



Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales

Ignacio Fernández • Narkis Morales • Luis Olivares
Javier Salvatierra • Miguel Gómez • Gloria Montenegro



PONTIFICIA
UNIVERSIDAD
CATÓLICA
DE CHILE



Se agradece el auspicio para la edición
e impresión de este libro a:



PONTIFICIA
UNIVERSIDAD
CATÓLICA
DE CHILE



Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales

FACULTAD DE AGRONOMÍA E INGENIERÍA FORESTAL
DIRECCIÓN DE INVESTIGACIÓN Y POSTGRADO
DIRECCIÓN DE EXTENSIÓN



RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARA ECOSISTEMAS NATIVOS AFECTADOS POR INCENDIOS FORESTALES

AUTORES

Ignacio Fernández
Chicharro ifernanc@uc.cl.

Narkis Morales San
Martín nsmorale@uc.cl

Luis Olivares Dávila
laolivar@uc.cl

Javier Salvatierra Caballero
jsalvat@uc.cl

Miguel Gómez Unjidos
mgomezu@puc.cl

Gloria Montenegro Riz-
zardini gmonten@uc.cl

EDITORES

Luis Olivares Dávila
laolivar@uc.cl
Teléfono: (56) (2) 354 5726

Ignacio Fernandez Chicharro
ifernanc@uc.cl.

Año 2010, Primera Edición de 1.500 ejemplares.

RPI: 190.301
ISBN: 978.956.14-1112-8

Producción e Impresión
Gráfica Lom
Concha y Toro 25
Santiago, Chile

Impreso en Chile / *Printed in Chile*

PRÓLOGO

Los incendios forestales representan una causa significativa de pérdida del patrimonio nacional. Anualmente se queman entre 20.000 y 85.000 hectáreas de vegetación, afectando principalmente vegetación natural, perdiéndose tanto su biodiversidad como los bienes y servicios ecosistémicos y sociales que esa vegetación presta. En la medida que la frecuencia e intensidad de los incendios forestales aumenta, la necesidad por recuperar los ecosistemas nativos es cada vez más patente.

En este marco, disponer de antecedentes que informen la toma de decisiones sobre las oportunidades y modos de restaurar la vegetación nativa es indispensable. El libro que los autores nos entregan es un bienvenido y valioso aporte. Implícito en todo el texto está una sólida base de información sobre Ecología y Ciencias Vegetales y un claro conocimiento de las características de la flora nacional. En forma sencilla los autores demuestran en los hechos la relevancia del conocimiento científico para la toma de decisiones.

En una apretada, pero clara síntesis, nos presentan desde los conceptos científicos básicos hasta el marco institucional para realizar efectivamente la restauración de la vegetación en Chile. Una revisión a los efectos del fuego en la vegetación, el estado del arte respecto la restauración ecológica, los criterios para establecer prioridades de restauración y las acciones emprendidas en Chile ofrecen una base tanto para orientar la investigación científica, como para orientar planes y programas de restauración. En un breve, pero interesante capítulo, resaltan las carencias y demandas de información para realizar restauraciones de manera más eficiente y efectiva. Esto incluye una amplia gama de problemas, que abarcan desde la teoría de nicho a teoría de sucesiones, efectos sinérgicos entre clima e interacciones biológicas hasta valoración económica de la restauración. De esta forma, el libro debería facilitar que un mayor número de investigadores realicen la investigación necesaria para avanzar en la recuperación de los ecosistemas afectados por fuego. De igual forma, los autores ofrecen claramente el protocolo tanto para seleccionar áreas prioritarias a restaurar como para la elaboración de los planes de restauración. Si ello no fuese suficientemente iluminador recomiendan, además, las acciones a seguir para restaurar formaciones vegetales prioritarias en el país.

Sin duda, este libro colaborará de manera potente a promover acciones de restauración, y con ello, será un instrumento para recuperar el valioso patrimonio biológico, social, cultural y económico que ofrece la rica vegetación chilena. En este aporte están todas las bases para incrementar las acciones de recuperación de nuestros ecosistemas. Los autores por ello deben recibir nuestro agradecimiento.

JAVIER A. SIMONETTI
Facultad de Ciencias
Universidad de Chile

PREFACIO

La misión de la Corporación Nacional Forestal, respecto a contribuir al desarrollo del país a través de la conservación del patrimonio silvestre y el uso sostenible de los ecosistemas forestales para el servicio integral de la ciudadanía, no sólo se expresa en su conocida gestión de proteger contra incendios forestales a las áreas silvestres protegidas del Estado y de contribuir, en forma subsidiaria, a la protección de los terrenos privados de medianos y pequeños propietarios agrícolas y forestales y a las áreas de interfaz urbano rural, sino que también se proyecta a pensar en cómo recuperar la vegetación natural afectada por el fuego.

En razón a ello, la Gerencia de Protección contra Incendios Forestales (GEPRIF) de CONAF, encargó a la Dirección de Investigación y Postgrado de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, de la Pontificia Universidad Católica de Chile, el desarrollo del estudio que se difunde en esta ocasión, tanto para un análisis del presente de la restauración vegetacional en Chile, como para una visión e iniciativas para el futuro.

LUIS MARTÍNEZ DÍAZ
Gerente de Protección contra Incendios Forestales
Corporación Nacional Forestal

ÍNDICE

PRÓLOGO, por Javier Simonetti	5
PREFACIO, por Luis Martínez Díaz	6
ÍNDICE	7
PRESENTACIÓN	11
PRIMERA SECCIÓN.	
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA POST-FUEGO: CONCEPTOS GENERALES Y ESTADO DEL CONOCIMIENTO EN CHILE	13
Introducción a la Primera Sección	15
Metodología Primera Sección	16
Recopilación de antecedentes	16
Determinación de carencias y demandas de investigación	17
CAPÍTULO 1: Conceptos de Restauración Ecológica	19
1.1 ¿Qué es la restauración ecológica?	19
1.2 Restauración ecológica post-fuego	21
1.3 Etapas de la restauración	21
Planificación	21
Implementación	22
Monitoreo	24
CAPÍTULO 2: El Fuego en las Comunidades Vegetales	25
2.1 Regímenes de Fuego	25
2.2 Rol del Fuego en los Ecosistemas	26
2.3 Efectos del Fuego Sobre la Vegetación	27
2.4 Respuestas Adaptativas al Fuego	28
2.5 Fragmentación del Hábitat y su Implicancia en Incendios	29
CAPÍTULO 3: El Fuego en las Comunidades Vegetales de Chile	31
3.1 Incendios Forestales en Chile	31
3.2 Efectos del Fuego Sobre la Vegetación Chilena	36

CAPÍTULO 4: Comunidades Vegetales y el Fuego: Estado del Conocimiento en Chile	37
4.1 Región del Matorral y del Bosque Esclerófilo	38
4.2 Región de la Estepa Alto Andina	43
Bosques de <i>Austrocedrus chilensis</i> (Ciprés de la Cordillera)	45
4.3 Región del Bosque Caducifolio	47
Bosques de <i>Nothofagus glauca</i> (Hualo)	48
4.4 Región del Bosque Andino Patagónico	49
Bosques de <i>Araucaria araucana</i> (Araucaria)	51
4.5 Región del Bosque Laurifolio	53
4.6 Región del Bosque Siempreverde y de las Turberas	54
Bosques de <i>Fitzroya cupressoides</i> (Alerce)	55
4.7 Región de la Estepa Patagónica	57
 CAPÍTULO 5: Restauración Ecológica en Chile	59
5.1 Iniciativas de Restauración Ecológica en Chile	59
5.2 Restauración Post-fuego en Chile	60
 CAPÍTULO 6: Carencias y Demandas de Investigación para Desarrollar Iniciativas de Restauración Ecológica en Chile	63
6.1 Carencias de Investigación	63
6.2 Demandas de Investigación	64
 REFERENCIAS	67
 SEGUNDA SECCIÓN. FORMACIONES VEGETACIONALES PRIORITARIAS PARA SU RESTAURACIÓN	77
Introducción a la Segunda Sección	79
Metodología Segunda Sección	80
Priorización de las Formaciones Vegetacionales Afectadas por Incendios	80
Criterios para Seleccionar Potenciales Sitios a Restaurar	82
Esquemas Ecológicos	82
Salidas a Terreno	82
 CAPÍTULO 7: Conceptos de Priorización de Hábitats, Sucesiones y Modelos Ecológicos	85
7.1 Priorización de Hábitats	85
7.2 Sucesiones Ecológicas	86
7.3 Modelos Ecológicos	87

CAPÍTULO 8: Formaciones Vegetacionales Prioritarias para su Restauración	89
8.1 Mapa de las Formaciones Vegetacionales Prioritarias para su Restauración	89
8.2 Distribución y Estado Actual de las Formaciones Vegetacionales Críticas	95
Bosque Esclerófilo Montano	95
Bosque Esclerófilo Costero	95
Bosque Caducifolio de Concepción	96
Bosque Esclerófilo de la Pre-Cordillera Andina	96
Matorral Espinoso del Secano Costero	97
Bosque Esclerófilo de los Arenales	97
Bosque Esclerófilo Maulino	98
Bosque Caducifolio Interior	98
Matorral Espinoso del Secano Interior	99
Bosque Caducifolio de la Frontera	99
Bosque Espinoso Abierto	100
Matorral Espinoso de la Cordillera de la Costa	100
Bosque Caducifolio Maulino	101
CAPÍTULO 9: Planificación de la Restauración para las Formaciones Vegetacionales Prioritarias	103
9.1 Criterios para Seleccionar Potenciales Sitios a Restaurar	103
9.2 Elaboración del Plan de Restauración	104
Planificación	105
Preparación	107
Implementación	109
Monitoreo y Evaluación	113
CAPÍTULO 10: Acciones de Restauración para las Formaciones Críticas	115
10.1 Región del Matorral y Bosque Esclerófilo	115
Dinámica Sucesional en la Región del Matorral y Bosque Esclerófilo	115
Recomendaciones para la Implementación de Restauración Ecológica en la Región del Matorral y del Bosque Esclerófilo	119
Esquemas sucesionales	119
10.2 Región del Bosque Caducifolio	129
Dinámica Sucesional en la Región del Bosque Caducifolio	129
Recomendaciones para la Implementación de Restauración Ecológica en la Región del Bosque Caducifolio	131
Esquemas Sucesionales	132
REFERENCIAS	137
ANEXO	141

TERCERA SECCIÓN. LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL CONTEXTO DE LAS POLÍTICAS AMBIENTALES _____	145
Introducción a la Tercera Sección _____	147
Metodología Tercera Sección _____	148
CAPÍTULO 11: Políticas Ambientales y Restauración Ecológica en Chile _____	149
11.1 El Contexto Ambiental _____	149
11.2 Diagnóstico de las Políticas Ambientales Orientadas a la Restauración Ecológica _____	150
Documento 1: Una política ambiental para desarrollo sustentable. CONAMA, 1998 _____	151
Documento 2: Estrategia Nacional de Biodiversidad. CONAMA, 2003 _____	151
Documento 3: Plan de Acción País para la Implementación de la Estrategia Nacional de Biodiversidad. CONAMA, 2005 _____	153
Documento 4: Política Nacional para la Protección de Especies Amenazadas. CONAMA, 2005 _____	153
CAPÍTULO 12: Marco Institucional para la Restauración Ecológica en Chile _____	155
12.1 Investigación _____	155
12.2 Educación y Capacitación _____	156
12.3 Desarrollo de Infraestructura _____	157
12.4 Recursos para la Implementación _____	158
CAPÍTULO 13: Políticas Ambientales: Conclusiones _____	159
REFERENCIAS _____	161

PRESENTACIÓN

Este libro nace como una iniciativa, para presentar de forma integrada los resultados del «Estudio para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Vegetales Nativos Afectados por Incendios Forestales», solicitado y financiado por la Unidad de Prevención de incendios Forestales de la Corporación Nacional Forestal (Conaf) y desarrollado por la Dirección de Investigación y Postgrado de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile (UC).

En esta obra se presentan los resultados de dos años de trabajo desarrollado por seis investigadores de la UC en el tema de la restauración ecológica de los ecosistemas vegetales nativos afectados por incendios forestales en Chile. El trabajo realizado incluye una exhaustiva revisión bibliográfica de las principales publicaciones relacionadas con el tema, la exploración de las iniciativas llevadas a cabo en Chile en el ámbito de la restauración ecológica y la integración de la información aportada por diversos especialistas y por campañas de terreno destinadas a evaluar los principales factores ecológicos involucrados en la regeneración de los ecosistemas afectados por incendios.

El área de estudio del trabajo desarrollado abarca el territorio continental de la República de Chile, entre los 32° y los 55° S, comprendido entre las regiones administrativas de Valparaíso por el norte y de Magallanes y de la Antártica chilena por el sur. Las formaciones vegetacionales presentes en dicha zona se encuentran dentro de las regiones vegetacionales de la Estepa Alto-Andina, del Matorral y Bosque Esclerófilo, del Bosque Caducifolio, del Bosque Andino-Patagónico, del Bosque Laurifolio, del Bosque Siempreverde y de las Turberas, y del Matorral y Estepa Patagónica, descritas por Gajardo (1994).

A través de los diversos capítulos de este libro el lector podrá obtener información relevante respecto a:

- Los fundamentos y conceptos principales relacionados con la disciplina de la restauración ecológica.
- El rol del fuego en los ecosistemas vegetales dependientes e independientes del fuego.
- El estado de conocimiento de los ecosistemas vegetales nativos afectados por incendios forestales, con un enfoque orientado a aquellos antecedentes relevantes para el desarrollo de proyectos de restauración ecológica en Chile.
- El estado de desarrollo de la restauración ecológica en Chile, así como las carencias y demandas de investigación.
- El estado de conservación de las formaciones vegetacionales afectadas por incendios.
- Recomendaciones para implementar acciones de restauración en las formaciones vegetacionales que se encuentran en estado crítico.

- El desarrollo de la restauración ecológica en el contexto de las políticas ambientales imperantes en Chile.

Pese a que el libro se encuentra orientado principalmente a la restauración de ecosistemas afectados por incendios, los autores hemos tenido especial cuidado en trabajar algunos capítulos desde una perspectiva más amplia, de manera que la información y recomendaciones entregadas puedan ser de utilidad para la restauración de ecosistemas que no necesariamente se encuentren degradados por la acción del fuego.

En este sentido, creemos que este libro puede transformarse en una herramienta de gran utilidad para todos aquellos interesados en la protección, conservación y recuperación de los ecosistemas vegetales nativos de Chile, por lo que esperamos pueda contribuir con el incipiente desarrollo de la disciplina de la restauración ecológica en Chile.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este libro quisieramos agradecer la estrecha colaboración del Departamento de Prevención de Incendios Forestales de Conaf, y en especial a Mabel Ortega, José Cabellos, Andrés Meza y Fernando Maldonado.

PRIMERA SECCIÓN.
**RESTAURACIÓN ECOLÓGICA POST-FUEGO:
CONCEPTOS GENERALES Y ESTADO DEL CONOCIMIENTO EN CHILE**

Introducción a la Primera Sección

Los ecosistemas han estado permanentemente influenciados por agentes perturbadores de origen natural, sin embargo en la actualidad el principal agente perturbador es el ser humano. Muchos ecosistemas están dominados directamente por el hombre, y no existe ningún ecosistema en la tierra que esté libre de la penetrante influencia humana, lo que ha llevado a que alrededor de un tercio de los hábitats naturales del planeta hayan sido severamente degradados.

Junto con la transformación de hábitats para urbanización, agricultura y silvicultura, los incendios forestales han sido uno de los mayores causantes de perturbación sobre los hábitats naturales en Chile. Desde la época pre-colonial los indígenas utilizaron el fuego provocando grandes incendios forestales, incendios que con el tiempo y la llegada de los colonizadores europeos se volvieron más frecuentes y de mayor magnitud, generando severos impactos sobre los hábitats nativos, impactos que en algunos casos hasta el día de hoy no han sido capaces de recuperarse. En la actualidad los registros indican que en Chile ocurren un promedio de 5.972 incendios forestales por temporada, afectando a más de 55.000 hectáreas por año, de las cuales más del 70 % (39.815 há.) corresponden a formaciones nativas.

Los incendios pueden alterar severamente la estabilidad de los ecosistemas, modificando la estructura y composición de especies, afectando las dinámicas sucesionales, y perturbando interacciones ecológicas clave del sistema. Factores que sumados se traducen en una pérdida de funcionalidad del ecosistema de difícil recuperación. Además algunos incendios, especialmente los de gran extensión y severidad, o repetidos en un corto espacio de tiempo, pueden dejar profundas huellas en el ecosistema y desencadenar procesos erosivos y degradativos que pueden incrementar notablemente la magnitud y duración de los impactos provocados por los incendios.

Los ecosistemas brindan importantes servicios para el ser humano (*e.g.* regulación del clima, purificación del agua, descontaminación del aire, control de inundaciones, recreación, paisaje, etc.), sin embargo la constante presión antrópica sobre los hábitats naturales ha provocado que éstos sean incapaces de suministrar los servicios al mismo nivel que en el pasado, poniendo en riesgo actividades económicas, la salud humana y por ende repercutiendo negativamente en el bienestar humano. Por tanto, junto con estrategias preventivas que eviten que la constante presión los siga degradando, el desarrollo y aplicación de planes de recuperación debe considerarse como un factor clave para restituir los daños generados sobre los ecosistemas.

Con el objetivo de revertir los impactos provocados por los incendios sobre los ecosistemas naturales podemos recurrir a la «Restauración Ecológica», la cual busca, mediante la aceleración de los procesos sucesionales naturales, lograr la recuperación de un ecosistema degradado respecto a su salud, integridad y sustentabilidad.

Si tomamos en cuenta las altas tasas de deforestación y fragmentación de los bosques chilenos, sumado a la gran cantidad de incendios forestales que ocurren cada año, con la consiguiente pérdida de biodiversidad y degradación ambiental, es que se hacen imperativas iniciativas que busquen sentar las bases necesarias para poner en práctica proyectos de restauración ecológica post-fuego.

Esta sección del libro tiene como objetivo recoger y sistematizar la investigación y experiencias relevantes existentes sobre el «fuego en las comunidades vegetales de Chile» y «restauración ecológica post-fuego», de modo de evaluar el estado del conocimiento en Chile y definir áreas temáticas prioritarias para el desarrollo de investigaciones respecto a la restauración ecológica post-fuego en las comunidades vegetales de Chile.

Metodología Primera Sección

Recopilación de Antecedentes

Para dar origen a la presente sección, se realizó una completa revisión de antecedentes referidos a la temática del fuego en las comunidades vegetales y restauración ecológica post-fuego, los que fueron obtenidos de diferentes fuentes que se detallan a continuación:

Información digital y escrita, facilitada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF). Ésta incluyó documentos de la institución, información cartográfica y la base de datos de incendios registrados entre las temporadas 1987-2007.

Búsqueda de publicaciones mediante la utilización de buscadores de revistas científicas en-línea, e.g. Jstor, Scopus, ProQuest, Scielo, Academic Search Premier. Algunas de las palabras claves utilizadas fueron las siguientes: incendio, fuego, restauración, fragmentación, Chile. También se usaron términos más precisos como: Restauración ecológica, incendios forestales, ecosistemas mediterráneos, bosque esclerófilo, etc., y nombres científicos y comunes de las especies más representativas de los ecosistemas presentes desde la Región de Valparaíso a la de Magallanes y de la Antártica chilena. Para todos los casos en que fuera posible también se incluyó la búsqueda de las palabras claves traducidas al inglés. En caso de encontrar documentos relevantes, se realizó un seguimiento de la bibliografía citada y de otros documentos publicados por el autor.

Publicaciones científicas y documentos de libre acceso obtenidos en Internet a través de GoogleTM y Google AcadémicoTM. Dentro de los documentos, se encuentran las tesis de pre y post-grado y publicaciones en revistas no indexadas. Las palabras claves utilizadas y la forma de proceder, fueron las mismas que las descritas en el párrafo anterior.

Documentos físicos, preferentemente libros y tesis de pre y post-grado, disponibles en la biblioteca de la Pontificia Universidad Católica de Chile y en otras bibliotecas asequibles. En caso de encontrar documentos relevantes, se realizó un seguimiento de la bibliografía citada y de otros documentos publicados por el autor.

Determinación de Carencias y Demandas de Investigación

Para determinar las carencias y demandas de investigación se llevó a cabo una recopilación de información complementaria, referida a los estudios e iniciativas de restauración ecológica desarrolladas en Chile. Con base en esta información se procedió a contrastar los resultados con la información necesaria para llevar a cabo proyectos de restauración. Además se consideró importante contar con la opinión de personas que estuvieran trabajando en el tema de restauración ecológica en Chile, por lo que se llevó a cabo una encuesta vía correos electrónicos a todos aquellos investigadores y estudiantes que se encontraran o hayan trabajado en la temática de Restauración Ecológica en Chile. La encuesta se realizó en diciembre de 2007 y consistió en 3 preguntas abiertas que se detallan a continuación: (1) Según su experiencia, ¿cómo es el panorama actual de la restauración en Chile, y cuáles son las iniciativas que usted conoce o en las que trabaja?, (2) De acuerdo a su conocimiento del tema, ¿cuáles son a su juicio, las principales carencias de investigación?, y (3) Respecto de los fondos, ¿qué tan difícil ha sido para usted encontrar fondos a nivel nacional y/o internacional para realizar proyectos de restauración?. La encuesta fue respondida por un total de 10 personas, y sus resultados integrados con la información recopilada a través de la revisión bibliográfica.

CAPÍTULO 1: Conceptos de Restauración Ecológica

La humanidad ha transformando los ecosistemas terrestres, causando grave daño al soporte de la vida en el planeta (Hobbs & Harris, 2001). Las actuales tasas de fragmentación y pérdida de hábitats han llevado a que muchas especies se encuentran en peligro de extinción (Huxel & Hastings, 1999), por tanto la recuperación de los hábitats degradados se vuelve una estrategia de vital importancia para la conservación biológica.

Primack y Massardo (2001) distinguen cuatro formas de enfrentar la recuperación de hábitats o ecosistemas degradados:

Ausencia de acción. La recuperación es demasiado costosa, los intentos previos han fallado o se espera que el ecosistema se recupere sólo mediante mecanismos sucesionales naturales.

Reemplazo de un ecosistema degradado por otro productivo. El reemplazo es llamado algunas veces «creación de hábitat», porque establece una comunidad biológica en un sitio y restaura ciertas funciones ecológicas, como el control de inundaciones y la retención del suelo.

Rehabilitación de un ecosistema dañado, buscando su reparación, no su «recreación», y al menos la recuperación de algunas especies originales y ciertas funciones del ecosistema. La rehabilitación se centra en las especies dominantes, retrasando su acción sobre especies raras y poco comunes, que son parte de un programa completo de restauración.

Restauración o reconstrucción de un ecosistema degradado. Considera la estructura comunitaria, la composición de especies y el restablecimiento de procesos ecológicos a través de un activo programa de modificación del sitio y de reintroducción de especies. Por lo tanto, se intenta conducir a los ecosistemas para que el cambio natural de las comunidades, a lo largo del tiempo, permita la recuperación de la composición de especies, así como sus interrelaciones, hasta conseguir que funcionen en un tiempo relativamente corto de manera similar a la comunidad original (Primack & Massardo, 2001; Zamora, 2002; Kosiel, 2006).

1.1 ¿Qué es la Restauración Ecológica?

La restauración ecológica es una actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema nativo con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad. Como referencia se puede definir, de una forma general, como el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SER, 2004).

Entender procesos como la sucesión primaria, la sucesión secundaria, los diferentes mecanismos que se han propuesto en la invasión de especies, la importancia del banco de semillas en la regeneración de comunidades, la identificación de especies clave en el proceso sucesional y su comportamiento demográfico, los procesos fenológicos, el papel que desempeñan las perturbaciones en la estructura de una comunidad y la dinámica de los ciclos biogeoquímicos, permitirá utilizarlos en una estrategia de restauración ecológica de comunidades y ecosistemas (Martínez, 2000; Young *et al.*, 2005; Harris *et al.*, 2006).

En la restauración, la trayectoria comienza con el ecosistema alterado y progresa hacia el estado esperado de recuperación, lo que se expresa en términos de metas de un proyecto de restauración relacionados a un ecosistema de referencia (SER, 2004). El ecosistema de referencia sirve de modelo para planificar un proyecto de restauración ecológica y posteriormente para la evaluación de éste. Típicamente la referencia representa un punto o puntos de desarrollo ubicados dentro de la trayectoria ecológica del ecosistema en restauración. En otras palabras, se espera que el ecosistema en restauración emule ciertos atributos de la referencia, la cual puede consistir en uno o varios sitios específicos que contienen el ecosistema modelo, una descripción escrita o una combinación de ambos. La información de relevancia en relación a la referencia incluye sus componentes bióticos y abióticos (SER, 2004).

Las fuentes de información que se pueden usar para describir un sistema de referencia incluyen: descripciones ecológicas, listado de especies y mapas del sitio del proyecto antes del daño; fotografías históricas y recientes, tanto aéreas como terrestres; remanentes del sitio a restaurar que indiquen las condiciones físicas anteriores y la biota; descripciones ecológicas y listado de especies de ecosistemas similares e intactos; especímenes de herbarios y museos; versiones históricas e historias orales de personas familiarizadas con el sitio del proyecto antes del daño; y evidencias paleoecológicas, por ejemplo, polen fosilizado, carbón, historia de los anillos de los árboles y basureros de roedores (Willis & Birks, 2006).

Las intervenciones que se emplean en la restauración varían mucho de un proyecto a otro, dependiendo de la extensión y la duración de las perturbaciones pasadas, de las condiciones culturales que han transformado el paisaje y de las oportunidades y limitaciones actuales. En la más simple de las circunstancias, la restauración implica eliminar o modificar una alteración específica, de manera de permitir que los procesos ecológicos se recuperen por sí solos (SER, 2004; Allen, 2002; Zamora, 2002).

Es importante recalcar que la restauración de la cubierta vegetal difícilmente será capaz de recuperar fielmente la comunidad original de referencia, ya que los procesos ecológicos y organismos implicados alcanzan niveles de complejidad tan elevados, que muchas veces la restauración sólo favorece un proceso de cicatrización, pero no implica necesariamente seguir el proceso histórico que generó las comunidades vegetales actuales (Lawton, 1999; Balaguer, 2002). Por lo tanto, la restauración no asegura la reproducción exacta del proceso histórico sucesional que generó las comunidades vegetales actuales (Zamora 2002; SER 2004), más aún la recuperación es improbable cuando la mayor parte de las especies originales ha sido eliminada en grandes áreas y no existen fuentes de colonizadores (Primack & Massardo, 2001; Balaguer, 2002).

