas de restauración, especialmente en áreas con menor cobertura leñosa.

En áreas incendiadas recientemente, como también en zonas no incendiadas en al menos dos décadas, es posible reintroducir diversas especies leñosas de acuerdo al tipo de parche de vegetación, ya sea a través de siembra o plantación, tal como las evaluadas en este proyecto. Igualmente, cualquier medida de reforestación debe ser acompañada de la protección contra ganado y conejos.

En áreas abiertas degradadas, siempre se recomienda aplicar algún nivel de sombramiento, ya sea con policarbonatos o malla rachel. Esto incrementa la probabilidad de establecimiento, e incluso permite emplear especies más avanzadas sucesionalmente para reforestar áreas abiertas. Si se dispone de fondos para realizar riego, es recomendable aplicarlo, pero sólo bastaría por las dos temporadas de verano siguientes a la plantación. Sin embargo, y aunque depende de la especie y zona climática, en general no es necesaria una frecuencia de riego superior a 1 lt una o dos veces por mes (cada dos semanas). Si sólo se privilegia la sobrevivencia de plantas, no sería necesaria la aplicación de guanos o purines. Pero, si se desea acelerar el crecimiento de las plantas, se puede aplicar guano, al menos cuando las condiciones nutricionales del suelo sean relativamente pobres.

En consecuencia, los resultados de este proyecto indican que existen diversas estrategias y medidas que, de aplicarse en áreas degradadas de bosque esclerófilo, permitirían restaurar los niveles de regeneración de especies leñosas.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto (007/2013) fue financiado por el Fondo de Investigación en Bosque Nativo, de CONAF. En el proyecto trabajaron una gran cantidad de personas. En primera instancia se agradece a las personas que trabajaron en la labor de Asistente Técnico del proyecto, los Ingenieros Forestales Giorgio Castelli, Juan Pablo Ruiz, Cesar Figueroa y Pablo Squella. Además, se agradece a una gran cantidad de alumnos y alumnas de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile, que participaron como ayudantes de terreno en las diversas actividades del proyecto. Finalmente se agradece a los propietarios que facilitaron sus predios para instalar los experimentos desarrollados en el proyecto, Universidad de Chile (Estación experimental Rinconada de Maipú), Ernesto Passalacqua (Fundo San Francisco), Carlos León (Fundo La Reserva de Llancay), Antonio Pereira (Fundo Santa Amelia), Francisco Correa (Fundo San Vicente), Tito Fernández (Fundo El Peral), CONAF (Reserva Lago Peñuelas), y Jorge Fontaine (Fundo El Principal de Pirque).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altamirano T. 2008. Restauración de los sistemas naturales mediterráneos de Chile central. Estudio de casos de restauración del bosque esclerófilo. Tesis Ingeniero Forestal, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- Araya S & G Ávila. 1981. Rebrote de arbustos afectados por el fuego en el matorral chileno. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 14:107-113.
- Armesto J.J., M. A. Bustamante-Sánchez, M. F. Díaz, M. E. González, A. Holtz, M. Nuñez-Avila & C. Smith-Ramírez. 2009. Fire disturbance regimes, ecosystem recovery and restoration strategies in Mediterranean and temperate regions of Chile. En: *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*, Science Publishers. Eds.: A. Cerda, P. Robichaud & R. Primoli. 537-567.
- Armesto JJ, STA Pickett. 1985. A mechanistic approach to the study of succession in the Chilean matorral. *Revista Chilena de Historia Natural* 58: 9-17.
- Armesto JJ., Martínez J. 1978. Relations between vegetation structure and slope aspect in the Mediterranean region of Chile. *Journal of Ecology* 66, 881-89.
- Armesto, J. J., Smith-Ramírez, C., León, P., & Arroyo, M. T. K. 1992. Biodiversidad y conservación del bosque templado en Chile. *Ambiente y Desarrollo*, 8(4), 19-24.
- Arroyo MTK, L Cavieres, C Marticorena & M Muñoz. 1995. Convergence in the Mediterranean Floras in Central Chile and California: Insights from Comparative Biogeography. En: *Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California and Australia* (eds M. T. K. Arroyo, P. Zedler & M. Fox) pp. 43-88. Springer-Verlag, New York.
- Becerra P, González V, Smith-Ramírez C, Armesto J. 2011. Spatio-temporal variation in the effect of the herbaceous layer on seedling survival of woody species in a semiarid ecosystem. *Journal of Vegetation Science*, 22:847-855.