1.2 Restauración Ecológica Post-Fuego

La combustión es un proceso fisicoquímico donde el fuego produce una serie de efectos que dependen de las interacciones de la energía liberada (intensidad), duración, cantidad de combustible, tipo de vegetación, clima, topografía, suelo y área quemada (Robichaud *et al.*, 2000). La variabilidad del daño a los recursos y la respuesta entre sitios y diferentes tipos de ecosistemas es altamente dependiente de la severidad del incendio. La severidad del incendio es una medida cualitativa de los efectos del fuego sobre los recursos en el sitio (Hartford & Frandsen, 1992). Los incendios con un alto nivel de severidad destruyen la vegetación, consumen la cubierta vegetal orgánica y exponen el suelo mineral a la erosión, particularmente durante la temporada de lluvias (Neary *et al.*, 2005). El fuego puede incrementar la hidrofobicidad (impermeabilidad) de los suelos, reduciendo la infiltración e incrementando la escorrentía superficial, provocando así erosión y traslado de sedimentos que contaminan los cursos de agua (Peterson *et al.*, 2007; Doerr *et al.*, 2007).

Luego que un ecosistema es afectado por un incendio, se deben considerar dos fases para su recuperación. Una primera a corto plazo, denominada rehabilitación, que debe ser ejecutada tan pronto como sea posible luego del siniestro (Vega, 2007), y una segunda, a mediano y largo plazo, denominada restauración. La rehabilitación busca contrarrestar los efectos negativos inmediatos de escorrentía superficial y erosión, enfatizando la reparación de los procesos, la productividad y los servicios de un ecosistema. Para esto se usan diversas estrategias, las cuales incluyen siembra, fertilización, y aplicación de *hydro* y *dry mulching*, en diversas escalas y con diversas técnicas de aplicación (Robichaud *et al.*, 2000; Robichaud *et al.*, 2003; Macdonald *et al.*, 2004; Rough *et al.*, 2004). Por su parte, la restauración busca recuperar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas, así como también su resiliencia al fuego (Dorner & Brown, 2000; Robichaud *et al.*, 2003; SER, 2004; Vega, 2007). Aunque la rehabilitación comparte con la restauración un enfoque fundamental en los ecosistemas históricos o preexistentes como modelos o referencias, las dos actividades difieren en sus metas y estrategias (SER, 2004).

1.3 Etapas de la Restauración

Planificación

Un proyecto de restauración correctamente planeado trata de satisfacer metas claramente expresadas que reflejen atributos importantes del ecosistema de referencia (Davis & Meurk, 2001; SER 2004). El proceso de planificación de la restauración comienza eliminando o neutralizando los factores que impiden la recuperación del sistema, por lo que es de vital importancia definir la problemática del sitio para posteriormente definir la meta y objetivos que se quieren conseguir. Además, es de suma importancia que los procesos de planificación se basen en el conocimiento, estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas a restaurar y en las relaciones establecidas entre éstos y los sistemas humanos (Montes, 2002; SER, 2004; Hobbs, 2005; Vega, 2007). Igualmente es necesario que éstos sean elaborados por equipos multidisciplinarios formados por científicos y técnicos de diferentes áreas de conocimiento de las ciencias de la naturaleza, sociales y tecnológicas,

que compartan objetivos y un marco conceptual y metodológico común (Montes, 2002; Young *et al.*, 2005; Hobbs, 2005). En este contexto, se le debería exigir a cualquier proyecto de restauración que, antes de implementarse, se compruebe que incluye acciones encaminadas a cumplir de una forma secuencial y jerárquica los siguientes requisitos: 1° viabilidad científica, 2° viabilidad territorial, 3° viabilidad técnica, 4° viabilidad económica, 5° viabilidad legislativa, 6° viabilidad social y 7° viabilidad política (Montes, 2002).

Concretamente, la restauración post-fuego debería incluir una perspectiva de mediano y largo plazo, en el sentido de conformar en sí una restauración ecológica, esto es una recuperación de la integridad del ecosistema o, al menos, de sus aspectos más relevantes en términos de composición, estructura y funcionamiento (Vega, 2007) e incluyendo también la autorregeneración y la sostenibilidad del sistema, así como del manejo asociado (Urbanksa *et al.*, 1997).

Implementación

Una vez que el agente de daño se remueve o se controla, las comunidades originales pueden reestablecerse por procesos de sucesión natural a partir de las poblaciones remanentes. Sin embargo, la recuperación es improbable cuando la mayor parte de las especies originales ha sido eliminada en grandes áreas y no existen fuentes de colonizadores (Primack & Massardo, 2001).

Tanto los factores bióticos como los abióticos son críticos en el desarrollo de las comunidades, por lo que las estrategias de recuperación deben estar basadas en el conocimiento de los efectos de estos factores en el establecimiento de las plantas (Marsdottir *et al.*, 2003; Dorner & Brown, 2000; SER, 2004). Con esto claro, se procede a evaluar el sitio a restaurar, siendo su condición un factor crítico para el éxito del proceso de restauración. Es primordial entonces conocer las condiciones del área que será restaurada (SER, 2004; Kosiel, 2006; Vega, 2007).

Según Dorner y Brown (2000), las variables de importancia que deben incluirse en este punto son:

- Suelo, principalmente factores como: textura, pH, materia orgánica y compactación.
- Topografía, para determinar potenciales problemas futuros como erosión en pendientes fuertes y/o inundaciones en zonas bajas.
- Hidrología, indicar la cantidad de agua disponible para las plantas en diferentes épocas del año.
- Existencia de comunidades ecológicas. Saber qué especies están presentes en el sitio puede ayudar a predecir qué especies podrían tener éxito y qué problemas se pueden presentar antes de realizar una reintroducción. Por otro lado, es importante también poner atención en las comunidades cercanas que potencialmente puedan ser usadas como referencia.
- Perturbaciones, tienen un rol importantísimo en la modelación del paisaje, ya que muchas veces los sistemas han sido afectados por una combinación de factores que modela de forma específica cada área.
- Clima y microclima, ambos afectan la disponibilidad de agua, radiación solar y temperaturas máximas y mínimas, factores que afectan directamente la sobrevivencia y éxito de las plantas reintroducidas.

Posteriormente, corresponde determinar las comunidades potenciales para los distintos hábitats del área a restaurar, mediante el análisis de la información encontrada en la literatura y contrastándola con ecosistemas de referencia. Además, se debe tomar en cuenta especies indicadoras de etapas sucesionales y la composición de especies encontradas en el área de interés (Dorner &

Brown, 2000; SER, 2004; Kosiel, 2006). Luego, la combinación de la preparación del sitio, el manejo del hábitat y la introducción de especies originales, permite que gradualmente la comunidad vaya incrementando su biodiversidad y, por lo tanto, mejorando su estructura y funcionalidad (Primack & Massardo, 2001; Kosiel, 2006).

Una vez que se determinan las especies que se utilizarán para restaurar el área, se debe decidir si se dejará que éstas colonicen nuevamente el sitio o se reintroducirán directamente usando semillas o plantas (Dorner y Brown, 2000). La decisión de usar semillas *versus* plantas pasa por un cúmulo de factores, aunque los principales aspectos son técnicos y económicos (Goodwin *et al.*, 2006). Muchas veces la severidad de los incendios acaba con el banco de semillas natural, por lo que en estos casos la colonización natural no sería una opción. Si se suma a esto la ausencia en las cercanías de fuentes de propágulos, esta opción no sería viable. Además, en numerosas ocasiones hay que preparar el suelo por medio del uso de maquinaria pesada, para facilitar el establecimiento de las especies vegetales. Por otro lado, la reintroducción es la que presenta los costos más bajos y preserva la información genética de las comunidades que ahí existían. Todas estas razones hacen que la reintroducción pasiva no sea la mejor de las opciones en la mayoría de los casos, siendo la reintroducción activa por semillas o plántulas la más adecuada para la restauración post-fuego.

Si bien esta es la tendencia general, hay que analizar caso a caso, ya que cada incendio tiene sus variables específicas como superficie, severidad, intensidad, duración, asociación afectada, etc. En este punto, el uso de semillas es el más atractivo, ya que su precio es más económico y son más fáciles de distribuir en sitios grandes que en el caso de plantas. Pero tiene una serie de aspectos negativos, como la fuerte predación a la que están expuestas las semillas, el largo tiempo que demoran en establecerse versus especies invasoras, los requerimientos específicos para germinar, el bajo porcentaje de germinación de algunas especies, etc. (Dorner & Brown, 2000).

Por otra parte, las plántulas son la opción más costosa, pero tienen la ventaja de establecerse más rápido que las semillas. Esta opción es útil de aplicar con especies que tienen conocidos problemas de germinación. Las plántulas están expuestas a la herbivoría al igual que las semillas, por lo que se recomienda tomar precauciones como el uso de *shelters* u otras formas de protección contra herbivoría (Dorner & Brown, 2000; Davis & Meurk, 2001). También sería interesante evaluar una estrategia mixta entre ambas opciones (semillas y plántulas), así se ayudaría a generar un banco de semillas, al mismo tiempo que se favorece la reintroducción por medio de plántulas. Quizás sería útil saber qué especies tienen problemas de germinación, ya que en este caso sería más efectivo utilizar plántulas (Dorner & Brown, 2000).

Un punto importante a considerar, es contar con un *stock* de semillas al cual recurrir para poder restaurar el área de interés. En algunos países existen empresas expertas en el comercio de semillas para tales efectos, sin embargo este no es el caso de Chile. En este sentido, si se toma la decisión de coleccionar por cuenta propia, hay que tener en cuenta que es una tarea compleja, tediosa y que toma una cantidad de tiempo considerable. Además, en lo posible, las semillas deben provenir de lugares similares al sitio del incendio, tomando en cuenta factores como: pendiente, temperatura, exposición, altura, etc. (Densmore *et al.*, 2000; Potash & Aubry, 2007; ARC, 2007).

Respecto a la obtención de plántulas, hay variadas formas de obtener el material necesario, ya sea mediante el rescate de ejemplares en lugares que serán destruidos (Dorner & Brown, 2000), colecta y propagación, contratación de un vivero que produzca las plantas y/o comprar las plántulas en los viveros que tengan un stock disponible (Dorner & Brown, 2000; Davis & Meurk, 2001). Posteriormente se procede a preparar el sitio, donde se debe poner atención a una serie de variables como: cercado de las zonas para evitar herbivoría, erradicación de especies invasoras, reposición

de funciones del suelo dañadas, erosión y compactación (Dorner & Brown, 2000; Davis & Meurk, 2001; Goodwin *et al.*, 2006).

Para la reintroducción en zonas difíciles, como laderas rocosas, se usa el método llamado hidro-siembra, que consiste en la aplicación de semillas en un medio acuoso a alta presión. Por otro lado, en áreas extensas e inaccesibles se recomienda el uso de siembra aérea, por medio de aviones que dejan caer las semillas a la superficie del suelo (Dorner & Brown, 2000; Goodwin *et al.*, 2006). En cuanto a la reintroducción de plantas, se debe tener en cuenta una serie de detalles, como: época de siembra, número de plantas y espaciamiento, técnicas de plantación, fertilización, riego y *mulching* (Dorner & Brown, 2000; Dorner, 2002; Davis & Meurk, 2001; ARC, 2007; Potash & Aubry, 2007).

Monitoreo

El cumplimiento de los objetivos se evalúa realizando monitoreos conforme a estándares de desempeño, que también se conocen como criterios de diseño o criterios de éxito. En gran parte, estos estándares o criterios se originan en la comprensión del ecosistema de referencia (Dorner, 2002; SER, 2004). Según SER (2004), existen tres estrategias para hacer una evaluación: comparación directa, análisis de atributos y análisis de la trayectoria. En la comparación directa se determinan o miden parámetros seleccionados de la referencia y de los sitios de restauración. Si la descripción de la referencia es minuciosa, se podrán comparar hasta 20 ó 30 parámetros que incluyen aspectos tanto de la biota como del ambiente abiótico. En el análisis de atributos se utilizan datos cuantitativos y semi-cuantitativos de un monitoreo programado y de otros inventarios, para juzgar hasta qué grado se ha logrado cada meta. El análisis de la trayectoria es una estrategia para interpretar grandes juegos de datos comparativos. Se grafican periódicamente los datos recopilados del sitio de restauración para establecer tendencias que confirmen si la restauración está siguiendo la trayectoria deseada.

En cuanto a la periodicidad del monitoreo, se recomienda que se hagan inspecciones superficiales cada un mes para asegurar que las plantas estén sanas y que no estén siendo depredadas por algún herbívoro. Asimismo, se sugiere realizar inspecciones más detalladas una a dos veces por año, para examinar la salud, crecimiento y éxito de establecimiento de las plantas (Dorner, 2002). Por otro lado, Potash y Aubry (2007) recomiendan que el monitoreo se realice un año después de la reintroducción, nuevamente al segundo o al tercero año, y al quinto y décimo año después de terminado el proceso. Así, el monitoreo es la herramienta que ayuda a determinar cuán bien el proyecto de restauración cumple con estas metas y objetivos (Potash & Aubry, 2007). Además, tiene una función crítica, alertando sobre las necesidades de mantenimiento para asegurar el éxito del proyecto (Dorner, 2002). Cualquiera sea el método utilizado debe ser lo más simple posible, estandarizado y repetible (Davis & Meurk, 2001).

CAPÍTULO 2: El Fuego en las Comunidades Vegetales

Luego de las actividades urbanas y agrícolas, los incendios son reconocidos como uno de los mayores generadores de perturbación en los ecosistemas naturales (Bond & Wilgen, 1996). Los incendios forestales no son un fenómeno reciente, los registros paleobotánicos revelan que los incendios han estado ligados desde tiempos prehistóricos a diversos ecosistemas y por tanto muchos biomas forestales han evolucionado junto al fuego (Goldammer, 1991). Sin embargo, a través de la historia, el ser humano ha ampliado el espectro de sistemas ecológicos bajo la influencia del fuego, variando la frecuencia de ocurrencia en zonas donde siempre ha sido un componente del ecosistema y llevando al fuego a regiones que naturalmente no eran afectadas por incendios (Sáiz, 1990). Los efectos que el fuego tiene a largo plazo sobre el paisaje, no dependen mayormente en la ocurrencia de un sólo incendio, sino más bien de una secuencia de eventos de incendios, que se conocen usualmente como «regímenes de fuego».

2.1 Regímenes de Fuego

El concepto de regímenes de fuego hace referencia a las características espacio-temporales de los incendios que ocurren en una determinada área por un largo período. Los regímenes de fuego pueden ser descritos por la frecuencia, magnitud, tamaño, estacionalidad y patrones espaciales de los incendios. La frecuencia representa el número de incendios que ocurren durante un periodo en un área determinada, la magnitud se refiere a la intensidad (cantidad de energía liberada) y severidad (grado de modificación del ecosistema) del incendio, el tamaño del incendio refleja el impacto global de un incendio a nivel del paisaje, la estacionalidad se relaciona estrechamente con las condiciones climáticas del lugar y combustibilidad de la vegetación, y los patrones espaciales se asocian a la distribución de los incendios en el plano espacial (Morgan *et al.*, 2001; Chuvieco *et al.*, 2008).

La clasificación de los regímenes de fuego en la literatura es diversa y los enfoques se han basado en dos corrientes principales, aquellas basadas en las características del fuego, y aquellas basadas en los efectos del fuego sobre la vegetación (Agee, 1996). El primer enfoque es de gran utilidad para los especialistas interesados en comprender aquellos aspectos más intrincados de la ecología del fuego, mientras que el segundo enfoque es de mayor utilidad para el desarrollo de trabajos a gran escala y para la entrega de información acerca del rol del fuego a los manejadores y otros interesados en los recursos naturales (Brown & Smith, 2000). En este sentido, la utilización de la severidad del efecto del fuego sobre la vegetación como un factor clave en la clasificación de los regímenes de fuego pue-

de ser de gran utilidad, ya que hace referencia directamente a los efectos de la perturbación sobre la sobrevivencia y estructura de la vegetación dominante (FAO, 2001).

Basados en la severidad del efecto del fuego sobre la vegetación, Brown & Smith (2000) propusieron el siguiente sistema de clasificación:

Fuegos de sotobosque: los incendios generalmente no matan a la vegetación dominante ni tampoco cambian substancialmente su estructura. Aproximadamente el 80% de la vegetación dominante sobrevive a los episodios de fuego.

Fuegos de reemplazo: los incendios destruyen las estructuras aéreas de la vegetación dominante, cambiando la estructura vegetacional substancialmente. Aproximadamente el 80% o más de las partes aéreas de la vegetación dominante se consume o muere como resultado de los incendios.

Fuegos de severidad heterogénea: la severidad del fuego causa mortalidad selectiva en la vegetación dominante, dependiendo de la susceptibilidad de las diversas especies vegetales al fuego, variando entre incendios de reemplazo y de sotobosque.

Sin regímenes de fuego: nula o poca ocurrencia de incendios.

2.2 Rol del Fuego en los Ecosistemas

El fuego es uno de los mayores agentes generadores de disturbios a escala global, afectando los ciclos biogeoquímicos, modificando la composición atmosférica y alterando el ciclo global del carbono. Además, los regímenes de fuego pueden ser un factor determinante en la composición de la vegetación de un ecosistema determinado (Thonicke *et al.*, 2001), ya que características como la tolerancia al fuego, tiempo para alcanzar la madurez, estrategias reproductivas y producción de combustibles, varían ostensiblemente entre especies vegetales, provocando que éstas respondan de distinta manera frente a episodios de fuego (Chang, 1996).

Basados en Myers (2006), los ecosistemas pueden ser catalogados en tres tipos según su relación con la dinámica del fuego:

Ecosistemas dependientes del fuego: Son aquellos en que el fuego es un factor fundamental para el mantenimiento de la composición, estructura y funcionalidad del ecosistema. También son conocidos como ecosistemas adaptados o mantenidos por el fuego. En éstos, las especies han desarrollado adaptaciones que les permiten afrontar episodios de fuego, e incluso la selección natural podría haber favorecido a aquellas especies más propensas a quemarse (Mutch, 1970; Chang, 1996). Las alteraciones en los regímenes de fuego (supresión, aumento o disminución fuera de los rangos naturales) generan profundos efectos en estos ecosistemas, perdiéndose hábitats y especies. El 53% de la superficie terrestre corresponde a ecosistemas dependientes del fuego, incluyendo a gran parte de los ecosistemas de Norte América, Europa, Australia y Asia (Shlisky *et al.*, 2007).

Ecosistemas sensibles al fuego: En estos ecosistemas los regímenes de fuego naturales no han sido lo suficientemente frecuentes como para generar presiones evolutivas, por lo que las especies no han desarrollado adaptaciones para responder al fuego. Bajo condiciones naturales, los incendios deben haber sido tan poco frecuentes, que estos ecosistemas pueden haber sido considerados como independientes del fuego. En estos ecosistemas el fuego se volvió un problema únicamente por los efectos de las actividades humanas, las que han fragmentado el paisaje, aumentado las fuentes combustibles y generado nuevas fuentes de ignición, factores que sumados han producido una vegetación más propensa al fuego. Los ecosistemas sensibles al fuego cubren un 22% de la superficie terrestre y en general se encuentran asociados a climas muy húmedos, como los bosques tropicales

del cinturón ecuatorial y los bosques templados de latitudes extremas (Myers, 2006; Shlisky et al., 2007). También forman parte de estos ecosistemas, regiones en que aún el rol del fuego es incierto, como el matorral chileno, el que pese a ser inflamable, pareciera no estar asociado a regímenes de fuego naturales (Ávila et al., 1981; Montenegro et al., 2003; Montenegro, 2004).

Ecosistemas independientes del fuego: Este tipo de ecosistemas se caracterizan por presentar condiciones extremas que evitan los fenómenos de fuego. Pueden ser demasiado húmedos, fríos o secos para quemarse. Los incendios sólo se vuelven un problema en la medida que se produzcan grandes alteraciones en el ecosistema, relacionadas con el cambio de uso de suelos, invasión de especies exóticas o cambios climáticos. Los ecosistemas independientes del fuego cubren el 15% del área terrestre, y esencialmente se encuentran conformados por zonas donde el material combustible o las fuentes de ignición son muy bajas o nulas, como desiertos, zonas montañosas y regiones polares y semi-polares (Shlisky et al., 2007).

2.3 Efectos del Fuego Sobre la Vegetación

Los impactos provocados por el fuego sobre los ecosistemas son diversos y no necesariamente son negativos. Por ejemplo, en los ecosistemas boreales los incendios tienen un rol clave en los procesos físicos y biológicos, haciendo más diverso el paisaje e influenciando positivamente los ciclos bio-geoquímicos y el flujo de la energía (Flannigan *et al.*, 2003). Sin embargo, en el corto plazo podrían considerarse dañinos si se toma en cuenta la pérdida de los servicios ecosistémicos que brindan los bosques, tales como reducción de la erosión del suelo, aumento de la captación de agua, retención de las precipitaciones, y disposición de una matriz para el desarrollo de especies de flora y fauna (Fjeldsá & Kessler, 1996; Kelty, 1997; Spies, 1998). Además, el fuego podría alterar la comunidad vegetal existente, modificando la proporción de formas de crecimiento de Raunkier (1937), creando condiciones para el reemplazo de especies nativas por otras potencialmente exóticas, generando cambios en el ecosistema y alterando los patrones sucesionales (De Bano *et al.*, 1998).

El efecto del fuego sobre la vegetación varía significativamente entre diferentes incendios y entre las diferentes áreas de un mismo incendio (Miller, 2000). En general, el efecto del fuego sobre la estructura y dinámica de la vegetación, depende en gran medida de la severidad e intensidad del fuego (Schimmel & Granstrom, 1996) y de las características propias de los distintos componentes biofísicos preexistentes. El daño y muerte de especies vegetales causados por el fuego se encuentran relacionados con la duración del incendio, con los patrones de consumo de combustibles, y con el grado de penetración del fuego en el subsuelo (Miller, 2000). La mortandad de los individuos vegetales usualmente es el resultado de una serie de daños causados por el incendio en diferentes partes del organismo. La muerte puede no ocurrir inmediatamente, pero finalmente los individuos muy dañados pueden perecer frente al ataque de agentes patógenos e insectos (Miller, 2000).

Las especies vegetales responden en forma diferente al fuego, dependiendo de sus habilidades para tolerarlo y en los mecanismos de regeneración que posean (Lloret & Vila, 2003). Para las especies desprovistas de adaptaciones de resistencia al fuego, el efecto de éste puede ser devastador, y si estas adaptaciones están ausentes en gran parte de las especies que componen un ecosistema, el impacto del fuego sobre el ecosistema puede ser desastroso. En estos casos el mantenimiento de las poblaciones, y la comunidad en general, depende exclusivamente de la resistencia de las semillas o de la capacidad de recolonización del sitio desde sectores no afectados (Anderson 1981, Whelan 1995). Aún contando con adaptaciones de resistencia, el fuego puede tener un efecto diferente sobre

los individuos de una misma especie, dependiendo de la topografía, los gradientes ambientales, la frecuencia e intensidad del fuego, época del año, clima anterior y posterior, el tamaño de las plantas y la presencia o ausencia de herbívoros (Glitzenstein *et al.*, 1995; Gilliam, 1999).

2.4 Respuestas Adaptativas al Fuego

Los ecosistemas con presencia sustancial de incendios, en general presentan especies que son capaces de sacar ventaja de estos fenómenos para sobrevivir. Evolutivamente el fuego ha operado como un mecanismo de presión de selección sobre especies vegetales que ha generado el desarrollo de adaptaciones de regeneración post-fuego (Villaseñor & Sáiz, 1990a; Ford *et al.*, 2000). Sin embargo es importante resaltar que no todas las características que permiten la regeneración post-fuego han evolucionado en respuesta al fuego. Ejemplo de ello es la zona mediterránea de Chile, donde la respuesta de regeneración post-fuego de algunas especies vegetales no está ligada a fenómenos de fuego, sino a adaptaciones desarrolladas frente a prolongadas temporadas de sequías (Villagrán *et al.*, 1996).

Las adaptaciones al fuego están compuestas por una amplia gama de estrategias que varían según las distintas especies, su estado de desarrollo y su relación con el fuego (Araya & Ávila 1981; Montenegro *et al.*, 1983; Villaseñor & Sáiz, 1990a; Agee, 1996; Bascuñán, 1999; Ford *et al.*, 2000). A grandes rasgos, existen dos mecanismos a través de los cuales las plantas pueden volver a formar parte de la cubierta vegetal, no siendo excluyentes para una misma especie (Ford *et al.*, 2000). El primero, de origen vegetativo, se basa en el desarrollo de yemas que no han sido afectadas por el fuego. Esta protección está dada gracias a que las yemas se encuentran bajo el suelo, como la estructura llamada lignotuber (Montenegro *et al.*, 1983), o bien están protegidas por la corteza del árbol o arbusto (Brose *et al.*, 1999). El segundo mecanismo, de origen reproductivo, consiste en la germinación de semillas que han logrado sobrevivir al incendio o que han colonizado la zona por viento, aves, mamíferos o liberación *in situ* de individuos sobrevivientes (Auld, 1986; Keeley, 1991; Abrams, 1992; Barnes & Van Lear, 1998).

A continuación se presentan algunas características que favorecen la regeneración post-fuego:

- Protección de yemas: el rebrote puede ocurrir desde yemas protegidas por la corteza, desde yemas en la base del tallo o enterradas en el suelo por rizomas (Villaseñor & Sáiz, 1990a). Las yemas en la base del tallo pueden ser numerosas y formar un abultamiento leñoso llamado lignotuber. En California y Chile se ha observado este tipo de rebrote en más del 50% de las especies arbustivas (Araya & Ávila, 1981).
- Estimulación de la Floración: Presente en neófitas, especialmente monocotiledóneas. Dentro de éstas se encuentran las Amarilidáceas, Liliáceas y Orchidáceas (Villaseñor & Sáiz, 1990b).
- Retención de semillas y dehiscencia fuego-estimulada: Arbustos y árboles que retienen semillas en la planta en espera de condiciones favorables para la germinación.
- Favorecimiento de germinación de semillas: El alto desarrollo herbáceo en las comunidades vegetales recientemente afectadas por el fuego, es atribuible tanto a la liberación de semillas retenidas por las plantas, como a la germinación de semillas transportadas desde fuentes vecinas o bien que permanecían en reposo en el suelo.

Estas características se presentan en diversas especies y ecosistemas, pudiendo ser parte de una batería de mecanismos de regeneración post-fuego. En el hemisferio norte hay variados ejemplos

de especies que están habituadas a este fenómeno, incluso necesario en su ciclo de vida. Como es el caso del roble (*Quercus spp.*), el cual posee múltiples adaptaciones al fuego, como corteza gruesa y yemas protegidas bajo el suelo. Esto le permite rebrotar, ocupando el mismo sitio anterior y no esperar que sus semillas germinen, lo que le da una ventaja competitiva sobre otras especies (Brose *et al.*, 1999). También, podemos encontrar adaptaciones en algunos pastos, que únicamente florecen cuando son afectados por el fuego en una época específica del año (Brennan *et al.*, 1998). Asimismo, en estos mismos ecosistemas, hay especies que necesitan del fuego para que sus semillas puedan romper su dormancia y germinar (Auld, 1986).

2.5 Fragmentación del Hábitat y su Implicancia en Incendios

Se denomina fragmentación del hábitat, al proceso mediante el cual un área extensa y continua de hábitat es reducida y dividida en dos o más fragmentos. Estos difieren del hábitat original en dos importantes aspectos: tienen una mayor proporción de borde y el centro de cada fragmento se encuentra cercano a un borde (Primack *et al.*, 2001). Los procesos de fragmentación envuelven cuatro consecuencias principales en el paisaje: reducción de la cantidad de hábitat, aumento en el número de parches, disminución del tamaño de los parches y aumento del aislamiento de los parches (Fahring, 2003).

Además de las consecuencias en el componente biótico (flora y fauna), los procesos de fragmentación generan importantes modificaciones de los factores abióticos (medio-ambiente físico). La existencia de dos tipos de parches ambientales -fragmento *versus* matriz- con características microclimáticas contrastantes, produce un gradiente ambiental desde el borde hacia el interior del fragmento (Bustamante & Grez, 1995). Estos cambios microclimáticos, generalmente implican modificaciones en la luminosidad, temperatura, viento, humedad relativa y humedad del suelo (Murcia, 1995), cambios que se pueden extender por cientos de metros al interior del fragmento (Didham & Lawton, 1999; Gascon *et al.*, 2000). Los cambios microclimáticos son especialmente significativos en los hábitats forestales fragmentados, ya que los bordes de los fragmentos de bosque se ven afectados por mayor incidencia de vientos y aumento de la radiación solar (Cochrane, 2003), provocando una reducción de la humedad y un incremento de la temperatura en los bordes, cambios que traen consigo modificaciones estructurales en la vegetación al incrementar la mortalidad arbórea (Laurence & Yensen, 1991; Laurence *et al.*, 1997). Este hecho provoca una acumulación de combustible, principalmente en los bordes de los fragmentos, que sumado a las temporadas de sequías puede aumentar notablemente la incidencia de incendios (Alvarado *et al.*, 2004).

Estudios desarrollados en bosques tropicales han demostrado que una vez que un bosque se incendia, la susceptibilidad a nuevos incendios aumenta exponencialmente debido al incremento de la radiación solar a través de los claros formados (Cochrane & Schulze, 1999). A medida que los incendios se vuelven más recurrentes, también pueden aumentar en intensidad, ya que la mortandad de árboles provocada por cada incendio genera la aparición de nuevos fragmentos y la acumulación de una mayor cantidad de combustible para nuevos incendios (Cochrane, 2001). Los incendios recurrentes reducen rápidamente el tamaño y la densidad de los fragmentos de bosque no quemados, además de destruir la vegetación en regeneración. A su vez, esto induce la colonización de la zona incendiada por hierbas, las que disminuyen las tasas de regeneración de la vegetación nativa y aumentan la probabilidad de incendios (Cochrane, 2003). Por tanto, todos estos factores

sumados pueden generar que los procesos de fragmentación entren en un ciclo sucesivo de nuevos incendios (Figura 1.1).

Figura 1.1: Diagrama simplificado de las interrelaciones entre los principales factores involucrados en la retroalimentación positiva de incendios forestales.



CAPÍTULO 3:

El Fuego en las Comunidades Vegetales de Chile

Aún existe controversia respecto a la existencia de regímenes de fuego naturales en Chile. Si bien algunos ecosistemas pueden haber estado sujeto a la acción del fuego antes de la llegada del hombre (Abarzúa & Moreno, 2008), la frecuencia de incendios no parece haber sido suficientemente alta como para causar presiones evolutivas, impidiendo que hoy en día existan ecosistemas dependientes del fuego en Chile (Montenegro *et al.*, 2004). En el caso de Chile Central, las limitadas evidencias sugieren que en Chile el fuego tiene un rol diferente al que cumple en los otros cuatro ecosistemas mediterráneos.

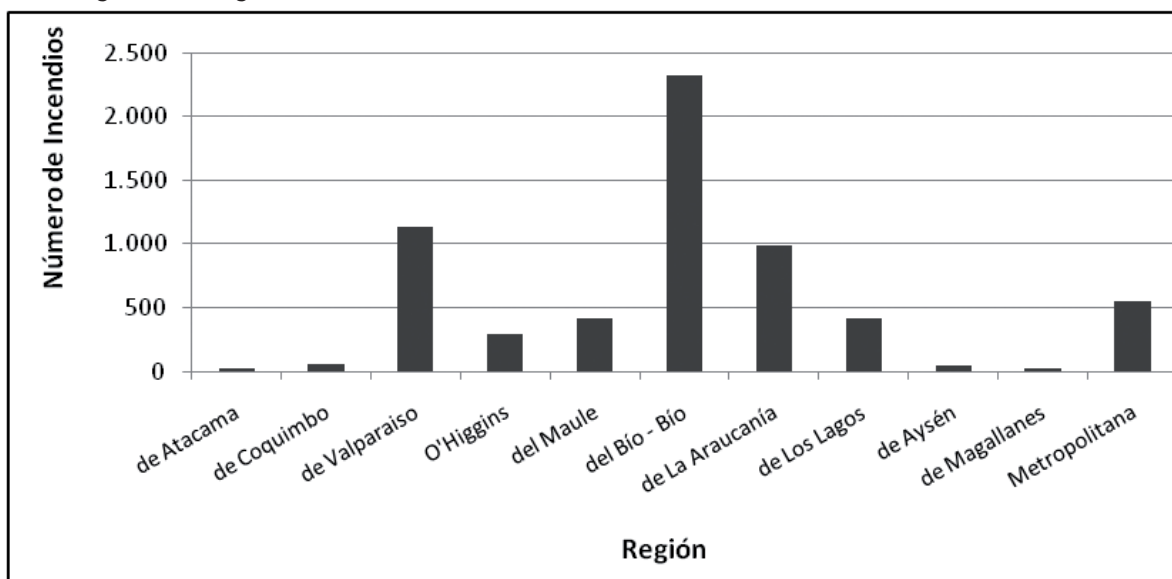
De las cinco áreas del mundo con este tipo de ecosistemas, sólo Chile Central está desprovisto de tormentas de rayos en verano (Muñoz & Fuentes, 1989; Montenegro *et al.*, 2003). En California, la cuenca del Mediterráneo, Australia y la región del cabo en Sudáfrica, las tormentas de verano son una frecuente y natural fuente de incendios (Muñoz & Fuentes, 1989; Armesto & Pickett, 1985), mientras que en Chile la cordillera de los Andes estabiliza la posición del Anticiclón del Pacífico, aislando así al país de las tormentas de verano provenientes del Atlántico (Fuentes & Muñoz, 1995). Sin embargo, algunos autores (ver capítulo 4 «Comunidades vegetales y el fuego: Estado del Conocimiento en Chile») postulan que especies como *Araucaria araucana*, *Jubaea chilensis* y *Fitzroya cupressoides* podrían presentar ciertas adaptaciones al fuego, como la resistencia de sus cortezas, que probablemente se habría desarrollado gracias a sus longevidades, únicas en Chile suficientes como para que las bajas frecuencias de incendios naturales en el pasado logran generar una presión evolutiva.

3.1 Incendios Forestales en Chile

Desde la colonización del extremo sur de Chile a mediados del siglo XIX, las personas han utilizado el fuego para despejar tierras para agricultura y ganadería (Lara *et al.*, 2003). La impenetrable estructura de los bosques y sus largos períodos de rotación hicieron que el bosque nativo fuera visto como un impedimento para el desarrollo de la agricultura y ganadería, y por este motivo grandes extensiones de terreno fueron incendiadas (Sanhueza, 2001). Los incendios se volvieron cada vez más comunes, durando días, semanas y meses. Los bosques al ser quemados frecuentemente no pudieron recuperarse y como resultado de la erosión, los suelos se volvieron poco fértiles. En el siglo XX los incendios siguieron siendo frecuentes, pero ahora concentrados en la zona central. Estas prácticas utilizadas en la apertura de terrenos para la agricultura, modificaron la composición original de especies, alterando las interacciones ecológicas, disminuyendo los recursos maderables y afectando el potencial de desarrollo de las comunidades locales (Sanhueza, 2001).

Actualmente el mayor porcentaje de los incendios registrados en Chile se ubican entre la Región de Valparaíso y la Región de los Lagos (Figura 3.1). Hacia el norte, en el desierto de Atacama, la vegetación es escasa o inexistente, mientras que en regiones meridionales (Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo y Región de Magallanes y de la Antártica chilena), la abundante humedad y la baja densidad poblacional (<0.7 habitantes por km²) protegen a los milenarios bosques nativos contra los fuegos (Sanhueza, 2001).

Figura 3.1: Promedio de incendios regionales por temporada, período 1987-2007. Las regiones se encuentran ordenadas de norte (izquierda) a sur (derecha). Regiones de Tarapacá y Antofagasta no registran datos.

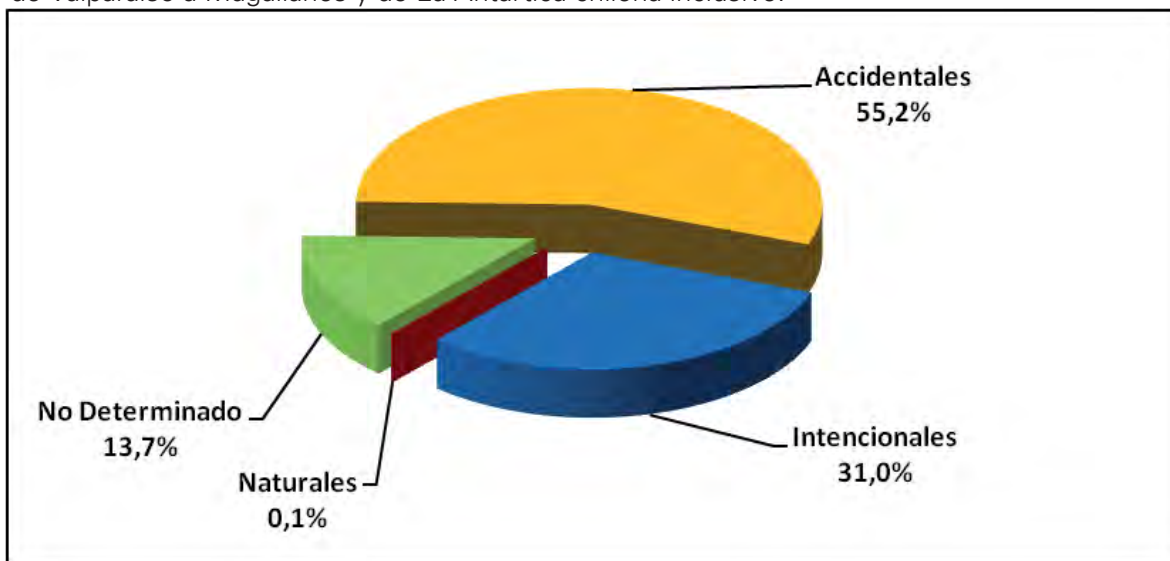


En Chile, gran parte de los incendios forestales registrados en los últimos 20 años han sido resultado de actividades antropogénicas (Figura 3.2), siendo los incendios de origen natural muy escasos en los expedientes oficiales (Montenegro *et al.*, 2003; 2004). Los incendios provocados por tormentas eléctricas, con igniciones inducidas por rayos, se encuentran escasamente descritos para Chile, mientras que en otras áreas del mundo con climas similares, como California, el Cabo Sudafricano, el sudoeste de Australia y la Península Mediterránea, se encuentran claramente documentados (Aschmann & Bahre, 1977; Araya & Ávila, 1981; Rundel, 1981; Ávila *et al.*, 1988; Montenegro *et al.*, 2003). Aunque, se supone que otras fuentes naturales de fuego son poco probables en Chile (Mooney, 1977; Armesto & Gutiérrez, 1978), Fuentes y Espinoza (1986), basados en evidencia botánica paleontológica y geológica, han argumentado que el volcanismo, un fenómeno frecuente en Chile, pudo haber servido en el pasado como fuente de ignición natural.

Los registros de incendios muestran un aumento significativo en el número de incendios forestales en la zona centro y sur de Chile (Figura 3.3), sin embargo este aumento en el número de incendios no ha traído como consecuencia un incremento en la superficie forestal incendiada (Figura 3.4), lo que implica que en promedio los incendios declarados abarcan cada vez una menor superficie. Esto puede deberse al desarrollo de técnicas de detección y supresión de incendios más

efectivas como también al incremento en la fragmentación de las comunidades vegetales (Montenegro *et al.*, 2004).

Figura 3.2: Causas principales de los incendios en Chile para el período 1987-2007. Regiones de Valparaíso a Magallanes y de La Antártica chilena inclusive.



Varias sequías durante los años 1992, 1993, 1997 y 1998 causaron enormes costos a Chile en términos de pérdidas ambientales. La «oscilación meridional del Niño» produjo hacia el final de 1990 una de las estaciones más severas de incendios registradas (Figura 3.5). Durante el período 1997-1998, los incendios consumieron grandes extensiones de vegetación en el extremo sur (Región de los Lagos y Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo). Durante la estación 1998-1999 los incendios se produjeron con mayor frecuencia en la zona central del país (Región del Libertador General Bernardo O' Higgins a Región de la Araucanía) y causaron la peor temporada de incendios en la historia de Chile (Sanhueza, 2001).

Las formaciones vegetacionales de Chile central, son altamente susceptibles a incendios, ya que se desarrollan en un clima mediterráneo con una larga estación seca de verano, altas temperaturas, baja humedad del aire y fuertes vientos. Además, las características de la vegetación, que destaca por las formaciones arbustivas densas con un estrato herbáceo que se seca tempranamente en verano, a lo cual se suma la biomasa seca de plantas que botan sus hojas, cortezas e incluso ramas completas, entregan condiciones particularmente favorables para los incendios (Montenegro, 2004). A lo anterior, se suma la inflamabilidad de las especies, incrementada por la presencia de resinas, aceites esenciales, tricomas, espinas, gruesas cutículas y bajos contenidos de agua que favorecen la combustión. Como factor gatillante de incendios, se destaca el incremento de las salidas de campo de la población urbana en los períodos del año con más altas temperaturas y menores lluvias (Ávila *et al.*, 1988). Todo esto en conjunto se traduce en una marcada temporada de incendios ligada a la época estival (Figura 3.6).

Figura 3.3: Número de incendios para el período 1987-2007, regiones de Valparaíso a Magallanes inclusive. Se presenta además la línea de tendencia, el valor del coeficiente de determinación y su probabilidad.

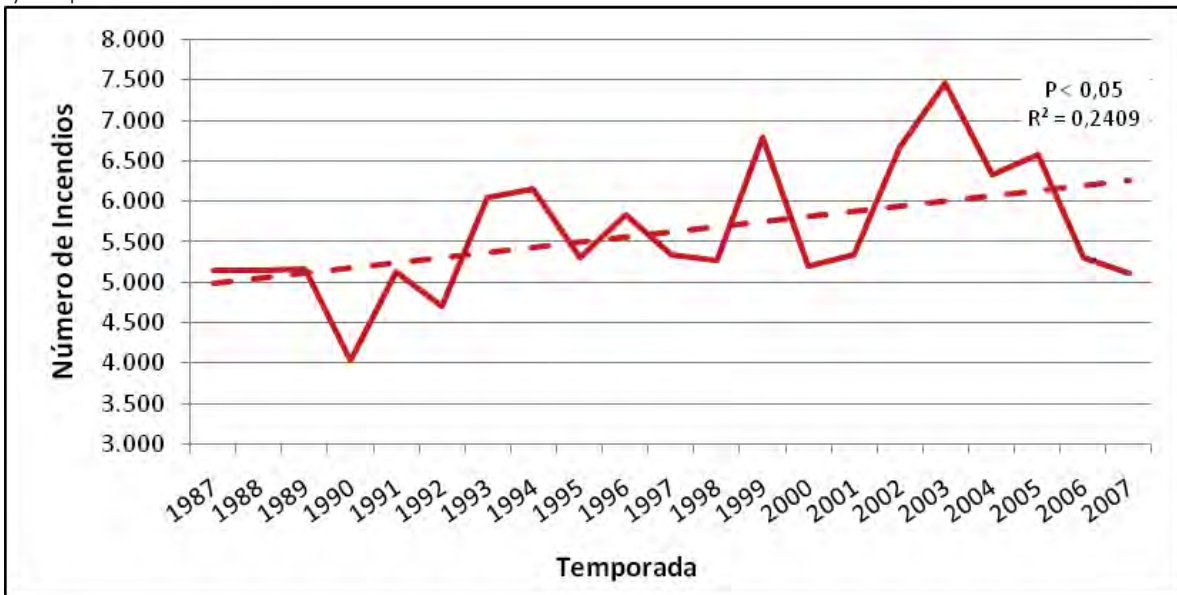


Figura 3.4: Superficie forestal total y nativa siniestrada para el período 1987-2007, regiones de Valparaíso a Magallanes inclusive. Se presenta además la línea de tendencia, el valor del coeficiente de determinación y su probabilidad.

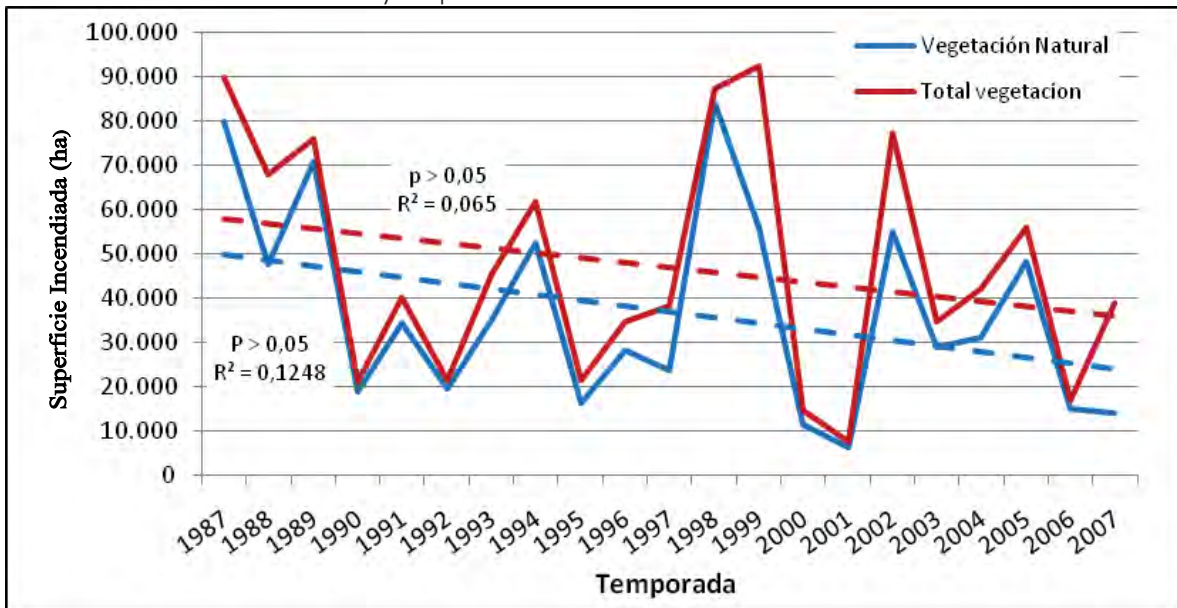


Figura 3.5: Superficie forestal siniestrada por cada región para el período 1987-2007.

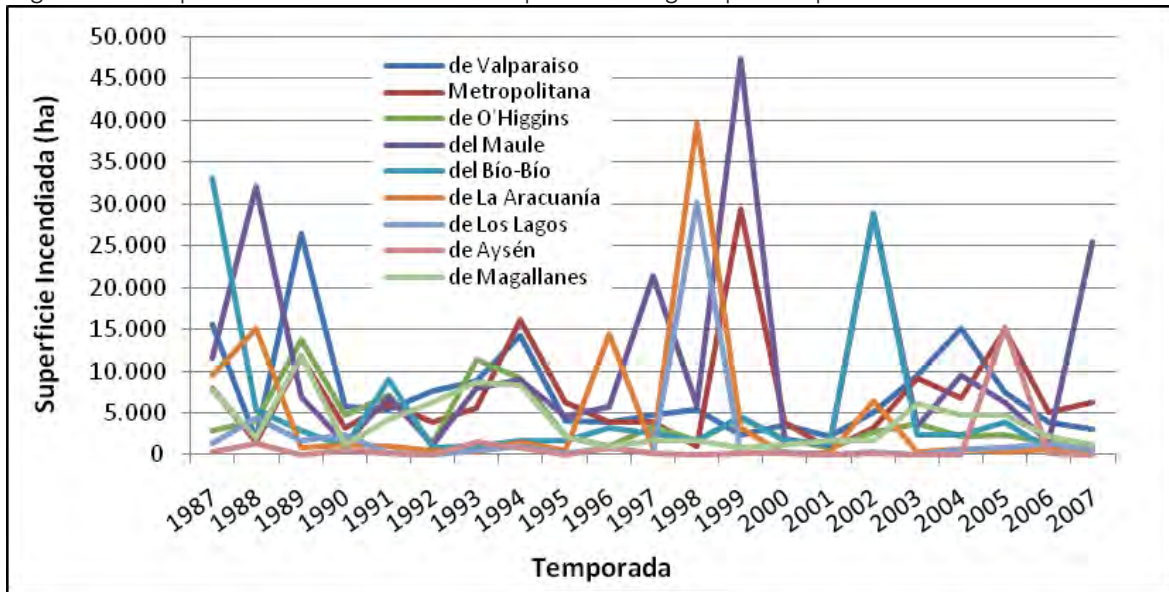
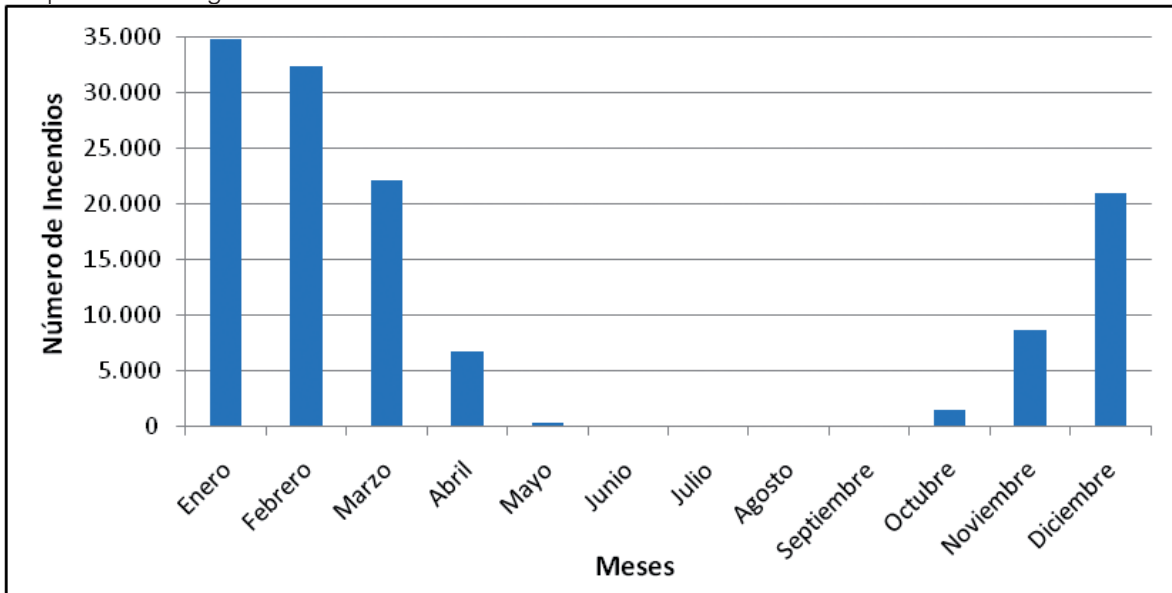


Figura 3.6: Distribución mensual de incendios para el período 1987-2007. Regiones de Valparaíso a Magallanes inclusive.



Además, las estadísticas indican que el día de la semana con mayor incidencia de incendios corresponde al domingo, y el rango horario en que se distribuye el mayor porcentaje de incendio ocurre entre las 14 y 16 horas, coincidiendo con el día y horas en que hay mayor afluencia de público hacia los centros campestres (Ávila *et al.*, 1988). Ambos hechos apoyan la hipótesis de que en Chile la existencia de incendios está estrechamente relacionada con la actividad humana y no con igniciones de origen natural.

3.2 Efectos del Fuego Sobre la Vegetación Chilena

En los ecosistemas sensibles al fuego, como es el caso de la zona mediterránea de Chile Central, el fuego pareciera no estar naturalmente integrado a la funcionalidad del ecosistema, por lo que los incendios pueden generar drásticos efectos sobre la vegetación (Ávila *et al.*, 1981; Montenegro *et al.*, 2003; 2004). Si bien algunos autores postulan que el fuego pudo estar ligado a algunas comunidades vegetales del ecosistema templado de Chile (Abarzúa & Moreno, 2008), aún no existen evidencias de un efecto positivo del fuego en estas comunidades. En general, la flora de estos ecosistemas no ha desarrollado estrategias de regeneración evolutivamente asociadas al fuego, lo que se traduce en una deficiente regeneración post-fuego que facilita el establecimiento de especies colonizadoras exógenas al sistema afectado (Ávila *et al.*, 1981). Así, la vegetación chilena no sería fuego dependiente (Montenegro *et al.*, 2004) y sus diferentes formaciones vegetacionales responderán en forma distinta a los incendios en función de las especies que las componen y las adaptaciones que éstas han generado a partir de otro tipo de disturbios o condiciones ambientales, como vulcanismo, deslizamientos de tierra y sequía.