- Becerra PI, Cruz G, Ríos S, Castelli G. 2013. Importance of irrigation and plant size in the establishment success of different native species in a degraded ecosystem of central Chile. *Bosque* 34:103-111.
- Becerra PI, JL Celis-Diez, RO Bustamante. 2004. Effects of leaf litter and precipitation on germination and seedling survival of the endangered tree *Beilschmiedia miersii*. *Applied Vegetation Science* 7:253-257.
- Becerra PI, Montenegro G. 2013. The widely invasive tree *Pinus radiata* facilitates regeneration of native woody species in a semiarid ecosystem. *Applied Vegetation Science* 16:173-183.
- Becerra PI, Smith-Ramírez C, Armesto JJ. 2016. Altitudinal and interannual variation in seedling survival of tree species in central Chile: implications for sclerophyllous forest restoration. *Bosque* 37(3):539-547.
- Brinks JS, JM Lhotka, CD Barton, RC Warner, CT Agouridis. 2011. Effects of fertilization and irrigation on American sycamore and black locust planted on a reclaimed surface mine in Appalachia. *Forest Ecology and Management* 261: 640-648.
- Bustamante R. 1991. Clonal reproduction and succession: the case of *Baccharis linearis* in the Chilean matorral. *Medio Ambiente* 11:43-47.
- Bustamante R, Walkowiak A, Henríquez C, Serey I. 1996. Bird frugivory and the fate of seeds of *Cryptocarya alba* (Lauraceae) in the Chilean matorral. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 357-363.
- Bustamante-Sánchez MA, Reyes J, Espinoza S, Gatica P, Gallardo B. 2011. Diagnóstico de los programas de compensación requeridos por el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) en la región mediterránea de Chile. XVIII Reunión Anual de la Sociedad de Ecología de Chile. 6-9 de Noviembre, Puerto Varas, Chile.
- Callaway RM & Walker LR. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78:1958-1965.
- Callaway RM. 2007. Positive interactions and interdependence in plant communities. Springer Dordrecht, The Netherlands.
- Cellier A, Gauquelin T, Baldy V, Ballini C. 2014. Effect of organic amendment on soil fertility and plant nutrients in a post-fire Mediterranean ecosystem. *Plant Soil* 376: 211.
- Chacón P, Bustamante R. 2001. The effects of seed size and pericarp on seedling recruitment and biomass in *Cryptocarya alba* (Lauraceae) under two contrasting moisture regimes. *Plant Ecology* 152:137-144.
- Chuvieco E, Riaño D, Aguado I, Caceres D. 2002. Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: applications in fire danger assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 23: 2145-2162.
- Ciccarese L, Mattsson A, Pettenella D. 2012. Ecosystem services from forest restoration: thinking ahead. *New Forests* 43:543-560.
- Clemente AS, Werner C, Mágua C, Cabral MS, Martins-Loucao MA, Correia O. 2004. Restoration of a Limestone Quarry: effect of soil amendments on the establishment of native Mediterranean Sclerophyllous Shrubs. *Restoration Ecology* 12:20-28.
- Clewel A, Rieger JP. 1997. What Practitioners Need from Restoration Ecologists. *Restoration Ecology* 5:350-354.
- CONAF, BIRF, PUC. 1999. Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe nacional con variables ambientales. Corporación Nacional