El efecto del fuego sobre la vegetación depende en parte de las temperaturas alcanzadas durante el incendio, por lo tanto, difiere según la naturaleza de los combustibles y de las condiciones ambientales (Villaseñor & Sáiz, 1990b). El efecto directo más destacable es la muerte de los organismos que conforman el ecosistema forestal (Donoso, 1997) y el problema más serio que presentan los árboles sobrevivientes, más que los daños físicos de las quemaduras, es el aumento de la susceptibilidad a enfermedades y ataques de insectos y hongos (Maldonado, 2005). Además de la muerte directa de árboles, el fuego causa gran daño por interferencia con los procesos fisiológicos, especialmente la fotosíntesis (Donoso, 1997). Como efectos indirectos sobre la vegetación, se pueden mencionar, la pérdida de biodiversidad y pérdida de hábitat. Además, la influencia de los incendios sobre la calidad del aire, el acceso libre del viento a zonas incendiadas dificultando el establecimiento de la regeneración vegetacional, la alteración del ciclo de nutrientes, la modificación del pH del suelo, la alteración del ciclo hidrológico y la pérdida de la cubierta vegetal del suelo que lleva a la erosión y desertificación, también afectan la vegetación de forma indirecta.

Comunidades Vegetales y el fuego: Estado del Conocimiento en Chile

Las acciones de restauración deben estar basadas en el conocimiento y entendimiento de las comunidades vegetacionales que se pretende restaurar. Para el caso de la restauración ecológica post-fuego es esencial comprender los efectos que el fuego tiene sobre la vegetación nativa, y como ésta responde una vez que es afectada por incendios forestales.

En este capítulo se revisan las investigaciones realizadas en Chile referentes al rol del fuego sobre la vegetación nativa circunscrita al área de estudio del presente estudio. Para facilitar la comprensión del lector y la búsqueda de información, los antecedentes recopilados se han separado de acuerdo a las regiones y sub-regiones vegetacionales descritas por Gajardo (1994) (Tabla 4.1).

Tabla 4.1: Regiones y sub-regiones vegetacionales estudiadas. Con fondo gris se presentan las regiones y sub-regiones en las que se encontró investigaciones referentes al tema «fuego y vegetación». En la columna «referencias» se hace mención a las investigaciones desarrolladas por región vegetacional. Las regiones y sub-regiones con fondo blanco no registran estudios.

REGIÓN	SUB-REGIÓN	REFERENCIAS
Región del Matorral y del Bosque Esclerófilo	Sub-Región del Matorral y del Bosque Espinoso	2, 3, 4, 5, 11, 21,
	Sub-Región del Bosque Esclerófilo	26, 27, 28, 29, 30,
	Sub-Región del Matorral Estepario	31, 34, 45, 46
Región de la Estepa Alto Andina	Sub-Región de los Andes Mediterráneos	6, 10, 11, 13, 14,
	Sub-Región del Altiplano y de la Puna	19, 23, 33, 38
Región del Bosque Caducifolio	Sub-Región del Bosque Caducifolio Montano	
	Sub-Región del Bosque Caducifolio del Llano	7, 12, 22, 24
	Sub-Región del Bosque Caducifolio Andino	
Región del Bosque Andino-Patagónico	Sub-Región de las Cordilleras de la Araucanía	1, 8, 9, 15, 16, 17,
	Sub-Región de las Cordilleras Patagónicas	18, 20, 25, 33, 35, 37, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 47
Región del Bosque Laurifolio	Sub-Región del Bosque Laurifolio de Valdivia	
	Sub-Región del Bosque Laurifolio del Archipiélago de Juan Fernández	
Región del Bosque Siempreverde y de las Turberas	Sub-Región del Bosque Siempreverde con Coníferas	
	Sub-Región del Bosque Siempreverde Micrófilo	32, 36, 40, 48
	Sub-Región de las Turberas del Matorral y de la Estepa Pantanosa	
Región de la Estepa Patagónica	Sub-Región del Matorral y de la Estepa Patagónica de Aisén	
	Sub-Región de la Estepa Patagónica de Magallanes	

1: Aagesen, 2004; 2: Anderson & Bailey, 1980; 3: Araya & Avila, 1981; 4: Armesto & Gutiérrez, 1978; 5: Avila et al., 1981; 6: Barria, 2007; 7: Benoit, 1989; 8: Blackhall & Raffaele, 2005; 9: Burns, 1993; 10: Bustos-Schindler et al., 2007; 11: Donoso, 1997; 12: Donoso, 1993; 13: Donoso, 1981; 14: Gobbi & Sancholuz, 1992; 15: González & Veblen, 2007; 16: González & Veblen, 2007; 17: González & Veblen, 2006; 18: González et al., 2005; 19: Hueck, 1978; 20: Kitzberger & Veblen, 1999; 21: Knapp, 1986; 22: Le-Quesne & Sandoval, 2001; 23: Letourneau, 2006; 24: Litton & Santelices, 2003; 25: Mermoz et al., 2005; 26: Money & Kummerow, 1971; 27: Montenegro et al., 2004; 28: Montenegro et al., 2003; 29: Montenegro et al., 1983; 30: Quintanilla & Castro, 1998; 31: Quintanilla & Reyes, 1999; 32: Quintanilla, 2001; 33: Raffaele & Veblen, 1998; 34: Rodríguez & Vargas, 1997; 35: Rodríguez et al., 1983; 36: Silla et al., 2002; 37: Tortorelli, 1947; 38: Urrutavizcaya & Defossé, 2004; 39: Vázquez, 2002; 40: Veblen et al., 2003; 41: Veblen et al., 1999; 42: Veblen et al., 1995; 43: Veblen et al., 1992; 44: Veblen, 1982; 45: Villaseñor & Sáiz, 1990a; 46: Villaseñor & Sáiz, 1990b; 47: Weber, 1983; 48: Wolodarsky-Franke & Lara, 2005.

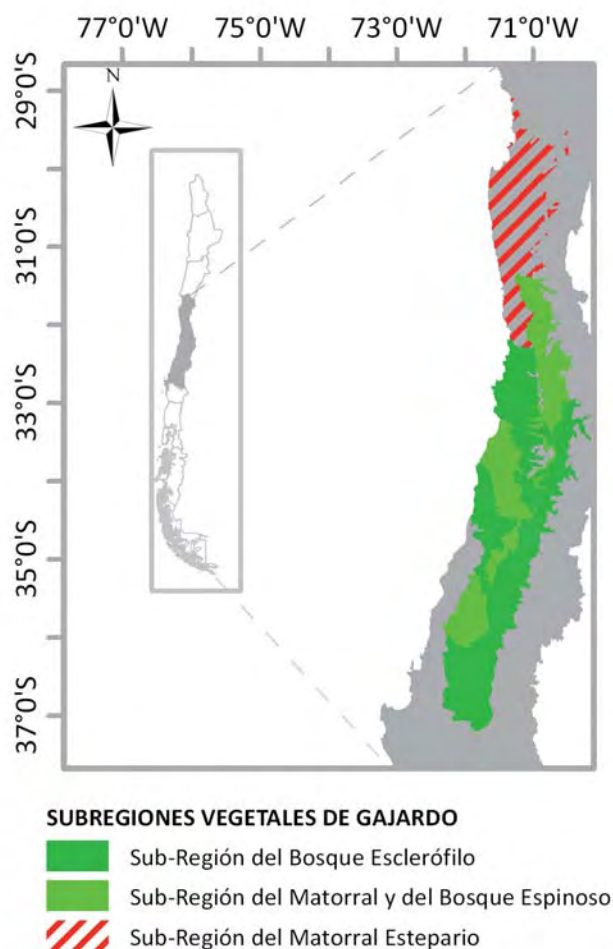
4.1 Región del Matorral y del Bosque Esclerófilo

Esta región se encuentra en Chile central, abarcando desde la Región de Coquimbo hasta la Región del Bío-Bío (Figura 4.2). Posee un clima mediterráneo con inviernos fríos y lluviosos y veranos cálidos y secos. Desde el punto de vista florístico, es rica tanto en especies como en formas de crecimiento. Debido a que esta es la zona del país con mayor población, gran parte del paisaje original ha sido modificado siendo difícil encontrar muestras de vegetación inalteradas (Gajardo, 1994).

Según la clasificación de Gajardo (1994), esta región se divide en tres sub-regiones (Figura 4.2):

- Matorral Estepario
- Matorral y Bosque Espinoso
- Bosque Esclerófilo

Figura 4.1: Región del Bosque y Matorral Esclerófilo. La sub-región achurada no registra estudios científicos.



De estas sub-regiones, sólo se registraron investigaciones científicas para la sub-región del Matorral y Bosque Espinoso y para la del Bosque Esclerófilo.

Montenegro *et al.*, (2003), entregan una visión de la situación del matorral de la zona mediterránea de Chile frente a los incendios forestales en comparación con otras zonas mediterráneas. También abordan la frecuencia estacional de incendios, dinámicas de rebrote y respuestas de la vegetación frente al fuego en función de sus formas de crecimiento e intensidad de los incendios, dando ejemplos de especie específicos y listado de especies.

Montenegro *et al.*, (2004), realizan una comparación entre los regímenes de fuego y la capacidad de respuesta de la vegetación de dos regiones con clima mediterráneo que han tenido historias distintas en cuanto a la ocurrencia natural de incendios forestales y de ocupación humana, tal como la zona central de Chile (matorral) y el sur de California (chaparral). La diferencia básicamente radica en que los incendios en Chile Central, prácticamente no tienen origen natural, sino antrópico, por lo que las adaptaciones evolutivas de la vegetación no se relacionan con el fuego, siendo su regeneración menor que la registrada para el chaparral. Ambos ecosistemas muestran ser resistentes a los incendios, pero el marcado aumento en la frecuencia de éstos, puede constituir un aspecto importante a considerar, ya que puede resultar en efectos negativos tanto en los patrones sucesionales como en la diversidad vegetal. En California existe una alta germinación de especies anuales que responden específicamente al fuego, sin embargo en Chile esto no ocurre, por lo que es posible inferir que esta vegetación no habría estado sujeta a selección por incendios naturales durante un tiempo prolongado. En consecuencia, no se habrían generado mecanismos adaptativos como germinación dependiente del fuego, rebrote rápido, etc., que permitan a la vegetación original recolonizar las áreas incendiadas (Armesto & Gutiérrez, 1978).

Un caso puntual estudiado en el ecosistema mediterráneo chileno, corresponde al incendio ocurrido en 1984 en el sector de La Campana, estudio donde es posible encontrar detalles de porcentajes de recuperación e incrementos en altura, volumen y cobertura vegetal, tras dos y cuatro años del incendio (Villaseñor & Sáiz, 1990a). Este incendio fue de tipo superficial y su efecto inmediato fue la combustión total de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo. Toda la masa fotosintética y ramas finas quedaron reducidas a cenizas y las ramas gruesas y troncos que quedaron en pie, totalmente quemados. Esto llevó a una cobertura casi cero, exponiendo el suelo a una mayor radiación y a la acción del viento y lluvia. Las principales especies afectadas en dicho incendio corresponden a *Lithrea caustica* (litre), *Cryptocarya alba* (peumo), *Quillaja saponaria* (quillay), *Azara celastrina* (lilén), *Aristeguietia salvia* (salvia macho), *Podanthus mitiqui* (mitique), *Teucrium bicolor* (oreganillo), *Adesmia phylloidea*, *Colliguaja odorifera* (colliguay), *Adesmia arborea* (espinillo), *Schinus polygamus* (huingán), *Ephedra andina* (pingo-pingo), *Puya violacea* (puya), *Echinopsis chiloensis* (quisco), *Neoporteria curvispina* y *Jubaea chilensis* (palma chilena). Según Araya & Ávila (1981) y Montenegro *et al.*, (1983), para este tipo de formación vegetal, el rebrote de la vegetación comienza a partir del lignotuber, característica que pareciera ser una respuesta general de las especies esclerófilas siempreverdes resistentes a la sequía. Este rebrote puede alcanzar valores de alrededor del 80% de recuperación del volumen perdido por combustión (Araya & Ávila, 1981). El rebrote es muy notable en *L. caustica*, especialmente en ejemplares de tallas intermedias (2,5 m. y 4,7 m.), no así en juveniles con un lignotuber poco desarrollado, ni en adultos por su reducción en tamaño. Para el caso de *C. alba*, el rebrote no es tan aparente, probablemente por efecto de la herbivoría que afecta la regeneración de esta especie. *A. celastrina* y *S. polygamus*, presentan un esquema parecido, mientras que *Q. saponaria*, también afectada por la herbivoría, presenta un modelo irregular. Tanto para *C. alba* como para *Q. saponaria* se ha apreciado rebrote a partir de zonas altas en los tallos de individuos quemados, lo que indicaría que

la peridermis de estas especies estaría actuando como un efectivo mecanismo de defensa contra el fuego (Araya & Ávila, 1981). Probablemente la efectividad de este mecanismo está condicionada por la intensidad del incendio, siendo inútil frente a exposición prolongada al fuego o a elevadas temperaturas. La respuesta al fuego no sólo dependerá de las especies que componen cada comunidad, sino también de las características del incendio. En general las especies leñosas pueden soportar un incendio y recuperarse, perdiendo esta capacidad ante fuegos reiterados, especialmente si son intensos. Este tipo de incendios, mantendría vigoroso el crecimiento herbáceo con éxito competitivo por humedad, luz y espacio sobre las especies leñosas (Knapp, 1986).

Las tendencias de recuperación en volumen y cobertura vegetal siguen, en general, patrones de crecimiento acelerado entre las dos primeras primaveras después del incendio para decaer posteriormente, destacándose entre ellas *S. polygamus* y *A. celastrina* por su crecimiento más progresivo. *A. arborea* y *C. odorifera* se comportan en forma similar a *A. celastrina* y *S. polygamus*. Estos arbustos, a diferencia de los árboles, al cabo de dos años desarrollan nuevamente la capacidad de florecer y producir frutos (Araya & Ávila, 1981; Montenegro *et al.*, 1983). Al cabo de cuatro años de ocurrido el incendio, la fisionomía del bosque esclerófilo cambia a matorral, ya que sus especies al rebrotar, lo hacen en forma de arbustos (Villaseñor & Sáiz, 1990a; Donoso, 1997).

Teniendo en cuenta la sistematización de Rowe (1983), basada en la clasificación de Noble & Slatyer (1977), Villaseñor & Sáiz (1990a) logran clasificar las especies presentes en el incendio ocurrido en el Parque Nacional La Campana el año 1984 en función de su respuesta al incendio (Tabla 4.2), obteniendo la siguiente categorización:

Araya & Ávila (1981), muestran observaciones del rebrote de especies arbustivas del matorral, incluyendo porcentajes de recuperación por especie después de un año de ocurrido el incendio del 2 de Febrero de 1978. La zona de estudio está ubicada en la Cuesta Barriga a 25 km. de Santiago y 85 km. de Valparaíso. Las especies observadas son: *Trevoa trinervis* (tevo), *Acacia caven* (espino), *Kagenecia oblonga* (bollén), *Baccharis linearis* (romerillo), *Muehlenbeckia hastulata* (quilo), *Q. saponaria*, *L. caustica*, *C. alba* y *C. odorifera*. De estas especies, todas presentan porcentajes de recuperación superiores al 50%. El mayor porcentaje corresponde a *M. hastulata* y el menor a *T. trinervis*. Los altos porcentajes de recuperación, estarían ligados a las características morfológicas de estas plantas adaptadas a sobrevivir frente a intenso estrés hídrico, típico de las zonas con climas mediterráneos (Money & Kummerow, 1971), favoreciendo su resistencia al fuego y rápido rebrote.

Armesto & Gutiérrez (1978) comparan las coberturas por estrato de árboles y arbustos de laderas de exposición norte (dominadas por *L. caustica*) y sur (dominadas por *C. alba*) en zonas incendiadas y no incendiadas presentes en el fundo Santa Laura (33° S, 71°W), registrando un cambio de especies siempreverdes en zonas no incendiadas por especies deciduas o semi-deciduas como *C. odorifera* y especies áfilas (adaptadas a condiciones de intenso xerofitismo) como *Retanilla ephedra* (retamilla) en zonas incendiadas. Según Quintanilla & Reyes (1999), en las laderas de exposición norte de las colinas costeras de la Región de Valparaíso en Chile mediterráneo, *L. caustica* parece ser la especie más resistente y de mayor recuperación frente al fuego, sin embargo su distribución se ha visto disminuida producto de los incendios forestales.

Tabla 4.2: Categorización de la vegetación presente en el Parque Nacional La Campana tras el incendio de 1984, por Villaseñor & Sáiz (1990a).

Invasores	Invasores - Evadores	Soportadores
<i>Baccharis panículata</i> <i>Baccharis linearis</i> <i>Podanthus mitiqui</i> <i>Tristerix tetrandrus</i>	<i>Trevoa trinervis</i> <i>Muelhenbeckia hastulata</i>	<i>Lithrea caustica</i> <i>Quillaja saponaria</i> <i>Azara celastrina</i> <i>Cryptocaria alba</i> <i>Schinus polygamus</i> <i>Adesmia phylloidea</i>
Resistentes	No Afectadas por el Fuego	
<i>Adesmia arborea</i> <i>Colliguaja odorifera</i> <i>Ephedra andina</i>	<i>Puya coerulea</i> <i>Jubaea chilensis</i>	

En la zona centro costera, Quintanilla & Castro (1998) estudiaron las quebradas y laderas periféricas a las ciudades de Valparaíso y Viña del Mar. Estas corresponden a áreas de gran ocurrencia histórica de incendios. Están dominadas por bosque esclerófilo húmedo y mesotérmico, predominando las comunidades de *Peumus boldus* (boldo), *Beilschmiedia miersii* (belloto), *C. alba* y *Q. saponaria* en los fondos de quebradas y sobre laderas de exposición sur; en tanto que en exposición norte y suaves pendientes o en fondos planos son más constantes los bosques de *Schinus latifolius* (molle), *Q. saponaria* y *L. caustica*. Dada la estructura continua de este último tipo de bosque, resultan ser los más afectados por el fuego. En las mismas quebradas y laderas, en sectores de alta humedad freática y próximos a cursos de agua, se desarrollan bosques de tipo higrófilo con presencia principalmente de *Crinodendron patagua* (patagua), *Myrceugenia exsucca* (pitra) y *Aristotelia chilensis* (maqui). Entre la vegetación arbustiva, destacan los matorrales xéricos de laderas de solana fundamentalmente en exposición norte, donde predomina la comunidades de *Flourensia thurifera* (maravilla del campo), *C. odorifera* y *T. trinervis*, junto a comunidades xéricas dominadas por *Puya chilensis* (chagual). Estas comunidades son altamente vulnerables a los incendios por su calidad de deciduas de verano y por su abundante estrato herbáceo. Quintanilla & Castro (1998) muestran que luego de ocurrido el incendio, gran parte de la vegetación quemada tiende a recuperarse, pero no se restablece la misma estructura y fisonomía del paisaje preexistente antes del fuego. En este caso el proceso se inició con *Eryngium paniculatum* a los 27 días de acaecido el incendio y a los 45 días rebrotó *L. caustica* a partir del lignotuber. Al igual que Villaseñor & Sáiz (1990a), Quintanilla & Castro (1998), registran un rebrote de *C. alba* por lignotuber pero su desarrollo se ve afectado por herbivoría de ganado y roedores. Los resultados de los estudios realizados por Villaseñor & Sáiz (1990a) y aquellos obtenidos por Quintanilla & Castro (1998), para la respuesta post-fuego de las especies que componen el bosque y matorral esclerófilo, concuerdan. Al año de producido un incendio, existe un alto porcentaje de recuperación y renovación de la vegetación. Ello puede llevar al principio a conclusiones distorsionadas, creyéndose entonces que para estos ecosistemas el fuego no causa daños importantes. No

obstante, la degradación y hasta eliminación de comunidades post-fuego es evidente y cada vez más sostenida. La vegetación tiende a disminuir y el matorral semixérico ya recubre más del 50% de las colinas del relieve occidental de Chile central. Esta formación es fundamentalmente un resultado de la transformación del ecosistema primitivo a causa de los incendios forestales (Quintanilla & Castro, 1998).

Otras agrupaciones consideradas como el producto final de la degradación sucesiva del matorral primitivo corresponden al espinal de *A. caven* y al matorral bajo, con dominio de *Baccharis rosmarinifolia* (romerillo). Estas dos agrupaciones, al desarrollar una fisonomía abierta, mantienen un estrato herbáceo muy abundante, el cual se seca en verano. Estas agrupaciones actualmente cubren una gran parte de la superficie de la Región de Valparaíso, lo que incide fuertemente en la ocurrencia de incendios en estos sectores. A propósito, incendios en estos sectores provocaron la combustión total de los estratos herbáceo y arbustivo, y alrededor de un 50 a 60% del estrato arbóreo. Además los suelos de las quebradas con pendiente superior al 15% evidenciaron claras muestras de procesos erosivos (Quintanilla & Castro, 1998). En las comunidades recién incendiadas se encontró un alto desarrollo herbáceo atribuible tanto a la liberación de semillas retenidas por las plantas como a la germinación de las semillas transportadas desde fuentes vecinas, o bien que permanecían latentes en el suelo. *E. paniculatum* (chupalla), *M. hastulata* y *B. rosmarinifolia*, tendieron a colonizar los espacios abiertos dejados por el fuego, actuando así como pioneras. Entre los arbustos, *M. hastulata*, *P. mitiqui* y *B. rosmarinifolia* demostraron una mayor capacidad de recuperación y colonización, no así *Baccharis paniculata* (chilca), *T. trinervis*, *C. odorifera*, *Adesmia phylloidea* y *Adesmia arborea*. Como arbustos tolerantes se pueden mencionar a *P. chilensis*, *P. mitiqui*, *B. rosmarinifolia* y *B. paniculata*. Las especies introducidas invaden hábitat de especies nativas como *A. celastrina*, *Q. saponaria*, *B. miersii* y *C. alba*, aunque algunas nativas también pueden colonizar nuevas áreas, por ejemplo *P. mitique* y las especies del género *Baccharis*. En zonas húmedas, la mayor invasión es efectuada por *Chusquea cumingi*, también lo hace *Rubus ulmifolius* pero en menor magnitud. Sólo *Puya berteroniana* (Chagual) y *J. chilensis* parecieran no ser afectadas de manera importante por el fuego (Quintanilla & Castro, 1998). También se detectó que en las áreas de arbustos recuperados después del fuego, se desarrolla una gran cantidad de flores en la primera estación de crecimiento, lo que puede ser atribuible en parte al aumento de la intensidad lumínica a la que quedan expuestas las plantas. Araya & Ávila (1981) registran un área foliar de las hojas de arbustos rebrotados post-fuego mayores que aquellas de individuos presentes en la zona control. Esta diferencia desaparece con el tiempo y se debería al efecto mineralizador del fuego.

El reestablecimiento o colonización vegetal tras un incendio, puede verse facilitado por la acción de las aves (Rodríguez & Vargas, 1997). En el matorral y bosque esclerófilo de Chile, tanto *M. hastulata* como *T. tetrandrus* poseen frutos dispersados por ornitofauna. Las semillas de *T. tetrandrus*, tienen además el potencial de soportar incendios. De esta forma, el esquema sucesional de invasión de espacios vacíos, corresponde a una colonización por *T. trinervis* y *M. hastulata* junto a los rebrotes de las especies preexistentes y más tardíamente se incorpora *B. linearis*. Tanto *T. trinervis* como *M. hastulata* poseen un fuerte desarrollo inicial post-fuego, que declina tras el tercer año, favoreciéndose especies rebrotadas como *L. caustica* (Villaseñor & Sáiz, 1990a).

Según Villaseñor & Sáiz (1990b), el efecto del fuego sobre la vegetación herbácea es dependiente de la combustibilidad, de la condición de anual o perenne de la especie, de la intensidad y frecuen-

cia de los incendios y de la formación vegetacional de la que forman parte: pastizal, estepa, sabana, matorral o bosque, ya que su participación porcentual en incendios va decreciendo en la secuencia antes mencionada. Especies perennes y anuales de desarrollo epigeo (elevan los cotiledones por encima de la tierra) pueden ser totalmente consumidas, mientras que terófitas y geófitas tienen una mayor probabilidad de sobrevivencia, y por tanto, de ser pioneras en la recuperación de la vegetación. El crecimiento de las geófitas está determinado en mayor medida por la temperatura del suelo que por la humedad, por lo que el incremento térmico que sigue al incendio aceleraría su desarrollo, adelantándose así a otras herbáceas. Las herbáceas anuales, gracias a su rápido crecimiento, tienen ventajas competitivas sobre las perennes en la colonización de espacios abiertos y fértiles dejados por el fuego. Por otra parte, el fuego al eliminar la vegetación, atenúa la competencia y crea condiciones de luz y temperatura favorables al desarrollo herbáceo en la siguiente estación de crecimiento. Los resultados obtenidos por Ávila *et al.*, (1981), muestran una mayor biomasa de herbáceas en sitios quemados que en sitios control, debido a un aumento en la concentración de nitrógeno. Según Anderson & Bailey (1980), esto se atribuiría al aumento de materia orgánica y fósforo, después del fuego. Si bien tras el incendio el número de especies herbáceas puede aumentar en un 300%, al año se estabiliza la riqueza específica siendo similar a sitios no quemados. Hay una notoria pérdida de especies, principalmente nativas, favoreciéndose las introducidas. Sin embargo, no se aprecian diferencias significativas entre la proporción de las formas de crecimiento de especies presentes en sitios quemados y sitios control (Ávila *et al.*, 1981). Al final de dos años de observaciones, Quintanilla & Castro (1998) denotan cambios importantes en la cubierta herbácea, especialmente en el tamaño y número de individuos por unidad de superficie (densidad). Existen especies nativas que tienden a disminuir su densidad, en cambio las introducidas tienden a aumentar significativamente. Es posible encontrar listados de dichas especies herbáceas, tanto anuales como perennes (nativas e introducidas), sus formas de crecimiento y frecuencia en el tiempo para sectores quemados y no quemados en Villaseñor & Sáiz (1990b), también en Ávila *et al.*, (1981).