- Forestal/Comisión Nacional del Medioambiente/Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento. Santiago, Chile.
- CONAF. 2000. Respuesta del Quillay ante la modificación en la textura y estructura de la casilla de plantación e incorporación de una cubierta de retención de humedad. Provincia de Colchagua. VI Región. Chile. 13p. CONAF, Santiago, Chile.
- Connell JH. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Cruz M, San Martín R. 2000. Manejo forestal y uso industrial del Quillay, Facultad de Ciencias Agronómicas y Forestales de la Pontificia Universidad Católica de Chile. Proyecto FONDEF1-2010. Santiago. Chile. (Documento no publicado).
- Del Pozo A, E Fuentes, E Hajek, Molina J. 1989. Zonación microclimática por efecto de los manchones de arbustos en el matorral de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 62:85-94.
- DGA. 2014. Información pluviométrica, fluviométrica, estado de embalses y aguas subterráneas. Extraido en Enero 29, 2015, desde http://www.dga.cl/productosyservicios/informacionhidrologica/InformacionMensual/Boletin_12_diciembre.pdf
- Donoso C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria.
- Donoso C. 1981. *Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile*. CONAF/FAO.
- Donoso S, Peña K, Pacheco C, Luna G, Aguirre A. 2011. Respuesta fisiológica y de crecimiento en plantas de *Quillaja saponaria* y *Cryptocarya alba* sometidas a restricción hídrica. *Bosque* 32 (2) 187-195.
- FAO. 1997. State of the World's Forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Fernández I, N Morales, L Olivares, J Salvatierra, M Gómez & G Montenegro. 2009. Restauración ecológica para ecosistemas vegetales nativos afectados por incendios forestales. CONAF, Chile.
- Figueroa J, Jaksic F. 2004. Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile central. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77, 201–215.
- Figueroa, J.A., Teillier, S., Jaksic, F.M., 2004. Composition, size and dynamics of the seed bank in a mediterranean shrubland of Chile. *Austral Ecol.* 29, 574–584.
- Fischer J, Lindenmayer DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16:265-280.
- Fuentes ER, Hajek E. 1979. Patterns of landscape modifications in relation to agricultural practice in central Chile. *Environmental Conservation* 6:265-271.
- Fuentes ER, Muñoz MR. 1995. The human role in changing landscapes in central Chile: implications for intercontinental comparisons. En: Arroyo MTK, Zedler PH & Fox MD (eds) *Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California, and Australia*, pp 401–417. Springer-Verlag, New York.
- Fuentes ER, AJ Hoffmann, A Poiani, MC Allende. 1986. Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. *Oecologia* 68: 358-366.
- Fuentes ER, F Jaksic, Simonetti JA. 1983. European rabbits versus native rodents in central Chile: effects of shrub seedlings. *Oecologia* 58:411-414.
- Fuentes ER, R Avilés, Segura A. 1989. Landscape change under indirect effects of human use: the Savanna of central Chile. *Landscape Ecology* 2:73-80.

- Fuentes ER, RD Otaiza, MC Allende, A Hoffmann, Poiani A. 1984. Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. *Oecologia* 62:405–411.
- Fuentes, R.; J. León-Muñoz & C. Echeverría. 2017. Modelling the impacts of land use and land cover change on an oligotrophic lake through spatially explicit techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 38: 1-20.
- Fuentes-Castillo T, Miranda A, Smith-Ramírez C, Holmgren M. 2012. Nucleated regeneration of Mediterranean evergreen forests reveals facilitative role of remnant vegetation on passive restoration. *Forest Ecology and Management* 274:38–47.
- Gajardo R. 1994. La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria.
- Gómez-Aparicio L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology* 97:1202-1214.
- Gómez-González S, Sierra-Almeida A, Cavieres LA. 2008. Does plant-derived smoke affect seed germination in dominant woody species of the Mediterranean matorral of central Chile? *Forest Ecology and Management* 255, 1510–1515.
- Gutiérrez JR, M Holmgren, R Manrique, FA Squeo. 2007. Reduced herbivore pressure under rainy ENSO conditions could facilitate dryland reforestation. *Journal of Arid Environments* 68: 322–330.
- Hastwell GT, Facelli JM. 2000. Effects of leaf litter on woody seedlings in xeric successional communities. *Plant Ecology* 148: 225-231.
- Hastwell GT, Facelli JM. 2003. Differing effects of shade-induced facilitation on growth and survival during the establishment of a chenopod shrub. *Journal of Ecology* 91: 941-950.
- Henríquez CA, Simonetti JA. 2001. The effect of introduced herbivores upon an endangered tree (*Beilschmiedia miersii*, Lauraceae). *Biological Conservation*, **98**:69-76.
- Hobbs RJ, Harris JA. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology* **9**:239-246.
- Holden Z A, Smith AM, Morgan P, Rollins MG, Gessler PE. 2005. Evaluation of novel thermally enhanced spectral indices for mapping fire perimeters and comparisons with fire atlas data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(21), 4801-4808.
- Holmgren M, A M Segura, Fuentes E. 2000. Limiting mechanisms in the regeneration of the Chilean matorral – Experiments on seedling establishment in burned and cleared mesic sites. *Plant Ecology* 147:49-57.
- Holmgren M, BC López, JR Gutiérrez, FA Squeo. 2006. Herbivory and plant growth rate determine the success of El Niño Southern Oscillation-driven tree establishment in semiarid South America. *Global Change Biology* 12: 2263–2271.
- Holmgren M, Scheffer M, Huston MA. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78: 1966-1975.
- Holmgren M. 2002. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions* 4:25–33.
- Huxel GR, Hastings A. 1999. Habitat Loss, Fragmentation, and Restoration. *Restoration Ecology* **7**:309-315.