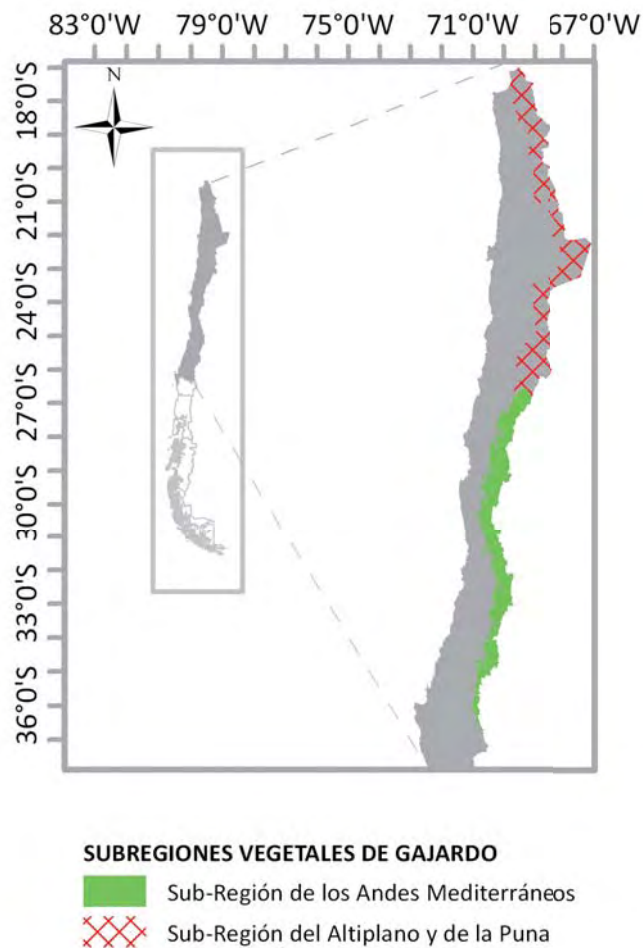
4.2 Región de la Estepa Alto Andina

Esta región se encuentra en la Cordillera de los Andes, desde el extremo norte de Chile hasta las montañas andinas de la Región del Maule (Figura 4.2). Debido a lo severo de las condiciones ambientales, las especies vegetales que habitan en esta región han evolucionado en tres formas fundamentales: plantas de cojín, gramíneas duras o coirones y arbustos bajos de follaje reducido (Gajardo, 1994).

Según la clasificación de Gajardo (1994), esta región está dividida en dos sub-regiones (Figura 4.2):

- Altiplano y Puna
- Andes Mediterráneos

Figura 4.2: Región de la Estepa Alto Andina. La sub-región achurada no forma parte del área de estudio del presente documento.



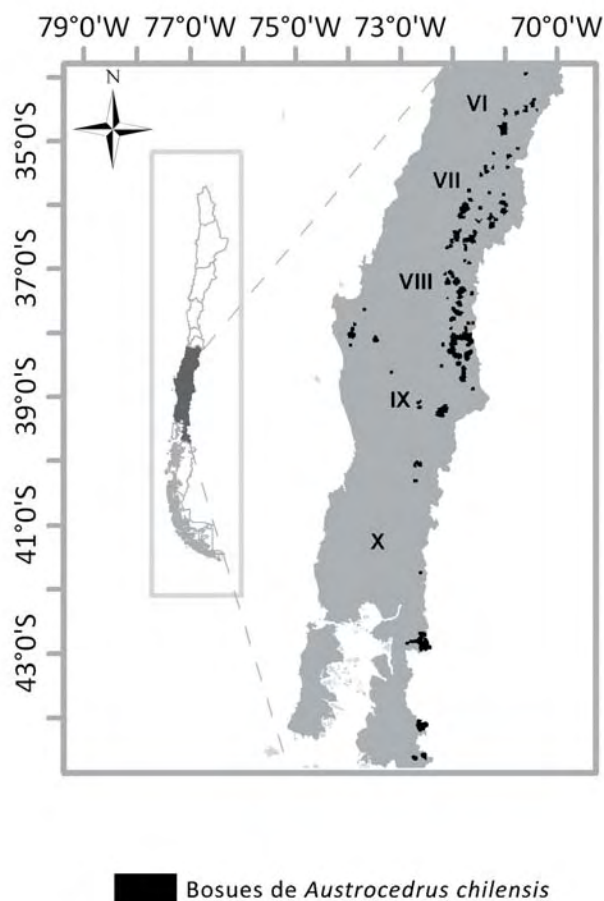
Dado que la sub-región del Altiplano y la Puna está presente desde la Región de Arica y Parinacota hasta la Región de Atacama y el presente estudio considera sólo la zona centro-sur de Chile, no se evaluó la existencia de investigación asociada a esta sub-región.

Para la sub-región de los Andes Mediterráneos se registraron trabajos científicos que en parte la estudian. Dichos trabajos se centran en una sola especie, *Austrocedrus chilensis*. A continuación se presenta información de *A. chilensis* y los estudios asociados:

Bosques de Austrocedrus chilensis (Ciprés de la Cordillera).

Según Donoso (1981), *A. chilensis* se ubica a lo largo de la cordillera de los Andes desde los 34° 45' hasta los 38° S, para luego volver a aparecer entre los 42° y 44° S, concordando relativamente con la distribución observada por Hueck (1978) entre los 36°30' S y los 43°55' (Figura 4.2.1). Al norte del paralelo 35°, los rodales de *A. chilensis* ocupan principalmente las exposiciones norte entre los 900 y los 1.800 metros de altitud. Al sur crecen en altitudes que fluctúan entre los 400 y 700 m.s.n.m. (Donoso, 1981). *A. chilensis* se presenta en más de una región vegetacional, incluyendo las regiones de la estepa alto-andina, bosque caducifolio y bosque andino-patagónico (Gajardo, 1994).

Figura 4.2.1.: Distribución de *Austrocedrus chilensis*



Los bosques de *A. chilensis* son en general muy puros en cuanto al dosel superior, pero cuando hay alteraciones que afectan la dinámica sucesional forestal la fisonomía es diferente, tomando el aspecto de un bosque mixto. *A. chilensis* se quema en forma rápida, probablemente debido al contenido resinoso de su follaje (Donoso, 1997), siendo el fuego el disturbio más importante que afecta este tipo de bosques (Urretavizcaya & Defossé, 2004). Actualmente esta especie se encuentra en la categoría Vulnerable según la Lista Roja de la UICN (Barría, 2007).

Bustos-Schindler *et al.*, (2007) intentan explorar las relaciones de los factores antropogénicos con la frecuencia de incendios en bosques de *A. chilensis* en cuatro localidades de la cuenca andina del río Cachapoal, revisan la historia de incendios de esta cuenca mediante el fechado de rodelas con cicatrices producto del fuego, revisión histórica y entrevistas semiestructuradas, encontrando evidencias que permiten relacionar estrechamente las actividades de origen antrópico con la presencia y frecuencia de incendios. Barría (2007), por su parte, caracteriza la estructura y regeneración de bosques de *A. chilensis* afectados por intervenciones antrópicas ocurridas en el sector «Los Corrales de Urriola» (34°27'S), en la Reserva Nacional Río de los Cipreses. Las características estructurales encontradas, sumadas a la edad de los árboles (< 250 años), sugieren el establecimiento de la regeneración en respuesta a frecuentes perturbaciones de pequeña escala, causados por incendios de baja intensidad. Evidencias de alteración antrópica por incendios y explotación se presentan en todo el sector de Urriola, el fuego al parecer actúa como el factor más relevante en el control de la dinámica poblacional de *A. chilensis* en la Reserva Nacional Río Cipreses, alterando la estructura y composición del rodal.

Según Donoso (1997), hay evidencias de que *A. chilensis* recoloniza en el largo plazo las zonas incendiadas. Esta regeneración se efectúa sólo a partir de semillas, no hay evidencias de que se produzca vegetativamente (Raffaele & Veblen, 1998; Gobbi & Sancholuz, 1992) y poco se sabe sobre los procesos sucesionales post-fuego. Gobbi y Sancholuz (1992), ofrecen una primera evaluación de la regeneración post-fuego de bosques puros de *A. chilensis* quemados 15 años previos a la publicación de su trabajo. En éste, se caracterizan los estadios sucesionales, se analiza la influencia del suelo y agua sobre la germinación e implantación de radículas y se evalúa la dispersión de propágulos a través del banco de semillas. Dichos autores, al estudiar sectores antiguos incendiados en las cercanías de San Carlos de Bariloche, que corresponden a bosques puros de *A. chilensis*, no encontraron renovales ni rebrotes, a pesar de que los sitios tenían diferentes grados de cobertura. La cobertura eventualmente daría sombra y protección a los renovales, evitando su desecación y por tanto facilitando la regeneración debido a las condiciones microambientales que se generan bajo ella (Raffaele & Veblen 1998; Gobbi & Sancholuz, 1992). Raffaele & Veblen (1998), obtienen resultados similares. Ellos declaran que tres años después de ocurrido el incendio en el Parque Nacional Nahuel Huapi (41° 14' S, 71° 24' W) en Argentina ocurrido el año 1992, no existen indicios de plántulas de *A. chilensis*. Gobbi & Sancholuz (1992), atribuyen la carencia de regeneración a la ausencia de semillas en las zonas incendiadas, según ellos, ésta sería la variable decisiva pero la humedad también parece ser de importancia. Urretavizcaya y Defossé (2004), llegan a una conclusión bastante parecida postulando que la regeneración de *A. chilensis* en zonas incendiadas es muy lenta y depende de una serie de factores ambientales bióticos y abióticos entre los cuales la disponibilidad de semillas parece ser extremadamente importante. En su estudio, Urretavizcaya y Defossé (2004) intentan determinar la dinámica del banco de semillas de *A. chilensis* en dos sitios de su distribución sur (Trevelin, 43°12'S, 71°31'W, y El Bolsón 41°59'S, 71°33'W), para distintos niveles de daño provocado por el fuego en dos estaciones de crecimiento. Los resultados muestran una disminución del banco de semillas aso-

ciado a mayores intensidades de incendio y la necesidad de lluvias de semillas para incrementar la viabilidad de éstas. La cantidad de semillas que germinan, a su vez se vieron fuertemente afectadas por el parasitismo de insectos. Todo en conjunto es negativo para la regeneración de *A. chilensis* si se suma el hecho de las escasas densidades de semillas encontradas en ambos sitios y que la lluvia de semillas no ocurre todos los años.

Según Letourneau (2006), se ha comprobado que *A. chilensis* requiere inicialmente para su germinación y establecimiento el efecto protector de especies arbustivas, y también que con posterioridad estos mismos arbustos pueden afectar negativamente su crecimiento. El signo e intensidad de las interacciones pueden variar en relación a las condiciones climáticas y al estadio de vida de los individuos involucrados. Se desconoce como estos factores pueden afectar el crecimiento y supervivencia de los renovales de *A. chilensis*. Es por esto que en el estudio de Letourneau (2006), efectuado en el Campo Forestal Gral. San Martín de INTA, Argentina (42°00' S; 71°30' W), se pretende estudiar la intensidad de la interacción entre *A. chilensis* y los arbustos, en la etapa comprendida entre el estadio en que las plántulas se encuentran establecidas hasta que sobresalen del dosel predominante. Gobbi & Sancholuz (1992) presentan antecedentes de estudios que mencionan la aparición de renovales de *A. chilensis* bajo arbustos, incluyendo un estudio que registró una regeneración natural de 4500 plántulas/ha en sitios quemados un año después del incendio ocurrido en el Parque Nacional Lago Puelo, en la provincia de Chubut, Argentina.

4.3 Región del Bosque Caducifolio

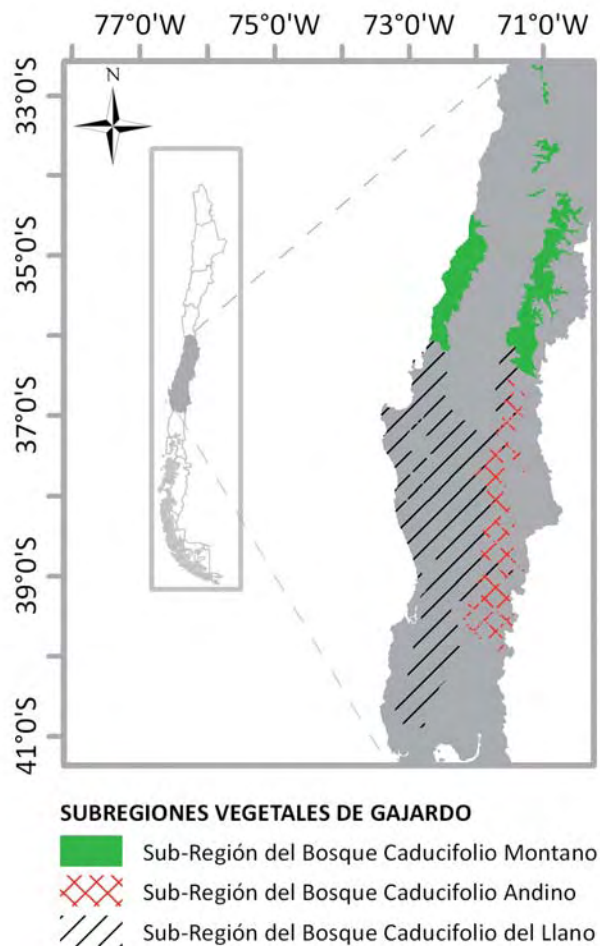
Esta región se extiende desde el sur de la Región de Valparaíso hasta el norte de la Región de los Lagos (33 a 41° de latitud sur) (Figura 4.3). Domina el clima templado con sequía estival, la que disminuye de norte a sur. La principal característica de esta región es la presencia de especies caducifolias del género *Nothofagus*, las que se mezclan con elementos esclerófilos en el norte y con elementos laurifolios en el sur (Gajardo, 1994).

Según la clasificación de Gajardo (1994), esta región se divide en tres sub-regiones (Figura 4.3):

- Bosque Caducifolio Montano
- Bosque Caducifolio del Llano
- Bosque Caducifolio Andino

Los estudios registrados referentes a esta región vegetal se centran en especies del género *Nothofagus*. Sin embargo, debido a que en su mayoría están asociados a especies presentes en otras regiones, como *Austrocedrus chilensis* (región de la estepa alto andina), *Araucaria araucana* (región del bosque andino patagónico) y *Fitzroya cupressoides* (región del bosque siempreverde y de las turberas), sólo existen estudios desarrollados en *Nothofagus glauca* que corresponden exclusivamente a esta región, específicamente a la sub-región del bosque caducifolio montano.

Figura 4.3: Región del Bosque Caducifolio. Las sub-regiones achuradas no registran estudios científicos.



Bosques de Nothofagus glauca (Hualo).

Nothofagus glauca se encuentra principalmente presente en la subregión de los bosques caducifolios montanos de la región del bosque caducifolio descrita por Gajardo (1994). Esta sub-región se sitúa desde el sur de la Región de Valparaíso hasta el norte de la Región del Bío-Bío en ambas cordilleras y por sobre el bosque esclerófilo. Actualmente este tipo de vegetación se encuentra muy alterada, por lo que es posible observarla en su estado original sólo en reducidos fragmentos relictuales (Gajardo, 1994). La distribución geográfica documentada para esta especie abarca desde los 34°01' S en la localidad de Alhué hasta 36°20' S en el río Ñuble. En la cordillera de la costa ocupa altitudes entre 150 y 800 m, mientras que en los Andes se localiza bajo los 1200 m. (Le-Quesne & Sandoval, 2001). *N. glauca* es un árbol endémico de Chile central, considerado como la especie más representativa de los bosques mediterráneos del género (Donoso, 1993). Debido a la profunda transformación que ha experimentado su hábitat, *N. glauca* ha sido declarada especie vulnerable en el Libro Rojo de la Flora Terrestre de Chile (Benoit, 1989).

Litton & Santelices (2003), estudiaron el efecto del fuego sobre las características físico-químicas del suelo de un bosque de *N. glauca*, en la costa centro sur de Chile, al sur de Constitución. Según su opinión, los efectos del fuego sobre el suelo en este ecosistema fuertemente fragmentado, aún no han sido completamente comprendidos. Sin embargo, aseguran a partir de sus observaciones que los cambios en los contenidos de materia orgánica, disponibilidad de nutrientes y microorganismos en el suelo, tienen implicancias en el corto y largo plazo, sobre el desarrollo post-fuego de los bosques de *N. glauca* y su eventual manejo sustentable. Pudiéndose afectar por ejemplo la composición de especies en estos remanentes de bosques, acentuándose la degradación ecosistémica.

4.4 Región del Bosque Andino Patagónico

Esta región se encuentra en las partes altas de la Cordillera de los Andes chilenos, desde la Región del Bío-Bío hasta el límite sur del país, y en la cordillera de Nahuelbuta (Figura 4.4). La región se caracteriza por sus precipitaciones mayoritariamente en forma de nieve y por la presencia casi constante de *Nothofagus pumilio* (lenga) (Gajardo, 1994).

Nothofagus pumilio posee una corteza delgada, por lo que es fácilmente quemada en incendios forestales. Generalmente no muestra rebrote post-fuego, aunque al contar con buenas condiciones de humedad y disponibilidad de semillas, puede regenerar en forma abundante. Propiedad que se pierde bajo altas frecuencias y/o intensidades de incendios, que modifican las características edáficas y hacen desaparecer los árboles semilleros (Veblen *et al.*, 2003).

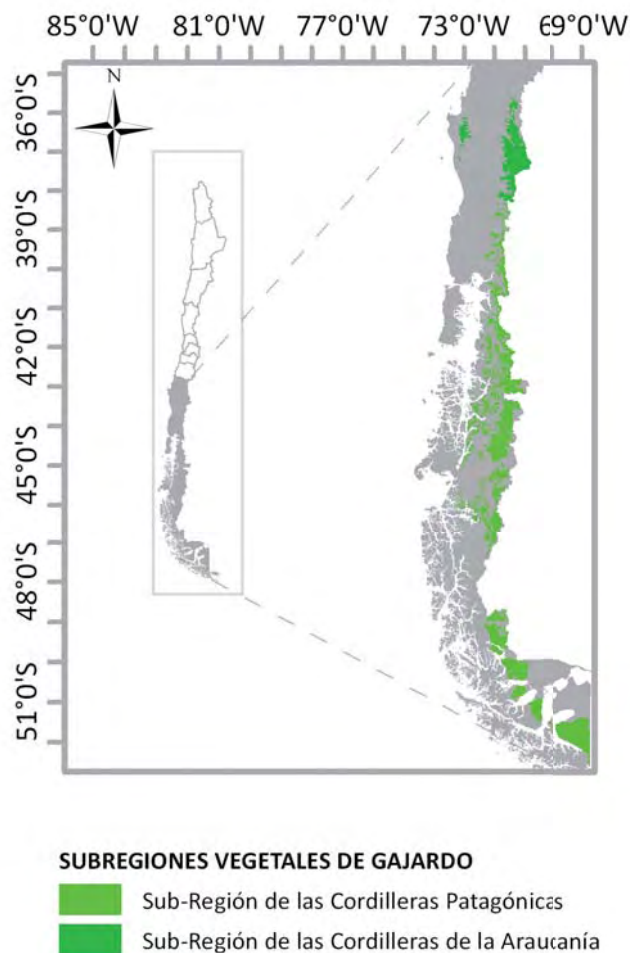
Según la clasificación de Gajardo (1994), esta región se divide en dos sub-regiones (Figura 4.4):

- Cordilleras de la Araucanía
- Cordilleras Patagónicas

Se registraron trabajos científicos en ambas sub-regiones vegetacionales. Debido a la existencia de varios trabajos asociados a la especie *Araucaria araucana*, se presentan dichos estudios en forma agrupada bajo el título de Bosques de *Araucaria araucana*.

Los incendios forestales en los Andes Patagónicos están fuertemente influenciados por la variabilidad climática interanual. Años de mayor actividad de incendios están usualmente asociados a un invierno seco y verano cálido (Veblen *et al.*, 1999). Los disturbios más importantes a lo largo del gradiente ambiental estepa-bosque lluvioso en el noroeste patagónico, son el fuego y la introducción de grandes herbívoros como el ciervo colorado y ganado doméstico (Blackhall & Raffaele, 2005). Incendios frecuentes seguidos por forrajeo de ganado doméstico pueden convertir estos bosques en matorrales (Tortorelli, 1947). Es por esta razón que en la Patagonia, zonas de matorrales altos, dominadas por *Nothofagus Antarctica* (Ñirre) y *Chusquea sp.* (bamboos), son proporcionalmente más afectadas por el fuego que los bosques de *Nothofagus dombeyi* (coihue), *N. pumilio* y *A. chilensis*. Esto es corroborado por Veblen *et al.*, (1992), quienes estudiando los anillos de crecimiento, encuentran indicios de que los intervalos de incendios en matorrales patagónicos son más cortos que aquellos correspondientes a incendios en los bosques adyacentes. Esta diferencia hace que los parches de bosques subandinos sirvan incluso como barreras naturales al avance del fuego, excepto en condiciones extremas. Los matorrales altos poseen especies que rebrotan vigorosamente tras un incendio, sin embargo los bosques dominados por especies dependientes de la regeneración a partir de semillas tienen escasa o nula regeneración tras incendios severos, siendo reemplazados por matorrales. Esta sustitución se ha visto acelerada producto del clareo e incendios de origen antrópico (Mermoz *et al.*, 2005).

Figura 4.4: Región del Bosque Andino Patagónico



Al igual que los incendios, el ganado introducido ha afectado extremadamente la vegetación de los paisajes del norte patagónico (Vázquez, 2002; Veblen *et al.*, 2003). En varios sitios el ganado ha impedido la recuperación post-fuego, y quizás ha producido un impacto significativo sobre la calidad y cantidad de los combustibles (Veblen *et al.*, 2003). Si bien las principales especies arbóreas son relativamente resistentes al pastoreo una vez que alcanzaron la etapa de árbol joven, la alta presión del ganado vacuno durante la regeneración post-fuego temprana puede impedir localmente la regeneración de especies leñosas y en su lugar permitir la formación de estepas degradadas (con abundantes especies exóticas) o matorrales de arbustos espinosos y árboles enanos (Veblen *et al.*, 2003). Blackhall & Raffaele (2005), estudiaron cómo el pastoreo de ganado vacuno afecta la regeneración de áreas en bosques mixtos de *N. dombeyi* y *A. chilensis* (ciprés de la cordillera) afectados por incendios y en plena etapa de recuperación post-fuego. El estudio se realizó en un bosque mixto ubicado en las inmediaciones del Lago Espejo, Provincia de Neuquén. Dicho sector sufrió un incendio en el año 1999. Durante las observaciones de campo se pudo ver que entre las especies más ramoneadas

se encuentran *A. chilensis*, *Chusquea* sp. (colihue), *Ribes magellanicum* (zarzaparrilla), *Buddleja globosa* (matico) y *N. dombeyi*. Los resultados indican que el mayor efecto registrado, consiste en una mayor altura promedio de los árboles en zonas no ramoneadas.

Raffaele y Veblen (1998), evaluaron experimentalmente la influencia de dos especies de arbustos, *Schinus patagonicus* (muchí) y *Berberis buxifolia* (calafate), en la sobrevivencia y crecimiento post-fuego de plantas herbáceas y leñosas en el Parque Nacional Nahuel Huapi (41° 14' S, 71° 24' W) quemado en 1992. Encontraron una influencia positiva tanto para el número de especies que brotan post-fuego como para sus densidades. Se registró un efecto facilitador diferencial dependiendo del arbusto nodriza en cuestión. La regeneración detectada es casi por completo vegetativa. Aunque en la investigación no se estudiaron los bancos de semillas, observaciones y excavación de las raíces indicaron que casi todas las plantas regeneradas lo hacían a partir de estolones y rizomas. En dicho estudio, se registró que la especie nativa *Acaena splendens* (cepacaballo), es una agresiva invasora de áreas desnudas. Dentro de los árboles registrados, *A. chilensis* se regenera solo a partir de semillas, en cambio *Maytenus boaria* (maitén), vegetativamente. Las especies registradas con regeneración bajo *S. patagonicus* y/o *B. buxifolia*, fueron: *Solidago chilensis* (fulel), *Loasa bergii*, *Collomia biflora* (colomia roja), *Rumex acetosella* (vinagrillo), *M. boaria*, *Lathyrus magellanicus* (arvejilla), *Phacelia secunda* (flor de la cuncuna), *Euphorbia collina* (Pichoga), *Ribes cucullatum* (Zarparrilla), *Mutisia decurrens* (clavel del campo anaranjado), *A. splendens*, *Mutisia spinosa* (pulchella), *Relbunium richardianum*, *Maytenus chubutensis* (maitén de Chubut), *Ribes magellanicum* (uvilla), *Oxalis valdiviensis* (vinagrillo), *Bromus* sp., *Geranium* sp. y *Discaria articulata*. Las especies arbustivas facilitadoras, tienden a acortar el tiempo requerido para la recuperación sucesional de la comunidad. Éstas cumplen el rol de mejorar las condiciones de humedad y proteger las plántulas del forrajeo (Raffaele & Veblen, 1998).

La regeneración postfuego en bosques de *N. dombeyi* es exitosa en sectores que se encuentran entre 50 a 100 m. de distancia de un árbol semillero sobreviviente al incendio (Kitzberger & Veblen, 1999). En su límite de distribución norte, *N. dombeyi* coloniza junto a *A. chilensis* los sitios incendiados. A latitudes mayores, en sitios donde ambas especies están presentes, la regeneración de *A. chilensis* es menos abundante en sitios incendiados hace menos de 20 años, sin embargo las edades registradas para ambas especies en rodales post-fuego, son iguales (Veblen *et al.*, 2003).

Bosques de Araucaria araucana (Araucaria)

Los bosques de *A. araucana* se distribuyen principalmente en la región vegetacional del bosque andino-patagónico, sub-región de las cordilleras de la araucanía (Gajardo, 1994). Esta sub-región se extiende desde la Región del Bío-Bío hasta el norte de la Región de los Lagos, ocupando las partes altas de la cordillera de los Andes y la de Nahuelbuta (Figura 4.4), presentando condiciones estivales más favorables que la sub-región de las cordilleras patagónicas (Gajardo, 1994). La especie arbórea que domina el paisaje es *A. araucana*, pero se encuentra asociada con otras especies. Sus bosques se sitúan en la Cordillera de los Andes entre las latitudes 37° 30' S y los 39° 30' S, con dos poblaciones disjuntas en Nahuelbuta, 125 km. al oeste del rango definido para los Andes.