- Jiménez HE, Armesto JJ. 1992. Importance of the soil seed bank of disturbed sites in Chilean matorral in early secondary succession. *Journal of Vegetation Science* 3:579-586.
- Key C, Benson N. 2006. Landscape Assessment: Sampling Analysis Methods. En: FIREMON. Department of Agriculture, United States, Rocky Mountain Research Station. USA.
- Luebert F, Pliscoff P. 2005. Sinopsis bioclimática de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Marcelo W, R Bustamante, Vásquez R. 2006. Efectos de la herbivoría, el microhábitat y el tamaño de las semillas en la sobrevivencia y crecimiento de plántulas de la palma chilena. *Ambiente y desarrollo* 22:55-62.
- Martínez JA, Armesto JJ. 1983. Ecophysiological plasticity and habitat distribution in three evergreen species of the Chilean matorral. *Oecologia Plantarum* 4: 211–219.
- Mataix-Solera J, Guerrero C, Úbeda X, Outeiro L, Torres P, Cerdà A, Bodí MB, Arcenegui V, Zornoza R, Gómez I, Mataix-beneyto J. 2007. Incendios forestales, suelos y erosión hídrica. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi Editorial.
- Mendoza I, Zamora R, Castro J. 2009. A seeding experiment for testing tree-community recruitment under variable environments: implications for forest regeneration and conservation in Mediterranean habitats. *Biological Conservation*, 142: 1491-1499.
- Montenegro G, Àvila G & Schatte P. 1983. Presence and development of lignotubers in shrubs of the Chilean Matorral. *Candian Journal of Botany* 61:1804-1808.
- Montenegro G, F Díaz, M Gómez, Ginocchio R. 2002. Fire and climate change in temperate ecosystems of the western Americas. Pages 375-403. *Fire and climate change in temperate ecosystems of the western Americas*. Springer-Verlag, New York, New York.
- Montenegro G, R Ginocchio, A Segura, JE Keely, Gómez M. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista chilena de historia natural* 77:455-464.
- Montenegro G, Díaz F, Gómez M, Ginocchio R. 2003. Regeneration potential of Chilean matorral after fire: an updated view. En: Veblen T., Baker W., Montenegro G. and Swetnam T. (eds.). *Fire and climate change in temperate ecosystems of the western Americas*. New York, USA, Springer-Verlag. 375-403.
- Morales N, P Becerra, E Arellano, Gilabert H. 2015. Effect of large and small herbivores on seed and seedling survival of *Beilschmiedia miersii*. *Bosque* 36(1):127-132.
- Moreira D. 2007. Reforestación con flora nativa en la zona mediterránea de Chile. Informe Revisión Proyectos de Reforestación y Restauración. 47 p.
- Muñoz MR, Fuentes E.R. 1989. Does fire induce shrub germination in the Chilean matorral? *Oikos*, 56, 177–181.
- Myers N, RA Mittermeier, CG Mittermeier, GA da Fonseca, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- Navarrete M. 2002. Comportamiento de la regeneración de cuatro especies del bosque esclerófilo en un área quemada. Tesis para optar al título de Ingeniero Forestal, Universidad de Talca.
- Naveh Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the mediterranean region. *Plant Ecology* 29:199-208.