Araucaria araucana se encuentra en rodales puros con escaso sotobosque o en rodales mixtos donde comúnmente están presentes *N. antarctica*, *N. pumilio* y *N. dombeyi* (Veblen, 1982). *A. araucana*, aunque no parece ser dependiente del fuego, está bien adaptada a él, ya que posee yemas terminales

protegidas (Veblen *et al.*, 1995) y una gruesa corteza resistente al fuego que se desarrolla en distintas placas poligonales, además es una de las tres primeras especies que colonizan zonas rocosas y áreas afectadas por erupciones volcánicas (Veblen *et al.*, 1995). *N. pumilio* y *N. dombeyi*, en cambio, son muy sensibles al fuego, lo que le otorga a *A. araucana* una ventaja competitiva post-fuego cuando rodales de estas especies son afectados por incendios. Las especies del género *Nothofagus* son comúnmente destruidas en incendios catastróficos (González *et al.*, 2005), sin embargo *N. antarctica* se encuentra bien adaptada al fuego. Tras un incendio forestal que afecte a asociaciones de *N. antarctica* con *A. araucana*, es *N. antarctica* quien brota inmediatamente, estableciendo dominancia por alrededor de 70 años, tras lo cual *A. araucana*, creciendo a semi-sombra, lo sobrepasa y comienza a crecer más rápidamente. Pasados alrededor de 150 años, finalmente *A. araucana* excluye a *N. antarctica* (Veblen *et al.*, 1995b; Burns, 1993). Burns (1993), hace referencia a la recuperación natural de bosques de *A. araucana*. En su trabajo aborda la dinámica sucesional post-fuego de *A. araucana* y *N. antarctica* tras el incendio ocurrido en el Parque Nacional Lanin (Argentina), ubicado a la altura de Valdivia a la cordillera (Región de la Araucanía), el año 1987. En dicho trabajo, es posible encontrar registros de densidades y áreas basales de ambas especies en sitios incendiados y sitios control (no incendiados).

González & Thomas (2007), hacen referencia al incendio ocurrido el año 2002 en la cordillera andina de las provincias de Malleco y Cautín, que afectó al Parque Nacional Tolhuaca. Este fue uno de los mayores incendios (cerca de 20.000 ha) ocurridos en los últimos 50 años en la Región de la Araucanía. Los autores antes mencionados incluyen en su trabajo un listado de frecuencia y cobertura media relativa de especies durante la tercera temporada de crecimiento luego del incendio, incluyendo rodales afectados con severidades variables. Sostienen que las áreas afectadas fueron colonizadas relativamente rápido, siendo *Chusquea culeou* (colihue) la especie que coloniza más rápida y densamente. Sostienen además que el resultado de un incremento en la frecuencia de incendios a causa del hombre, ha generado un paisaje fisionómicamente distinto, más fragmentado, y actualmente dominado por especies del género *Nothofagus* de entre 50 a 150 años de edad. Según González & Thomas (2007), bosques dominados por los géneros *Araucaria* y *Nothofagus*, pueden recuperarse natural y favorablemente después de incendios forestales, sin embargo esta recuperación se ve afectada negativamente por la extracción de árboles muertos y la presencia de ganado.

En cuanto a la historia del fuego, el clima y el ser humano han influenciado la frecuencia de incendios por al menos los últimos 1000 años, frecuencia que ha aumentado considerablemente los últimos 150 años (González & Veblen, 2007; González & Veblen, 2006; González *et al.*, 2005). Este aumento en la frecuencia de incendios forestales es registrada por González *et al.*, (2005) y González y Veblen (2006) a través del estudio de cicatrices por quemadura y marcas en los anillos de crecimiento en árboles de la cuenca Quillehue al norte del Volcán Lanín en el Parque Nacional de Villarrica (39° 35` S, 71° 31` W), Región de la Araucanía. Aagesen (2004), en cambio, afirma que no se puede atribuir al hombre incendios tan antiguos ya que no hay evidencias sólidas que demuestren que los indígenas pre-colombinos de Chile y Argentina realizaban quemadas para manejar el bosque, ya que prácticamente no hay investigaciones arqueológicas al respecto, además de la escasez de información escrita sobre los sistemas productivos indígenas, debido a la limitada actividad misionera y relativamente tardío asentamiento del hombre blanco en estas zonas. No obstante, Aagesen (2004) postula que los conocimientos sobre la ecología del fuego en otros lugares y el entendimiento de la

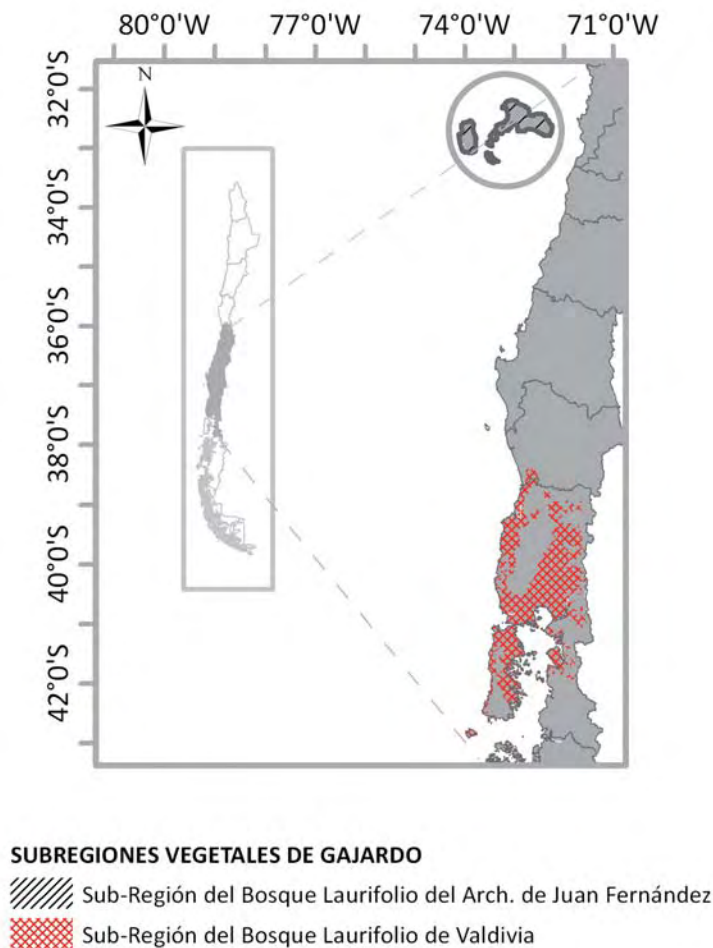
respuesta ecológica de *A. araucana* frente al fuego, sugieren que en el pasado probablemente los indígenas quemaban el bosque como estrategia de manejo para facilitar el crecimiento de *A. araucana* en relación a las otras especies vegetales y así crear y mantener rodales de esta especie, importantísima para su subsistencia debido al fruto comestible, el piñón, cuya recolección probablemente se veía simplificada con el uso del fuego. Dichos supuestos se respaldan además por archivos obtenidos en las capitales de Chile, Argentina y Estados Unidos y en encuestas y observaciones en terreno realizadas por Aagesen (2004) en las comunidades indígenas de Ralco Lepoy (Angol a la cordillera) y Aigo (Temuco a la cordillera), ubicadas en la Cordillera de los Andes de Chile y Argentina, respectivamente. Si bien los bosques de *A. araucana* al parecer no son dependientes del fuego en sus dinámicas, los incendios forestales o quemadas controladas pueden eventualmente favorecer a esta especie fomentando su regeneración, generalmente pobre, debido en parte a que muchas de sus semillas pierden su potencial atrapadas en el sotobosque (Rodríguez *et al.*, 1983).

Aunque hay falta de información sobre el uso del fuego por parte de los indígenas en los Andes, hay una amplia evidencia de su uso por aborígenes en otros lugares de la tierra. En Australia, por ejemplo, los nativos usaban sistemáticamente el fuego para controlar la distribución, diversidad y abundancia relativa de plantas y animales (Yubarbuk *et al.*, 2001), de igual forma lo hacían los indígenas norteamericanos (Keeley, 2002). Además, es posible encontrar evidencias sólidas referentes al uso del fuego por los indígenas en las planicies, bosques y estepas patagónicas en la cacería de animales (Aagesen, 2004). La comprensión del uso que en el pasado los indígenas daban al fuego, no pretende fomentar su uso actual, considerando además el enorme daño que los primeros colonos hicieron a los bosques debido al abuso en la generación de incendios intencionales descontrolados (Weber, 1983), sino aumentar el conocimiento acerca de los cambios en las dinámicas sucesionales vegetales producto del fuego, además de determinar el grado de resistencia de las diversas especies a este elemento y resiliencia ecosistémica, de manera de poder predecir escenarios futuros en zonas incendiadas.

4.5 Región del Bosque Laurifolio

Esta región se extiende desde el sur de la Región de la Araucanía hasta la Región de los Lagos, ocupando los faldeos de ambas cordilleras (Figura 4.5). Se extiende principalmente sobre áreas que sufrieron menos influencia de las glaciaciones del cuaternario y que además muestran una menor acción de fenómenos volcánicos. La flora se encuentra compuesta por árboles siempreverdes de hojas generalmente anchas, brillantes y de color verde oscuro que forman bosques densos estratificados en los que es posible reconocer cuatro o cinco doseles (Gajardo, 1994).

Figura 4.5: Región del Bosque Laurifolio. Las sub-regiones achuradas no registran estudios científicos.



Según la clasificación de Gajardo (1994), esta región se divide en dos sub-regiones (Figura 4.5):

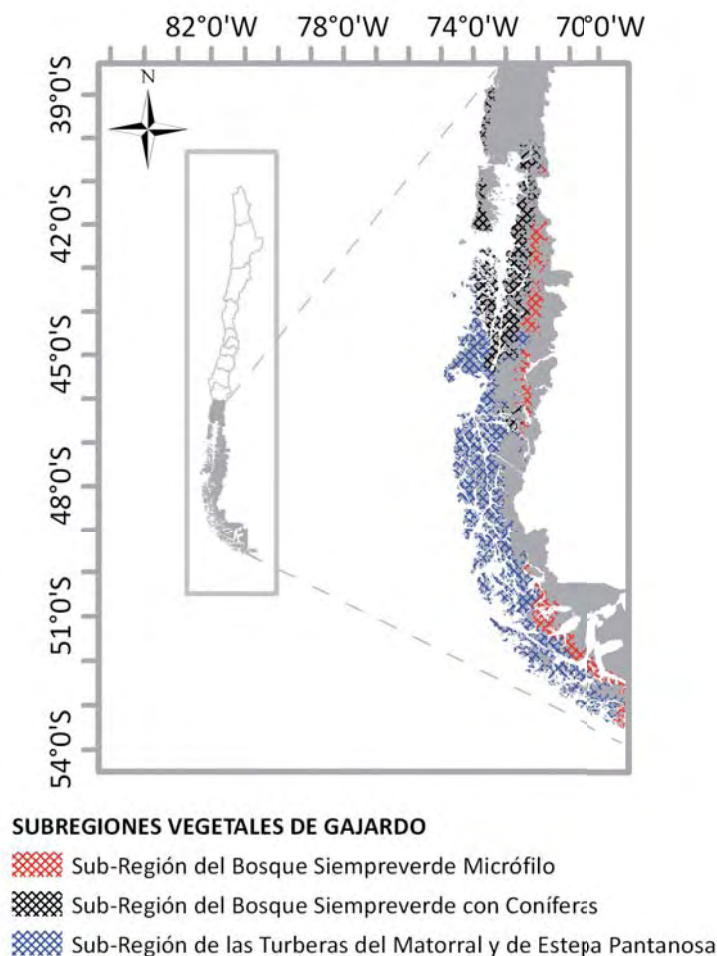
- Bosque Laurifolio de Valdivia
- Bosque Laurifolio del Archipiélago de Juan Fernández

No se registraron trabajos científicos que hagan referencia al efecto del fuego sobre los ecosistemas, cuyas áreas de estudio se encuentren dentro de los límites de esta región vegetal.

4.6 Región del Bosque Siempreverde y de las Turberas

Esta región se extiende desde la Región de los Lagos hasta la Región de Magallanes y la Antártica Chilena (Figura 4.6). Esta zona presenta altas precipitaciones y bajas temperaturas, lo cual es una limitante para el desarrollo de la vegetación (Gajardo, 1994). Las quemadas agrícolas y la práctica de roce de bosques con fuego, han sido en esta región grandes destructores de la vegetación y el suelo. Solamente en 1986, más de 8000 has. de bosques antiguos fueron arrasadas por el fuego en las montañas costeras situadas a los 41° S (Quintanilla, 2001).

Figura 4.6: Región del Bosque Siempreverde y de las Turberas. Las sub-regiones achuradas no registran estudios científicos.



Según la clasificación de Gajardo (1994), esta región se divide en tres sub-regiones (Figura 4.6):

- Bosque Siempreverde Micrófilo
- Bosque Siempreverde con Coníferas
- Turberas, Matorral y Estepa Pantanosa

Los trabajos científicos asociados a esta región vegetal están concentrados en la sub-región del bosque siempreverde con coníferas, asociados a la especie *Fitzroya cupressoides*. Éstos se detallan a continuación:

Bosques de Fitzroya cupressoides (Alerce)

Fitzroya cupressoides, es una especie de género monotípico y endémico de Chile y Argentina. Los bosques de *F. cupressoides* son poco diversos en cuanto a estructura, presentando un dosel relativamente abierto con un sotobosque arbustivo relativamente denso. Las especies dominantes son las coníferas *F. cupressoides* o *Pilgerodendron uviferum* (Ciprés de las Guaitecas), acompañadas por

especies del género *Nothofagus* de hoja perenne, y elementos laurifolios, especialmente en la parte norte (Gajardo, 1994).

La gran cantidad de individuos muertos de *F. cupressoides*, ha permitido establecer que antiguamente hubo individuos de importantes diámetros en las mesetas al norte de los ríos San Pedro y Llico (41° y 41,5° S), sin embargo en la zona hoy en día no queda ningún árbol adulto de alerce capaz de generar semillas para garantizar la sobrevivencia de la especie. La destrucción por fuego también ha sido muy intensa hacia la meseta superior de la cordillera del Zrao (al sur de los 41° S). Muchos bosques de *F. cupressoides* han sido talados y quemados intencionalmente para dar un uso agrícola al terreno y su reestablecimiento en estas zonas es escaso o inexistente (Silla *et al.*, 2002). Sólo en 1998 fueron incendiadas 9000 hectáreas de bosques de *F. cupressoides* con el propósito de explotar posteriormente los árboles muertos (Quintanilla, 2001).

Los alerces de diámetro (DAP) mayores a 1,5 m, poseen una corteza con un grosor mayor a 20 cm., permitiéndoles sobrevivir a incendios forestales de magnitud, condición que no presentan las especies asociadas de corteza más delgada como *Laureliopsis philippiana* (tepa), *N. dombeyi* y *Saxegothaea conspicua* (mañío de hojas cortas). De esta forma, al incendiarse el bosque aumentan las posibilidades de regeneración de *F. cupressoides* debido a su condición de especie intolerante dependiente de disturbios como incendios, deslizamientos de tierra o inundaciones, que generan claros en el dosel (Veblen *et al.*, 2003). No obstante el aumento en la frecuencia de incendios forestales puede afectar críticamente la regeneración de esta especie. Por otro lado, la regeneración natural establecida está enfrentando la competencia de *Chusquea quila var. valdiviensis* (quila) y otras especies que han ganado espacio con el cambio radical del ambiente. Así, la regeneración de los bosques de *F. cupressoides* es moderada, pero prácticamente nula en los matorrales secundarios formados tras la quema y tala de bosques primitivos (Quintanilla, 2001).

En la depresión central de Chile, situada desde El Lago Llanquihue hasta el Golfo de Ancud, en 6 sitios ubicados aproximadamente entre los 41°20' y los 41°45' sur, Silla *et al.*, (2002), estudiaron la regeneración de *F. cupressoides* frente a disturbios, sus requerimientos para el establecimiento y el origen de su regeneración (vegetativa o por semillas). La distribución de clases de edad registrada, indica un establecimiento tras disturbios. Se detectan ambos orígenes de regeneración, prevaleciendo la vegetativa. La regeneración por semillas ocurre cuando la cobertura del dosel es inferior al 40%. Los resultados del estudio apuntan a una abundante regeneración de *F. cupressoides* cuando las condiciones ambientales son adecuadas. Los resultados sugieren además que el modo de regeneración puede ser considerado catastrófico, lo que quiere decir que ésta se manifiesta tras disturbios devastadores, como incendios forestales, tala de bosques, deslizamientos de tierra, etc., sin embargo, la persistencia de la especie depende de una protección continua y la disponibilidad de sitios para su reestablecimiento.

El uso de la dendrocronología como herramienta para determinar el motivo de muerte de un individuo de *F. cupressoides*, se describe en Wolodarsky-Franke & Lara (2005). Como consecuencia, esta técnica permite conocer exactamente la periodicidad de incendios que afectan estos bosques y si la intensidad de ellos ha sido suficiente como para matar los árboles, actuando como una herramienta útil para futuros estudios en la determinación de regímenes de fuego e impacto en la supervivencia de la especie.

4.7 Región de la Estepa Patagónica

Esta región se encuentra en el extremo árido-frío del continente sudamericano (Figura 4.7). La vegetación se caracteriza por la presencia de pastos y arbustos bajos, con una fuerte penetración de elementos andino-patagónicos en el margen occidental (Gajardo, 1994).

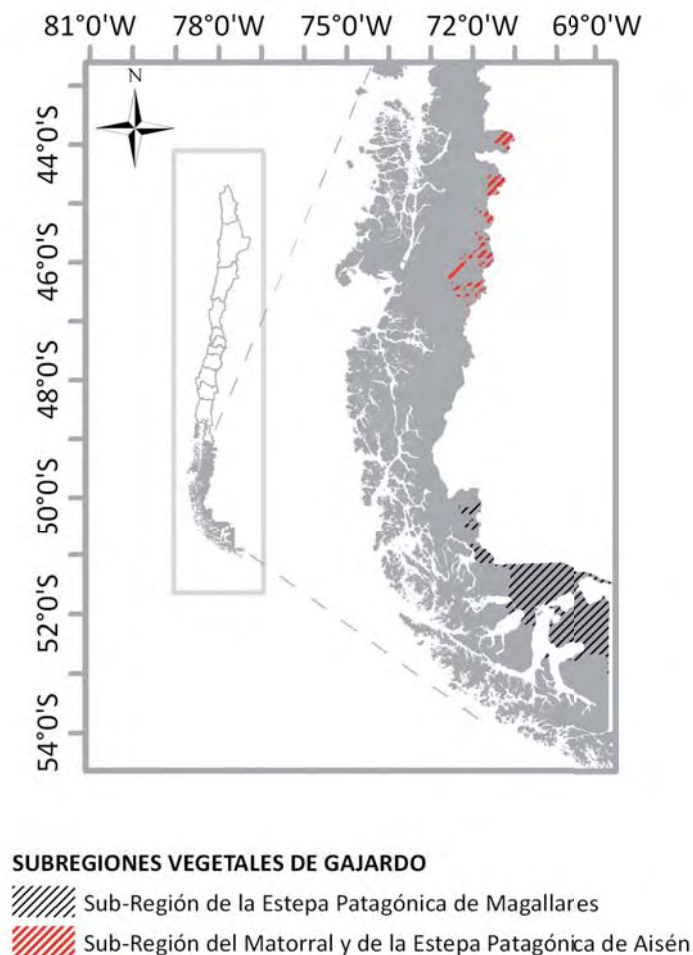
Según la clasificación de Gajardo (1994), esta región se divide en dos sub-regiones (Figura 4.7):

- Matorral y Estepa Patagónica de Aysén
- Estepa Patagónica de Magallanes

En la estepa patagónica argentina la recuperación tras incendios es relativamente rápida debido a que está compuesta principalmente por arbustos y herbáceas que tienen yemas basales en órganos subterráneos. Sin embargo, la erosión post-fuego y el ramoneo pueden impedir dicha recuperación (Veblen *et al.*, 2003).

Para Chile no se registraron trabajos científicos que hagan referencia al efecto del fuego sobre los ecosistemas o temas relacionados, cuyas áreas de estudio se encuentren dentro de los límites de esta región vegetacional.

Figura 4.7: Región de la Estepa Patagónica. Las sub-regiones achuradas no registran estudios científicos.



CAPÍTULO 5: Restauración Ecológica en Chile

La gran mayoría de las iniciativas de restauración ecológica provienen de Estados Unidos y Europa. A modo de ejemplo, en Estados Unidos se gastan mil millones de dólares al año en la restauración de ecosistemas degradados (Jenkinson *et al.*, 2006), mientras que en Chile, la información sobre proyectos o casos de estudio es muy escasa. En Chile, por lo general, la información se encuentra dispersa y muchas veces corresponde a proyectos de compañías privadas que no ponen a disposición la información recabada. Esto, lamentablemente juega en contra de las nuevas iniciativas, ya que el tener una base de datos sobre proyectos permite a los restauradores ahorrar dinero, tiempo y esfuerzo, evitando los errores cometidos en otros proyectos. Asimismo, permitiría adoptar estrategias para aumentar la probabilidad de éxito (Clewell & Rieger, 1997).

5.1 Iniciativas de Restauración Ecológica en Chile

Si bien en Chile existen publicaciones sobre lineamientos o propuestas de restauración, lamentablemente el elevado costo de muchos de estos proyectos complica la puesta en marcha de estas iniciativas. Algunas de las iniciativas desarrolladas en Chile incluyen:

Alerce 3000, desarrollada por el Parque Pumalín. Se trata de un programa de producción de plantas y reforestación de los sitios que ocupaba antiguamente la especie, con miras a la total restauración de dichos ecosistemas. En el contexto del proyecto se entiende por restauración al proceso mediante el cual se busca reproducir las etapas de la sucesión natural de los ecosistemas, imitando a la naturaleza (Parque Pumalín, 2003).

Restauración de bosques esclerófilos en el Valle de Casablanca, Chile central, a cargo del Dr. Cristián Echeverría de la Universidad de Concepción, con la colaboración de Fauna y Flora Internacional, Chiletabacos S.A. y FORECOS- Universidad Austral de Chile. Este proyecto tiene como objetivo convertir un bosque de Eucalyptus a un bosque de especies nativas del tipo forestal esclerófilo.

Restauración de matorrales abandonados con la conífera endémica *Pilgerodendron uviferum* (Cupressaceae) en el norte de la Isla Grande de Chiloé, desarrollado por la Universidad Austral de Chile, Universidad de Chile, Fundación Senda Darwin y Universidad Católica de Chile.

Proyecto de restauración de araucarias en un sector denominado «Villa Las Araucarias» en Carahue, a cargo del Dr. Cristián Echeverría de la Universidad de Concepción, donde entre otras tareas, se pretende lograr la producción de plantas, la restauración de bosques a través de plantaciones y siembra directa de semillas, el establecimiento de una red de conservación y protección de estos bos-

ques y la integración de las comunidades locales en las actividades de conservación y restauración de esta especie.

Proyecto de conservación y restauración de alerce en la depresión intermedia, que busca restaurar el hábitat del alerce y conservar un bosque secundario remanente en la Depresión Intermedia del sur de Chile, desarrollado por la Universidad Austral de Chile y la Universidad de Concepción, a cargo del Dr. Antonio Lara.

Experimentos de restauración de especies leñosas de la zona central desarrollados por la Universidad Católica de Chile, a cargo del Dr. Juan Armesto, que buscan determinar el rol de diferentes factores bióticos tales como la fragmentación, herbivoría, cobertura de hierbas, fijación de nitrógeno por especies nodrizas e identidad de especies exóticas y de factores abióticos tales como la disponibilidad de agua y la sobrevivencia y el crecimiento de diferentes especies.

Restauración ecológica en los ecosistemas de los bosques nativos de la zona de Aysén, a cargo del Dr. Víctor Quintanilla, de la Universidad de Santiago de Chile.

Proyecto ReForLan (Restoration of Forest Landscapes for Biodiversity Conservation and Rural Development in the Drylands of Latin America), a cargo de varias instituciones nacionales y extranjeras entre las cuales se encuentra la Universidad Católica de Chile, busca identificar y promover acercamientos para el manejo sostenible de ecosistemas forestales en zonas áridas, por medio de la investigación de técnicas de restauración ecológica usando especies nativas de valor económico.

5.2 Restauración Post-fuego en Chile

Las principales actividades de recuperación post-fuego que se llevan a cabo actualmente en Chile, no son estrictamente iniciativas de restauración ecológica, sino más bien corresponden a actividades netamente de rehabilitación y revegetación. Usando estos conceptos, CONAF ha desarrollado proyectos en algunas zonas del país afectadas por graves incendios. Es el caso de los proyectos de rehabilitación llevados a cabo tras los incendios de la Rufina en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins y la Reserva Nacional Malleco en la Región de La Araucanía. Del mismo modo, existen algunas iniciativas privadas como la de forestal Celco S.A en el sector de cordillera de las mulas (VI región), las que también deberían clasificarse como actividades de rehabilitación y/o de recuperación, ya que incluso en algunos casos se promueve el uso de especies exóticas. A pesar que estas actividades son iniciativas positivas para la recuperación de algunas funciones de los ecosistemas, lamentablemente no aseguran la recuperación de la salud, integridad y sustentabilidad de los ecosistemas a largo plazo.

Si las iniciativas de rehabilitación y revegetación son pocas, los proyectos específicos para restauración ecológica post-fuego en Chile son casi inexistentes, salvo por la iniciativa llevada a cabo en el Parque Nacional Torres del Paine en la Región de Magallanes y la Antártica Chilena, luego del incendio ocurrido en el año 2005.

El «Resumen de gestión restauración zonas afectadas por incendio 2005 en el Parque Nacional Torres del Paine» (2007), indica que las actividades, denominadas de restauración, ya estaban parcialmente terminadas. Si bien el «Plan de restauración del patrimonio natural del Parque Nacional Torres del Paine afectado por incendio forestal 2005» (2005), no indica qué actividades específicas se pretenden llevar a cabo, al parecer se han preocupado de planificar, implementar y monitorear algunas medidas. Por otro lado, en el resumen de gestión se puede ver el desarrollo de actividades como la construcción de invernaderos para la producción de plantas, mejoramiento de cercos para

evitar la entrada de herbívoros, control de erosión, y reforestación de algunas zonas impactadas. Cabe destacar que se han llevado a cabo actividades de monitoreo de la respuesta de la vegetación posterior al incendio, que han proporcionado información relevante, como por ejemplo, que la recuperación natural del estrato herbáceo ha tomado sólo 3 años. En cambio, el estrato arbustivo presenta mayores problemas para poder reestablecerse naturalmente, indicando que los esfuerzos deberían enfocarse en ese tipo de agrupaciones vegetales.

CAPÍTULO 6:

Carencias y Demandas de Investigación para Desarrollar Iniciativas de Restauración Ecológica en Chile

La restauración ecológica es una disciplina relativamente nueva en el mundo, sólo en los últimos 15 años ha evolucionado hacia un área atractiva para la investigación básica y pasó a ser publicada en revistas indexadas (Young *et al.*, 2005). En Chile esta disciplina se encuentra poco desarrollada, lo que se manifiesta en los escasos científicos que abordan las temáticas de restauración, en diferentes enfoques y en la falta de conocimiento y estandarización de formas de realizar la restauración.

Por otro lado, los escasos cursos y programas de postgrado que integran tópicos de esta disciplina hacen que la restauración ecológica en Chile, aunque incipiente, esté bastante limitada. Ello ha influido en que, en estricto rigor, hasta el momento no se hayan desarrollado actividades de restauración ecológica en Chile. Esta situación ha derivado en que los pocos estudios al respecto estén escasamente publicados y se basen principalmente en lineamientos de restauración. Asimismo, la cantidad de iniciativas prácticas son aún más escasas, debido a la dificultad de conseguir fondos nacionales, ya que éstos no incluyen a la restauración como disciplina adjudicable. Los proyectos actualmente en funcionamiento en su gran mayoría son financiados por fondos internacionales y/o nacionales privados.

6.1 Carencias de Investigación

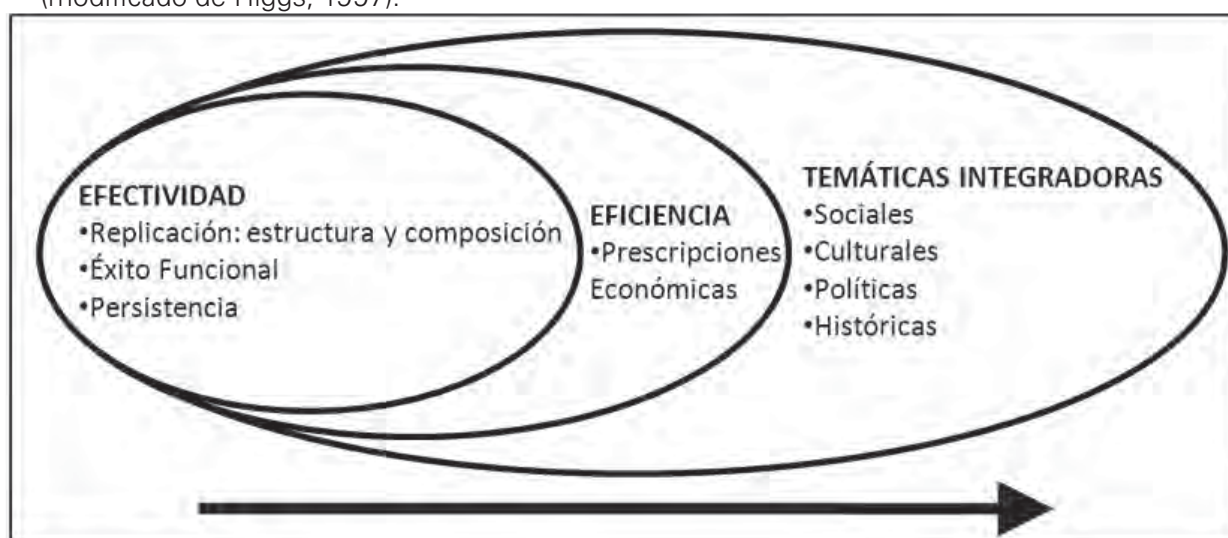
Como resultado de este estudio se detectó una clara deficiencia de información básica, necesaria para el desarrollo de proyectos de restauración. Las carencias de investigación se ordenaron de acuerdo a una estructura jerárquica, acorde con escalas de paisaje, comenzando por estructura de paisaje, luego formaciones vegetacionales y finalizando con las falencias a nivel de especie.

No se encontró ningún tipo de estudio a nivel de paisaje que evalúe patrones de distribución de componentes bióticos y abióticos y que los relacione con dinámicas de incendio y procesos de restauración post-fuego. En el caso de formaciones vegetacionales, sólo existe documentación en relación a los regímenes y dinámicas de incendios de la zona de matorral y bosque esclerófilo, pero no se encontraron trabajos relacionados con restauración ecológica de formaciones vegetacionales post-fuego. Sin embargo, existen trabajos en dinámicas sucesionales para algunas formaciones vegetales, que pueden ser de utilidad para diseñar estrategias de restauración post-fuego. La situación en el caso de estudios de especie específicos tampoco es alentadora, existiendo escasos estudios en que se evalúe el comportamiento y respuesta al fuego de especies vegetales.

6.2 Demandas de Investigación

Las demandas de investigación surgidas como resultado de la realización de encuestas a especialistas y de la información recopilada en este documento, las hemos agrupado en tres áreas temáticas, organizadas de acuerdo al esquema entregado por Higgs (1997) (Figura 6.1). Este esquema representa la relación entre la efectividad, eficiencia y temáticas integradoras que influyen directamente en un adecuado proceso de restauración ecológica.

Figura 6.1: El núcleo de la restauración ecológica (efectividad) establece la fidelidad ecológica de la acción. Sin embargo, es necesaria su integración con sucesivas capas de tópicos complementarios para componer el concepto expandido de una «buena restauración ecológica» (modificado de Higgs, 1997).



Las demandas de investigación que guardan relación con la efectividad de una restauración exitosa son las siguientes:

1. Realizar estudios a nivel de paisaje que permitan identificar las áreas con mejores potenciales de recuperación y en donde ésta sea factible.
2. Generar y/o mejorar el conocimiento de la composición y estructura pasada original de los tipos de ecosistemas, especialmente en aquellos ecosistemas amenazados en donde aún existan fragmentos poco perturbados desde donde se pueda conocer la composición original de éstos.
3. Ahondar en el efecto de ENSO (El Niño Southern Oscillation) en distintos ecosistemas, asociado a disponibilidad de agua y efecto de la herbivoría.
4. Disponer de estudios relacionados con el efecto de la intensidad, magnitud y periodicidad de los incendios sobre las diversas formaciones vegetacionales, para desarrollar una crono-

logía de incendios basada en anillos de crecimiento y así sistematizar las respuestas de las plantas a los incendios.

5. Establecer vías sucesionales y mecanismos ecológicos que permitan el desarrollo sucesional, tal como: influencia de la lluvia de propágulos, algunos tipos de interacciones entre plantas y entre plantas y animales.
6. Evaluar el impacto que ejercen los cambios edáficos producto del fuego sobre la regeneración y establecimiento de la vegetación.
7. Generar información necesaria para crear estrategias de restauración ecológica sitio-específicas y especie-específicas.
8. Generar conocimiento técnico sobre el manejo de semillas y del cultivo de las distintas especies, así como también la respuesta de éstas a condiciones limitantes como: estrés hídrico, suelos degradados, viento, etc. A pesar de que hay conocimiento al respecto, no es suficiente para las especies necesarias para restaurar un sistema degradado.

Las demandas de investigación que guardan relación con la eficiencia de una restauración exitosa son las siguientes:

1. Valorización económica de la restauración ecológica.
2. Creación de indicadores de gestión, costos, horizontes de trabajo, para determinar si las acciones de restauración de un área son un factor determinante en su recuperación.
3. Elaboración de un adecuado programa de apoyo técnico y económico para incentivar la restauración de predios privados.

Las demandas de investigación que guardan relación con las temáticas integradoras para una restauración exitosa son las siguientes:

1. Incentivar la formación sistemática en Universidades y promover la especialización para aumentar el número de investigadores y científicos dedicados al tema.
2. Integrar la investigación con las iniciativas prácticas, para generar procesos multidisciplinarios y participativos.
3. Involucrar en el proceso a las comunidades locales, sus necesidades sociales y económicas e integrarlas con los aspectos ecológicos de la restauración.
4. Creación de políticas públicas que promuevan iniciativas de restauración a nivel público y privado.

Los autores de este libro agradecen la cooperación en la elaboración de este capítulo a: Eduardo Arellano, Pablo Becerra, Juvenal Bosnich, Marcela Bustamante, Cristián Echeverría, Elke Huss, Víctor Quintanilla, Marcia Ricci, Álvaro Salazar e Ignacio Schiappacasse.

REFERENCIAS

- AAGESEN D., 2004. Burning monkey-puzzle: Native fire ecology and forest management in northern Patagonia. *Agriculture and Human Values*. 21; 233-242.
- ABARZÚA A & MORENO P. 2008. Changing in fire regimes in the temperate rainforest region of southern Chile over the last 16000 yr. *Quaternary Research*, 69: 62-71.
- ABRAMS, M.D. 1992. Fire and the development of oak forests. *Bioscience*. 42; 346-353.
- AGEE JK. 1996. *Fire ecology of Pacific north-west forest*. Island Press. Washington DC, USA. 505 pp.
- ALLEN E., 2002. What are the limits to restoration of disturbed Ecosystems? *Ecosistemas*. Año XI N°1.
- ALVARADO E., SANDBERG D.V., CARVALHO J.R. JA., GIELOW R. & SANTOS J.C. 2004. Landscape fragmentation and fire vulnerability in primary forest adjacent to recent land clearings in the Amazon arc of deforestation. *Floresta* 34; 169-174.
- ANAND M., LAURENCE S. & RAYFIELD B., 2005. Diversity relationships among taxonomic groups in recovering and restored forest. *Conservation Biology*. 19; 955-962.
- ANDERSON, RC. 1981. An evolutionary model summarizing the roles of fire, climate, and grazing animals in the origin and maintenance of grasslands: an end paper. En: Estes JR, RJ Tyrl & JN Brunken (eds) *Grasses and grasslands: systematics and ecology*: 297-308. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma.
- ARAYA S. & ÁVILA G., 1981. Rebrote de arbustos afectados por el fuego en el matorral chileno. *Anales Museo Historia Natural, Valparaíso*. 14; 107-113.
- ARC (AUCKLAND REGIONAL COUNCIL) 2007. *Native Forest Restoration Planting*. The Auckland Regional Council, Auckland, New Zealand. 4pp.
- ARMESTO J. & GUTIÉRREZ J., 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile Central. *Anales Museo Historia Natural, Valparaíso* 11; 43-48.
- ARMESTO JJ. & PIQUETT STA., 1985. A mechanistic approach to the study of succession in the Chilean matorral. *Revista Chilena Historia Natural*. 58; 9-17.
- ASCHMANN H. & BAHRE C., 1977. Man's impact on the wild landscape. In: Mooney HA (ed) *Convergent evolution of Chile and California Mediterranean climate ecosystems*: 73-84 pp.. Dowden, Hutchinson & Ross, Stroudsburg, Pennsylvania, USA.
- AULD, T.D. 1986. Population dynamics of the shrub *Acacia suaveolens* (Sm.) Willd: fire and the transition to seedlings. *Australian Journal of Ecology*. 11; 373-375.

- ÁVILA G., ALJARO ME. & SILVA B., 1981. Observaciones en el estrato herbáceo del matorral después del fuego. *Anales Museo Historia Natural, Valparaíso*, 14; 99-105.
- ÁVILA G., G. MONTENEGRO & M. ALJARO. 1988. Incendios en la vegetación mediterránea. En: E. Fuentes & S. Prenafreta (eds.) *Ecología del paisaje de Chile Central. Estudios sobre sus espacios montañosos*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago. pp 81-89.
- BALAGUER, L., 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. *Ecosistemas* año XI. N°1.
- BARNES T.A. & VAN LEAR D.H. 1998. Prescribed fire effects on advanced regeneration in mixed hardwood stands. *Southern Journal of Applied Forestry*. 22; 138-142.
- BARRÍA J., 2007. Estructura y regeneración de *Austrocedrus chilensis*, en la reserva nacional río de los cipreses. Proyecto de título presentado a la Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Escuela Ingeniería Forestal, Valdivia.
- BASCUÑÁN A., 1999. Regeneración Post-fuego en el bosque esclerófilo de Chile Central. Seminario de Título. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. 68 pp.
- BENOIT I., 1989. Libro rojo de la flora chilena. CONAF. Santiago, Chile.
- BLACKHALL M. & RAFFAELE E., 2005. Efectos de los incendios y del pastoreo sobre la regeneración temprana de bosques mixtos de *Nothofagus dombeyi* y *Austrocedrus chilensis*. II Convención Ambiental Universitaria Patagónica.
- BOND WJ. & VAN WILGEN BW. 1996. Fire and plants. *Population and Community Biology Series*. 14. Chapman & Hall. London, UK. 263 pp.
- BRENNAN A., ENGSTROM R.T., PALMER W.E., HERMAN S.M., HURST, G.A., Burger, L.W. & Hardy, C.L. 1998. Whither wildlife without fire. *Transactions of the 63rd North American Wildlife and Natural Research Conference*.
- BROSE P.T., VAN LEAR D.H. & KEYSER P.D. 1999. A shelterwood-burn technique for regenerating productive upland oak sites in the Piedmont region. *Southern Journal of Applied Forestry*. 23; 158-163.
- BROWN JK. & SMITH JK. 2000. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 pp.
- BURNS R. 1993. Fire-Induced Dynamics of *Araucaria araucana*-*Nothofagus antarctica* Forest in the Southern Andes. *Journal of Biogeography*, Vol. 20, No. 6, pp. 669-685.
- BUSTAMANTE R. & GREZ AA., 1995. Fragmentación del bosque nativo: ¿En qué estamos? *Ambiente y Desarrollo* 20; 89-91.
- BUSTOS-SCHINDLER C., LE QUESNE C., GONZÁLEZ M. & SOLARI M., 2007. Historia de incendios en bosques de *Austrocedrus chilensis* (d. don.) pic. serm. et biz. en la cuenca andina del Río Cachapoal, Chile. Universidad Austral de Chile.
- CHANG C. 1996. Ecosystem responses to fire and variations in fire regimes. In *Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress, vol. II, Assessments and scientific basis for management options*. Davis: University of California, Centers for Water and Wildland Resources. Pp.1071-1099.
- CHUVIECO E., GICLIO L. & JUSTICE C. 2008. Global characterization of FIRE activity: toward defining FIRE regimes from Herat observation data. *Global Change Biology*. 14; 1-15.
- CLEWELL A. & RIEGER JP., 1997. What practitioners need from restoration ecologists. *Restoration Ecology* 5; 350-354.

- COCHRANE MA. & SCHULZE MD. 1999. Fire as recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31; 2-16.
- COCHRANE MA. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology* 15; 1515-1521.
- COCHRANE MA., 2003. Fire science for rainforest. *Nature* 421; 913-919.
- DAVIS M. & MEURK C., 2001. Protecting and restoring our natural heritage – a practical guide. Department of Conservation, Christchurch, New Zealand. 95 pp.
- DE-BANO LF., NEARY DG. & FFOLLIOTT PF. 1998. Fire's effects on ecosystems: it's effect on soil and other ecosystem. Wiley publisher. 352 pp.
- DENSMORE R., VANDER MEER M. & DUNKLE N., 2000. Native Plant Revegetation Manual for Denali National Park and Preserve. U.S. Geological Survey Biological Resources Division Alaska Science Center Anchorage, Alaska. 51pp.
- DESTIN FL., 2007. Proceedings RMRS-P-46CD. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 662 pp.
- DIDHAM RK. & LAWTON JH., 1999. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica*. 31; 17-30.
- DOERR SH., SHAKESBY RA. & MACDONALD LH., 2007. Libro en prensa. Soil Water Repellency: A Key Factor in Post-Fire Erosion. In: Cerda, A. & Robichaud P. (Eds) Restoration Strategies after Forest Fires.
- DONOSO C., 1981. Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile. Documento de Trabajo N° 38. Investigación y Desarrollo Forestal. CONAF, PNUD-FAO. Publicación FAO Chile.
- DONOSO C., 1993. Bosques templados de Chile y Argentina, variación, estructura y dinámica. *Ecología Forestal*. Editorial Universitaria, Santiago. 483 pp.
- DONOSO C., 1997. *Ecología Forestal: El bosque y su medio ambiente*. Editorial Universitaria. V Edición. Santiago. Chile. 369 pp.
- DORNER J. & BROWN S., 2000. A guide to restoring a native plant community. University of Washington, 59 pp.
- DORNER J., 2002. An introduction to using native plants in restoration projects. Plant Conservation Alliance, Bureau of Land Management, US Department of Interior, U.S. Environmental Protection Agency. 66 pp.
- FAHRING L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34; 487-515.
- FAO., 2001. Global forest fire assessment 1990-2000. Goldammer JG. & Mutch RW. (eds). Forest Resources Assessment, FAO, Rome. (Disponible en línea en www.fao.org/documents).
- FAO., 2007. Fire management global assessment 2006. A thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005. Rome.
- FJELDSA J. & M. KESSLER. 1996. Conserving the biological diversity of Polylepis woodlands of the highland of Peru and Bolivia. A Contribution to Sustainable Natural Resource Management in the Andes. Nordic Foundation for Development and Ecology, Copenhagen, Denmark. 250 pp.
- FLANNINGAN M., STOCKS B. & WEBER M. Fire regimes and climatic change in canadian forest. 97-119. En: Veblen, T., W. Baker, G. Montenegro & T. Swetnam (eds.). Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas. Springer Verlag, New York.

- FORD W. M., RUSELL K. R. & MOORMAN C. E. 2000. The Role of Fire in Nongame Wildlife Management and Community Restoration: Traditional Uses and New Directions. Proceedings of a Special Workshop. USDA Forest service. Nashville, Tennessee, Estados Unidos. 152 pp.
- FUENTES ER. & ESPINOZA G., 1986. Resilience of shrublands in central Chile: a volcanism-related hypothesis. *Interciencia* 11; 164-165.
- FUENTES ER. & MUÑOZ MR., 1995. The human role in changing landscape in central Chile: implications for intercontinental comparison. En: *Ecology and biogeography of mediterranean ecosystems in Chile, California, and Australia*, eds. M.T.K. Arroyo, P.H. Zedler, & M.D. Fox. Springer-Verlag, New York. pp. 401-417.
- GAJARDO R., 1994. *La Vegetación Natural de Chile. Clasificación y Distribución Geográfica*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 165 pp.
- GASCON C., WILLIAMSON GB. & DA FONSECA G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288; 1356-1358.
- GILLIAM FS. & WJ. PLATT. 1999. Effects of long-term fire exclusion on tree species composition and stand structure in an old-growth *Pinus palustris* (Longleaf pine) forest. *Plant Ecology* 140: 15-26.
- GLITZENSTEIN J, WJ. PLATT. & DR. STRENG. 1995. Effects of fire regime and habitat on the tree dynamics in north Florida longleaf pine savannas. *Ecological Monographs* 65: 441-476.
- GOBBI M. & SANCHOLUZ L., 1992. Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en los primeros años. *Bosque* 13; 25-32.
- GOLDAMER GG. 1991. Tropical wild land-fires and global changes: prehistoric evidence, present fire regimes and future trends. Pp. 83-91. En JS Levine editores. *Global biomass burning: Atmospheric, climatic and biospheric implications*. The MIT press, USA.
- GONZÁLEZ M. & VEBLÉN T. 2006. Climatic influence on Fire in *Araucaria araucana* - *Nothofagus* forests in the Andean cordillera of south-central Chile. *Ecoscience* 13 (3): 342-350.
- GONZÁLEZ M. & VEBLÉN T. 2007. Incendios en bosque de *Araucaria araucana* y consideraciones ecológicas al madereo de aprovechamiento en áreas recientemente quemadas. *Revista Chilena de Historia Natural*. Vol 80. N°2, pp. 243-253.
- GONZÁLEZ M., VEBLÉN T. & SIBOLD J. 2005. Fire history of *Araucaria-Nothofagus* forests in Villarrica National Park, Chile. *Journal of Biogeography*, N°32, pp. 1187-1202.
- GOODWIN K., MARKS G. & SHELEY R., 2006. *Revegetation Guidelines for Western Montana: Considering Invasive Weeds*. The Missoula County Weed District, Missoula, USA, 45 pp.
- HARRIS J., HOBBS R., HIGGS E. & ARONSON J., 2006. Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*. 14; 170-176.
- HARTFORD RA. & FRANDBSEN WH., 1992. When it's hot, it's hot—or maybe it's not (surface flaming may not portend extensive soil heating). *International Journal of Wildland Fire*. 2; 139-144.
- HIGGS ES., 1997. What is Good Ecological Restoration?. *Conservation Biology*. 11; 338-348.
- HILLEL D., 1992. *Out of the Earth. Civilization and the life of the soil*. University of California Press. 332 pp.
- HOBBS R., 2005. The Future of Restoration Ecology: Challenges and Opportunities. *Restoration Ecology*. 13; 239-241.
- HOBBS RJ. & HARRIS JA., 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology*. 9; 239-246.

- HOFFMANN A.J., LIBERONA F. & HOFFMANN A.E. 1998. Distribution and Ecology of Geophytes in Chile. Conservation Threats to Geophytes in Mediterranean-Type Region. En: Landscape degradation and biodiversity in Mediterranean-Type ecosystems, Springer-verlag. 432 pp.
- HUECK K., 1978. Los Bosques de Sudamérica. Soc. Alemana de Cooperación Técnica, 474 pp. En: Gobbi, M. & L. Sancholuz. 1992. Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en los primeros años. *Bosque* 13; 25-32.
- HUXEL GR. & HASTINGS A., 1999. Habitat Loss, Fragmentation, and Restoration Restoration Ecology 7; 309-315.
- JENKINSON R., BARNAS K., BRAATNE J., BERNHARDT E., PALMER M., ALLAN J. & THE NATIONAL RIVER RESTORATION SCIENCE SYNTHESIS. 2006. Stream Restoration Databases and Case Studies: A Guide to Information Resources and Their Utility in Advancing the Science and Practice of Restoration. *Restoration Ecology* 14; 177-186.
- KEELEY JE. 1991. Seed Germination and Life History Syndromes in the California Chaparral. *The Botanical Review*. 57: 81-116.
- KEELEY JE., 1995. Bibliography on fire ecology and general biology of mediterranean-type ecosystems. International Association of Wildland Fire.
- KELTY MJ. 1997. Silvicultural management of wildlife habitat. En: Smith DM, BC Larson, MJ Kelty & PMS Ashton (eds) *The practice of silviculture*: 483-507. John Wiley, New York, New York.
- KITZBERGER T. & VEBLEN T. 1999. Fire-induced changes in northern Patagonian landscapes. *Landscape Ecology*. 14: 1-15.
- KNAPP A., 1986. Postfire water relations, production, and biomass allocation in the shrub, *Rhus glabra*, in tallgrass prairie. *Botanical Gazette*. 147; 90-97.
- KOSIEL K., 2006. Caracterización de la vegetación y propuesta de lineamientos de restauración del matorral y bosque esclerófilo en la microcuenca «El Maqui», Pichilemu (VI región, Chile). Tesis para optar al grado de Ingeniero Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Departamento de Ciencias Forestales.
- KRUSE R., BEND E. & BIERZYCHUDEK P., 2004. Native plant regeneration and introduction of non-natives following post-fire rehabilitation with straw mulch and barley seeding. *Forest Ecology and Management* 196; 299-310.
- LARA A., WOLODARSKY A., ARAVENA J., CORTÉS M., FRAVER S. & SILLA F., 2003. En: Veblen, T.T.; W.L. Baker, G. Montenegro & T.W. Swetnam. eds. *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. Springer-Verlag, New York. pp. 265-293.
- LAURANCE WF. & YENSEN E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55; 77-92.
- LAURANCE WF., LAURANCE SG., Ferreira LV., Rankin-de Merona JM., Gascon C. & Lovejoy TE., 1997. Biomass collapse in amazonian forest fragments. *Science* 278; 1117-1118.
- LAWTON JH., 1999. Are there general laws in ecology? *Oikos*. 84; 177-192.
- LE-QUESNE C. & SANDOVAL L., 2001. Extensión del límite sur para *nothofagus glauca* (phil.) krasser new southern limit for *nothofagus glauca* (phil.) Krasser. *Gayana Botánica*. 58: 139-142.
- LETOURNEAU F., 2006. Estudio de las interacciones positivas y negativas sobre el crecimiento de *Austrocedrus chilensis* durante una etapa inicial de desarrollo, en un matorral sucesional méxico. Trabajo de Tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Biológicas, Centro universitario regional de Bariloche, Universidad Nacional de Comahue.