- Ovalle JF, Arellano E, Oliet J, Becerra P, Ginocchio R. 2016. Linking nursery nutritional status and water availability post-planting under intense summer drought: the case of a South American Mediterranean tree species. *iForest – Biogeosciences and Forestry* (9): 758-765.
- Padilla FM, Pugnaire F. 2009. Species identity and water availability determine establishment success under the canopy of *Retama sphaerocarpa* shrubs in a dry environment. *Restoration Ecology* 17: 900-907.
- Peñaloza A, LA Cavieres, MTK Arroyo, Torres C. 2001. Efecto nodriza intra-específico de *Kageneckia angustifolia* D. Don (Rosaceae) sobre la germinación de semillas y sobrevivencia de plántulas en el bosque esclerófilo montano de Chile central. *Revista chilena de historia natural* 74:539-548.
- Quintanilla V. 2000. Influencia del fuego en el desequilibrio ecológico de la vegetación en la zona mediterránea de Chile : Casos de estudio. *Investigaciones Geográficas* 34: 1 – 14.
- Rey-Benayas JM, A López-Pintor, C García, N de la Cámara, R Strasser, A Gómez. 2002. Early establishment of planted *Retama sphaerocarpa* seedlings under different levels of light, water and weed competition. *Plant Ecology* 159: 201-209.
- Rey PJ, G Siles, JM Alcántara. 2009. Community-level restoration profiles in Mediterranean vegetation: nurse-based vs. traditional reforestation. *Journal of Applied Ecology* 46: 937-945.
- Röder A, Hill J, Duguy B, Alloza JA, Vallejo R. 2008. Using long time series of Landsat data to monitor fire events and post-fire dynamics and identify driving factors. A case study in the Ayora region (eastern Spain). *Remote Sens. Environ.* 112, 259–273.
- Rotundo JL, Aguiar MR. 2005. Litter effects on plant regeneration in arid lands: a complex balance between seed retention, seed longevity and soil-seed contact. *Journal of Ecology* 93: 829-838.
- Rundel P. 1998. Landscape disturbance in Mediterranean-Type ecosystems: an overview. En: *Landscape disturbance and biodiversity in mediterranean-type ecosystems. Ecological Studies*, Volume 136. Rundel, P. W., G. Montenegro & F. M. Jaksic (Eds.). Springer-Verlag, Heidelberg. 3-18.
- Schulz J, Cayuela L, Echeverria C, Salas J, Rey Benayas JM. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Applied Geography* 30: 436-447.
- Segura AM, Holmgren M, Anabalón JJ, Fuentes ER. 1998. The significance of fire intensity in creating local patchiness in the Chilean matorral. *Plant Ecol.* 139, 259–264. *Plant Ecology* 139, 259–264.
- Sepúlveda C. 2003. Efecto del mulch orgánico y enmiendas de carbón vegetal en el establecimiento artificial de quillay (*Quillaja saponaria* Mol.) en la precordillera de Vilches, Región del Maule. Memoria para optar al Título de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Talca, Chile. 43 p.
- Siles G, PJ Rey, JM Alcántara, JM Bastida, JL Herreros. 2010. Effects of soil enrichment, watering and seedling age on establishment of Mediterranean woody species. *Acta Oecologica* 36: 357-364.

- Squeo FA, M Holmgren, J Milagros, L Albán, J Reyes, J Gutiérrez. 2007. Tree establishment along an ENSO experimental gradient in the Atacama desert. *Journal of Vegetation Science* 18: 195-202.
- Valdebenito CAS. 2003. Efecto del mulch orgánico y enmiendas de carbón vegetal en el establecimiento artificial de Quillay (*Quillaja saponaria* Mol.) en la precordillera de Vilches, Región Del Maule. Tesis, Universidad de Talca.
- Valdecantos A, Cortina J, Vallejo VR. 2011. Differential field response of two mediterranean tree species to inputs of sewage sludge at the seedling stage. *Ecological Engineering* 37: 1350-1359.
- Valenzuela L. 2007. Evaluación de un ensayo de riego y fertilización de Quillay (*Quillaja saponaria* Mol.) en la comuna de San Pedro, Provincia de Melipilla, Región Metropolitana. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile.
- Valladares F, Vilagrosa A, Peñuelas J, Ogaya R, Camarero J, Corcuera L, Sisó S, Gil-Pelegrín E. 2008. Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. En: Valladares, F. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Páginas 165-192. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A., Madrid.
- Van Andel J, Aronson L. 2006. *Restoration Ecology*. Blackwell Publishing. UK. 340 p.
- Vilagrosa A, Villar-Salvador P, Puértolas J. 2006. El endurecimiento en vivero de especies forestales mediterráneas. En: Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos - Estado actual de conocimientos (Eds: Cortina J, Peñuelas JL, Puértolas J, Savé R, Vilagrosa A). Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.
- Villagrán C. 1995. Quaternary History of the Mediterranean Vegetation of Chile. En: *Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California and Australia* (eds M. T. K. Arroyo, P. Zedler & M. Fox) pp. 3-20. Springer-Verlag, New York.
- Williams-Linera G, Alvarez-Aquino C, Suárez A, Blundo C, Smith C, Echeverria C, Cruz-Cruz E, Bolados G, Armesto JJ, Heinemann K, Malizia L, Becerra P, del Castillo RF, Urrutia R. 2011. Experimental analysis of dryland forest restoration techniques. En: Newton, A.C. and Tejedor, N. (Eds.). *Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America*. Gland, Switzerland: IUCN. Pp: 131-182.
- Xiong S, Nilsson C. 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 87:984-994.