- LITTON C. & SANTELICES R., 2003. Effect of wildfire on soil physical and chemical properties in a *Nothofagus glauca* forest, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76; 529-542.
- LLORET, F. & M. VILA. 2003. Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 14: 387-398.
- MACDONALD LH., ROUGH D., PIETRASZEK J. & WAGENBRENNER JW., 2004. Post-fire Erosion and the effectiveness of Burned Area Rehabilitation Treatments, Colorado Front Range. Poster.
- MALDONADO F., 2005. Apuntes del Curso Ciencia y Manejo del Fuego. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- MARSDOTTIR A., ARADOTTIR A. & TRILICA M., 2003. Microsite availability and establishment of native species on degraded and reclaimed sites. *Journal of Applied Ecology*. 40; 815-823.
- MARTÍNEZ E., 2000. Restauración ecológica y biodiversidad. *Biodiversitas*. 28; 11-14.
- MERMOZ M., KITZBERGER T. & VEBLÉN T., 2005. Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in patagonian forests and shrublands. *Ecology*. 86; 2705-2715.
- MILLER M., 2000. Fire Autoecology. En Brown JK. & Smith, JK. eds. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*. Gen.Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 p.
- MONEY H. & KUMMEROW J., 1971. The comparative water economy of representative evergreen sclerophyll and drought deciduous shrubs of Chile. *Botanical Gazette*. 132; 245-252.
- MONTENEGRO G., ÁVILA G. & SCHETTE P. 1983. Presence and development of lignotubers in shrubs of the Chilean matorral. *Canadian Journal of Botany*. 61: 1808-1815.
- MONTENEGRO G., DÍAZ F., GÓMEZ M. & GINOCCHIO R. 2003. Regeneration potential of Chilean matorral after fire: an updated view. En: Veblen, T., W. Baker, G. Montenegro & T. Swetnam (eds.). *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas*. Springer Verlag, New York. pp. 381-409.
- MONTENEGRO G., GINOCCHIO R., SEGURA A., KEELY J. & GÓMEZ M. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural*. 77; 455-464.
- MONTES, C. 2002. Lecciones aprendidas en tres años de restauración de ecosistemas en el corredor verde del Guadiamar. *Ecosistemas*. Año XI, N°1.
- MOONEY HA., 1977. Convergent evolution of Chile and California Mediterranean climate ecosystems. Mooney (ed). Dowden, Hutchinson & Ross, Stroudsburg, Pennsylvania, USA.
- MORGAN p., HARDY CC., SWETNAM TW., ROLLINS MG. & LONG DG. 2001. Mapping fire regimes across time and space: understanding coarse and fine-scale patterns. *International Journal of Wildland Fire*. 10; 329-342.
- MUÑOZ MR. & FUENTES ER. 1989. Does fire induce shrub germination in the Chilean matorral? *Oikos*. 56; 177-181
- MURCIA C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE*: 10; 58-62.
- MUTCH RW. 1970. Wildland fires and ecosystems: a hypothesis. *Ecology*. 51; 1046-1051.
- MYERS R.L. 2006. Living with fire: sustaining ecosystems & livelihoods through integrated fire management. *Global fire initiative*. The Nature Conservancy. 36 pp.

- NEARY DG., RYAN KC. & DEBANO LF., (eds), 2005. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water. Gen. Tech. Rep. RMRS Online publication. GTR-42-vol. 4. Ogden UT.: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 pp.
- PARQUE PUMALÍN. 2003. Proyecto 3000. Parque Pumalín, Palena, Chile. Disponible online en: www.parquepuma-lin.cl/content/download/proyectoalerce3000.pdf.
- PETERSON DW., DODSON EK. & HARROD RJ., 2007. Assessing the effectiveness of seeding and fertilization treatments for reducing erosion potential following severe wildfires. In: Butler, B.W.; Cook, W. (comps.). The fire environment - innovations, management, and policy; conference proceedings. 26-30 March, 2007.
- POTASH L. & AUBRY C., (eds), 2007. Olympic National Forest native plant notebook. Publicación online del U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Olympic National Forest, Olympia, WA. 41 pp. + appendices.
- PRIMACK R. & MASSARDO F., 2001. Restauración ecológica. Pp. 559-582 en R., Primak editores. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica, México.
- PRIMACK R., ROZZI R., FEINSINGER P. & MASSARDO F., 2001. Destrucción y degradación del hábitat, pp. 183-223 en R., Primak editores. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas, Fondo de Cultura Económica, México.
- QUINTANILLA V. & CASTRO R., 1998. Seguimiento de las cubiertas vegetales post-incendios forestales en la zona mediterránea costera de Chile. Serie Geográfica. 7; 147-154.
- QUINTANILLA V. & REYES C., 1999. Modificaciones por efecto del fuego en el bosque esclerófilo de quebradas húmedas de Chile Central y su incidencia en la Palma Chilena. Revista Geográfica de Chile Terra Australis, 44: 7-18.
- QUINTANILLA V., 2001. Alteraciones del fuego sobre la biodiversidad de bosques templados. El caso del bosque pluvial costero de Chile. Cuadernos Geográficos, 31, pp. 7-21.
- RAFFAELE E. & VELEN T., 1998. Facilitation by nurse shrubs on resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. Journal of Vegetation Sciences. 9; 693-698.
- RAUNKIAER C., 1937. Plant lives forms. Oxford University Press. London, England. 344 pp.
- ROBICHAUD PR., BEYERS JL. & NEARY DG., 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-63. Fort Collins: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 85 pp.
- ROBICHAUD PR., MACDONALD L., FREEOUF J., NEARY D., MARIN D. & ASHMUN L., 2003. Postfire rehabilitation of the Hayman fire. En: R.T. Graham (ed). Hayman Fire Case Study. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. RM-RS-GTR-114.
- RODRÍGUEZ BW. & VARGAS-RÍOS O., 1997. Estrategias de Regeneración Postquema en un Matorral Altoandino. Biólogo. 39; 155-22.
- RODRÍGUEZ R., MATTHEI O. & QUEZADA M., 1983. Flora arbórea de Chile. Concepción, Chile: Editorial de la Universidad de Concepción.
- ROUGH D., MACDONALD LH. & WAGENBRENNER J., 2004. Effectiveness of post-fire rehabilitation treatments in reducing post-fire sediment yields. Geophysical Research Abstracts, Vol. 6.
- RUNDEL PW., 1981. Fire as an ecological factor. In: Lange OL, PS Nobel, CB Osmond & H Ziegler (eds) Physiological plant ecology I: 501-538. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

- SÁIZ F. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, sector Ocoa, V Región, Chile. I. Problema e incidencia de incendios forestales en Chile. *Anales Museo de Historia Natural* 21; 5-13.
- SANHUEZA PI., 2001. Fire situation in Chile. In: Global forest fire assessment 1990-2000. Goldammer JG. & Mutch RW. (eds). Forest Resources Assessment, FAO, Rome. (Disponible en línea en www.fao.org/documents).
- SCHIMMEL, J. & A GRANSTROM. 1996. Fire severity and vegetation response in the Boreal Swedish forest. *Ecology*, 77: 1436-1450.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group), 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration Internacional. 15 pp.
- SHLISKY, A., WAUGH J., GONZÁLEZ P., GONZÁLEZ M., MANTA M., SANTOSO H., ALVARADO E., AINUDDIN NURUDDIN A., RODRÍGUEZ-TREJO D.A., SWATY R., SCHMIDT D., KAUFMANN M., MYERS R., ALENCAR A., KEARNS F., JOHNSON D., SMITH J., ZOLLNER D. & FULKS W. 2007. Fire, ecosystems and people: threats and strategies for global biodiversity conservation. GFI Technical Report. The Nature Conservancy.
- SILLA F., FRAVER S., LARA A., ALLNUTT T. & NEWTON A., 2002. Regeneration and stand dynamics of *Fitzroya cupressoides* (Cupressaceae) forests of southern Chile's Central Depression. *Forest Ecology and Management*. 165; 213-224.
- SPIES T. 1998. Forest stand structure, composition, and function. En: Kohm KA & JF Franklin (eds) *Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management*: 11-30. Island Press, Washington, District of Columbia.
- THONICKE K., VENEVSKY S., SITCH S. CRAMER W. 2001. The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a dynamic global vegetation model. *Global Ecology and Biogeography*. 10; 661-677.
- TORTORELLI L. 1947. Los Incendios de Bosques en la Argentina. Buenos Aires: Ministerio de Agricultura.
- URBANSKA KM., WEBB NR. & EDWARDS PJ., 1997. Restoration ecology and sustainable development. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 413 pp.
- URRETAVIZCAYA M. & DEFOSSÉ G., 2004. Soil seed bank of *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. et Bizarri related to different degrees of fire disturbance in two sites of southern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*. 187; 361-372.
- VÁZQUEZ DP., 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions*. 4; 175-191.
- VEBLEN TT., BURNS BR., KITZBERGER T. & VILLALBA R., 1995. The ecology of the conifers of southern South America. En: N. J. Enright & R. S. Hill (eds.), *Ecology of the Southern Conifers*. Washington, DC., Smithsonian Institution Press. pp. 120-155.
- VEBLEN TT., 1982. Regeneration patterns in *Araucaria araucana* forests in Chile. *Journal of Biogeography*. 9; 11-28.
- VEBLEN TT., KITZBERGER T. & LARA A., 1992. Disturbance and Forest Dynamics along a Transect from Andean Rain Forest to Patagonian Shrubland. *Journal of Vegetation Science*. 3; 507-520.
- VEBLEN TT., KITZBERGER T., RAFFAELE E. & LORENZ DC., 2003. Fire History and Vegetation Changes in Northern Patagonia, Argentina. En: Veblen, T.T., W.L. Baker, G. Montenegro &

- T.W. Swetnam (eds.) Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas. Springer-Verlag, New York. pp. 265-293.
- VEBLEN TT., KITZBERGER T., VILLALBA R. & DONNEGAN J., 1999. Fire history in northern Patagonia: The roles of humans and climatic variation. *Ecological Monographs* 69; 47-60.
- VEGA J., 2007. Bases ecológicas para la restauración preventiva de zonas quemadas. Thematic Session 8- Restauración de zonas quemadas-Vega, J.A.
- VILLAGRÁN C., MORENO P.I. & VILLA R. 1996. Antecedentes palinológicos acerca de la historia cuaternaria de los bosques chilenos. En: (J.J. Armesto, C. Villagrán & M.T.K. Arroyo, eds) «Ecología de los Bosques Nativos de Chile», Editorial Universitaria, Santiago, pp. 51-69.
- VILLASEÑOR R. & SÁIZ F. 1990a. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, sector Ocoa, V Región, Chile. II. Efecto sobre el estrato arbustivo-arbóreo. *Anales Museo de Historia Natural*. 21; 15-26.
- VILLASEÑOR R. & SÁIZ F. 1990b. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, sector Ocoa, V Región, Chile. III. Efecto sobre el estrato herbáceo. *Anales Museo de Historia Natural*. 21; 27-32.
- WEBER C., 1983. El patrimonio natural de Chile: Características, importancia y alternativas para su preservación. Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Agrarias, Veterinarias y Forestales, Universidad de Chile.
- WHELAN RJ. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 346 pp.
- WILLIS KJ. & BIRKS HK., 2006. Perspective in Biodiversity Conservation What Is Natural? The Need for a Long-Term. *Science*. 314; 1261-1265.
- WOLODARSKY-FRANKE A. & LARA A., 2005. The role of "forensic" dendrochronology in the conservation of alerce (*Fitzroya cupressoides* ((Molina) Johnston)) forests in Chile. *Dendrocronología*. Instituto de Silvicultura, Facultad de Cs. Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- YIBARBUK D., WHITEHEAD PJ., RUSSELL-SMITH J., JACKSON D., GODJUWA C., FISHER A., COOKE P., CHOQUENOT D. & BOWMAN DMJ., 2001. Fire ecology and Aboriginal land management in central Arnhem Land, Northern Australia: A tradition of ecosystem management. *Journal of Biogeography*. 28; 325-343.
- YOUNG TP., PETERSEN DA. & CLARY JJ., 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters*. 8; 662-673.
- ZAMORA R., 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. *Ecosistemas* año XI. N°1.

SEGUNDA SECCIÓN.
FORMACIONES VEGETACIONALES PRIORITARIAS PARA SU RESTAURACIÓN

Introducción a la Segunda Sección

La restauración ecológica es un componente de creciente importancia para la conservación biológica, ya que incorpora una serie de herramientas que pueden ser de gran utilidad para la recuperación de los ecosistemas nativos que se han visto severamente alterados por el impacto de perturbaciones, tanto de origen antrópico como natural. Además la restauración ecológica posee un gran valor teórico-experimental, ya que pone a prueba teorías ecológicas y permite evaluar el grado de conocimiento existente sobre aquellos ecosistemas que se quieren reestablecer. En este sentido, si el nivel de conocimiento e información disponible acerca de los hábitats que se quieren restaurar es suficiente y las teorías aplicadas son válidas, entonces las acciones de restauración debieran conducir hacia el reestablecimiento de la estructura, composición y funcionalidad del ecosistema.

Chile ha perdido casi un 20% de la superficie de sus ecosistemas naturales, y un gran porcentaje de los ecosistemas remanentes se encuentran gravemente fragmentados y alterados por actividades de origen antrópico, siendo los incendios forestales una constante amenaza que cada año afectan a un promedio de casi 40.000 hectáreas de hábitats nativos. Los incendios forestales, sumados al cambio de uso de suelo para actividades agrícolas, forestales y desarrollos urbanos han llevado a que un gran número de ecosistemas, únicos en el mundo, se encuentren al borde de desaparecer. Para estos casos la restauración ecológica podría ser una de las pocas opciones existentes para evitar que estos valiosos ecosistemas, junto con las especies que lo conforman, se pierdan definitivamente.

Sin embargo, al igual como ocurre en muchas áreas de la conservación biológica, los recursos disponibles para desarrollar iniciativas de restauración son limitados, por lo que destinar dichos recursos en forma eficiente es una tarea fundamental para restaurar aquellos ecosistemas que se encuentran más deteriorados. En ese sentido, el desarrollo de herramientas tendientes a evaluar el estado de conservación de los ecosistemas con el objetivo de establecer aquellos en estado urgente para restaurar, es una de las acciones primordiales a ser realizada previo a escoger aquellos hábitats en donde se desarrollarán los esfuerzos de restauración.

Los objetivos de esta sección del libro son: evaluar el estado de conservación en que se encuentran las comunidades vegetacionales nativas de Chile, realizar una priorización de aquellas que requieran medidas urgentes para su conservación, y sentar las bases para ejecutar acciones de restauración en aquellas comunidades que se encuentran más amenazadas.

Metodología Segunda Sección

Priorización de las Formaciones Vegetacionales Afectadas por Incendios

Para analizar y priorizar las 54 formaciones vegetacionales dentro del área de estudio, comprendida entre la Región de Valparaíso y la Región de Magallanes y la Antártica Chilena, se desarrolló un modelo matemático que incluyó cuatro variables, cada una de las cuales fue multiplicada por un ponderador (P_x), cuya inclusión tuvo como objetivo ajustar la importancia relativa de cada una de las variables en el resultado final. El modelo utilizado fue el siguiente:

$$X = (A * P_1 + B * P_2 + C * P_3 + D * P_4) / (P_1 + P_2 + P_3 + P_4)$$

En donde, X es puntaje de priorización para la formación vegetacional analizada. A, B, C y D son variables con valores entre 0 y 10. Y P_1 , P_2 , P_3 y P_4 son constantes con valores entre 1 y 10.

Las variables utilizadas en el modelo, y su modo de obtención, fueron las siguientes:

(A) Pérdida de superficie por formación vegetacional.

$$A = \log_{1/3} \left[\left(1 - \frac{\text{área}_{\text{formación vegetacional potencial}}}{\text{área}_{\text{formación vegetacional actual}}} \right) * 100 \right]$$

(B) Superficie formación vegetacional NO protegida en el SNASPE

$$B = \log_{90} \left[\left(1 - \frac{\text{área}_{\text{formación vegetacional protegida}}}{\text{área}_{\text{formación vegetacional actual}}} \right) * 100 \right]$$

(C) Área formaciones vegetacionales afectadas por incendios

$$C = \log_{20} \left[\frac{\text{área}_{\text{formación vegetacional afectada por incendios}}}{\text{área}_{\text{formación vegetacional actual}}} * 100 \right]$$

(D) Susceptibilidad

$$D = \log_{100} \left[\frac{\text{área}_{\text{formación vegetacional afectada por incendios}}}{\text{número de incendios por formación}} \right]$$

Para todos los cálculos el área se trabajó en hectáreas. La aplicación de la función logarítmica tuvo como objetivo crear una distribución de los datos no lineal por cada variable, de manera de acrecentar las diferencias entre las formaciones con mayor y menor riesgo. La base logarítmica utilizada representa el valor crítico de cada variable, valor sobre el cual las formaciones obtienen el valor máximo, preestablecido en 10.

El cálculo de las variables primarias del modelo (A, B, C y D) se hizo a partir de variables secundarias obtenidas del análisis de información geográfica digitalizada, utilizando para ello las formaciones vegetacionales de Gajardo (1994) y la base de uso de suelos de CONAF. Todos los cálculos fueron desarrollados únicamente para las regiones administrativas incluidas en el área de estudio, excluyéndose por tanto las regiones administrativas situadas al norte de la Región de Valparaíso.

La obtención de las variables se realizó como se detalla a continuación:

(a) *Área de formación vegetacional potencial*: Para el cálculo del área vegetacional potencial que existía originalmente, se digitalizaron todas las formaciones incluidas en el área de trabajo sobre un mapa digital de Chile, excluyéndose todas aquellas superficies carentes de vegetación (afloramientos rocosos, corridas de lava y escoriales, lagos, lagunas, nieves, glaciares, playas y dunas, ríos, terrenos sobre límite de la vegetación y otros terrenos sin vegetación), generándose así un mapa del área de vegetación potencial.

(b) *Área de formación vegetacional actual*: Utilizando como base el mapa del área vegetacional potencial, se generó un nuevo mapa excluyendo todas aquellas superficies que actualmente no presentan vegetación natural producto de la intervención antrópica (ciudades, pueblos, zonas industriales, embalses, tranques, minería industrial, plantaciones forestales, terrenos de uso agrícola), quedando de este modo únicamente aquellos terrenos que actualmente deberían presentar algunas de las formaciones descritas por Gajardo (1994).

(c) *Área de formación vegetacional protegida*: El cálculo del área vegetacional protegida se estimó utilizando el mapa digitalizado del área de formación vegetacional potencial y el mapa digitalizado de las áreas protegidas del SNASPE. Sobre cada formación vegetacional se digitalizaron las áreas protegidas del SNASPE, calculándose de este modo el área de cada formación vegetacional actualmente protegida, y el área de cada formación sin protección.

(d) *Área de formación vegetacional afectada por incendios y número de incendios por formación*: Para el cálculo del *Área de formación vegetacional afectada por incendios* se utilizaron las formaciones vegetacionales definidas por Gajardo (1994), y la base de incendios de CONAF (1987-2007). Sobre el mapa digital de las formaciones vegetacionales se procedió a digitalizar todos los incendios georeferenciados en la base de incendios de CONAF. De esta forma cada incendio fue identificado dentro de una formación vegetacional, logrando definir el número de incendios por formación y calcular el área afectada de cada una de ellas, a través de sumatorias de áreas de incendios individuales.

El modelo generó como resultado un puntaje específico para cada una de las formaciones vegetacionales analizadas. Este puntaje fue diseñado para tomar valores entre 0 y 10, los que fueron categorizados en 5 clases predefinidas, que hacen referencia al nivel de riesgo de las formaciones analizadas, tomando como definición de riesgo la probabilidad de que se produzca un daño o pérdida producto de la vulnerabilidad ante sucesos imprevistos. Para efectos de comprensión visual se decidió mostrar los resultados mediante un mapa en el que se muestran las formaciones vegetacionales con su respectiva categoría de priorización (ver figura 8.1).

Las 5 categorías de clasificación de puntajes utilizadas fueron las siguientes:

Puntaje de priorización (X):	$\geq 0 < 2 \rightarrow$	Estable
	$\geq 2 < 4 \rightarrow$	Bajo Riesgo
	$\geq 4 < 6 \rightarrow$	Mediano Riesgo
	$\geq 6 < 8 \rightarrow$	Alto Riesgo
	$\geq 8 \leq 10 \rightarrow$	Crítica

Criterios para Seleccionar Potenciales Sitios a Restaurar

Para generar recomendaciones de potenciales zonas a restaurar dentro de las diferentes formaciones vegetacionales, se procedió a analizar el patrón de distribución de los incendios registrados por CONAF, a través del análisis de dos variables de origen antrópico: (1) Cercanía a ciudades, y (2) Cercanía a caminos. Estas variables fueron seleccionadas basadas en el antecedente de que en Chile la gran mayoría de los incendios se encuentran relacionados a actividades humanas (Montenegro et al., 2004; CONAF, 2009), y por tanto estas variables podrían reflejar el grado de penetración de la influencia humana en los hábitats naturales. Para el cálculo de la distancia entre sitios a restaurar y áreas con presión antrópica significativa, se digitalizaron sobre cartografía del área de estudio todos los incendios registrados por CONAF en el área de estudio en el período 1987-2007 ($n = 123.017$), las ciudades con más de 20.000 habitantes y la capa de caminos principales y secundarios. Con esta información se procedió a analizar los resultados utilizando para ello un modelo de regresión lineal, procurando seleccionar el modelo que mejor se ajustara a la curva obtenida.

Esquemas Ecológicos

Los esquemas que representan las sucesiones vegetacionales post-fuego, fueron generados a partir de información presente en la literatura revisada para la elaboración del documento I y nueva literatura asociada al tema que se detalla en la bibliografía. En su mayoría se trata de trabajos científicos realizados por autores chilenos y extranjeros, publicados en revistas y libros. También se utilizó información obtenida en trabajos sobre sucesiones vegetacionales tras otro tipo de disturbios de origen antrópico, que tuvieran la cualidad de generar condiciones similares a las ocurridas post-fuego. La información recopilada fue complementada con registros de terreno obtenidos tras la visita a diversos sitios incendiados en cada una de las formaciones vegetacionales prioritarias.

Salidas a Terreno

En total se realizaron 5 campañas de terreno entre los meses de septiembre de 2008 y enero de 2009, traducándose en un total de 52 sitios visitados, los que fueron seleccionados en base a dos criterios principales: (1) que correspondieran a sectores de bosque nativo según el catastro de bosque nativo, y (2) que según la base de incendios de CONAF hayan sufrido uno o más incendios durante el período 1987-2007. En cada uno de los sitios visitados se realizó una inspección visual del sector afectado y se procedió a registrar las características del sitio mediante el uso de una ficha estándar para todos los terrenos (Figura II.1). Además se tomó un registro fotográfico de los aspectos más relevantes

detectados en el sitio y, siempre que fuera posible, se intentó obtener información complementaria a través de entrevistas con la comunidad local.

Figura II.1: Ficha utilizada para las inspecciones en terreno.

FICHA TERRENO						
A - Datos						
Formación Vegetacional	Región	Recno	Año Incendio	Tamaño	Fecha visita	Hora
					/ / 200	
B - Terreno						
UTM Sur		Pendiente %		Plana	Forma	
UTM Este		<25		Cóncava		
Huso		25-45		Convexa		
Altitud		45-60		Ondulada		
Exposición		>60				
C - Suelo						
Profundidad cm.		Tipo de Suelo		Textura		
0-10		Nadis		Terroso		
10-25		Turmo		Rocoso		
25-50		Arenal		Arenoso		
50-75		Metamórfico		Orgánico		
75-100		Granítico		Acuoso		
>100		Otro / NI*		Otro / NI*		
D - Vegetación						
Cobertura Vegetacional Absoluta %				Regeneración		
Herbáceas	Arbustos	Árboles	()	Vegetativa		
0-5				Germinativa		
6-20						
21-40				Tasa de Regeneración		
41-60				Alta		
61-80				Medía		
81-100				Baja		
E - Fauna						
Presencia Herbívoros				*Abundancia Fauna		
Observación	Equin./Bovinos	Caprín./Ovinos	Lagomorfos	Rodedores	Equin./Bovinos	
Fecas					Caprín./Ovinos	
Heribonía					Lagomorfos	
Huellas/fuets					Rodedores	
					Aves	
F - Observaciones						
G - Flora						
Nombre Común	Nombre Científico	Origen	Abundancia	Foto	Tag ID.	()
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						
14						
15						
16						
17						
18						
19						
20						
21						
22						
23						
24						
25						
26						
27						
28						
29						
30						
31						
32						
33						
34						
35						
36						
37						
38						
39						
Observaciones Flora						

CAPÍTULO 7:

Conceptos de Priorización de Hábitats, Sucesiones y Modelos Ecológicos.

La restauración ecológica de hábitats o ecosistemas degradados es un componente de creciente importancia para la conservación biológica, ya que algunos hábitats han sido tan severamente degradados, que su conservación requiere necesariamente el desarrollo de iniciativas tendientes a su recuperación (Primack & Massardo, 2001). Sin embargo, y como generalmente ocurre en el ámbito de la conservación biológica, los recursos son limitados (Wilson *et al.*, 2006), por lo que el desarrollo de metodologías que permitan priorizar aquellos hábitats o ecosistemas que necesitan medidas urgentes de conservación puede ser una herramienta clave para destinar los esfuerzos de restauración de forma eficiente (Palik *et al.*, 2000).

7.1 Priorización de Hábitats

Las metodologías utilizadas en el área de la conservación biológica para priorizar hábitats han sido diversas y basadas en diferentes enfoques según los objetivos planteados y las escalas de trabajo (Redford *et al.*, 2003; Brooks *et al.*, 2006). Sin embargo, por lo general las iniciativas de priorización, ya sean para rehabilitación, restauración y/o conservación, comparten el hecho de incluir diferentes criterios, que al ser combinados entregan un valor de prioridad para el área en cuestión (Marjokorpi & Otsamo, 2006). Estos criterios usualmente se encuentran basados en información científica, sin embargo su selección e importancia relativa generalmente incluye la opinión de expertos, lo que da a la priorización una naturaleza tanto objetiva como subjetiva (Palik *et al.*, 2000; Rodríguez & Young, 2000; Cipollini *et al.*, 2005).

Los criterios seleccionados dependerán en gran medida del ¿por qué? y ¿para qué? priorizar. En este sentido pueden haber iniciativas que responden a situaciones de crisis (reactivas), mientras otras buscan evitar que se llegue a situaciones críticas (proactivas) (Brooks *et al.*, 2006). Por ejemplo, algunas iniciativas de priorización proactivas, como los «Centros de Diversidad de Plantas» (Davis *et al.*, 1997), buscan mantener aquellas eco-regiones que aún conservan una gran diversidad y endemismo de especies, mientras otras, denominadas reactivas, como los «Hot-Spots» de Biodiversidad (Mittermeier *et al.*, 1997; 2004) y las «Eco-regiones Críticas» (Hoekstra *et al.*, 2005), buscan evitar que zonas de alto valor ecológico sigan deteriorándose por la presión antrópica. Así las iniciativas reactivas, a diferencia de las proactivas que se basan mayoritariamente en el valor actual del hábitat, también deben incluir criterios que establezcan el grado de deterioro y amenaza en el que se encuentran las zonas evaluadas (Brooks *et al.*, 2006). Dentro de las variables que suelen ser utilizadas para

ello se encuentran la proporción de los hábitats nativos transformados, grado de fragmentación de los hábitats remanentes, y porcentaje de hábitats protegidos (Hoekstra *et al.*, 2005).

Los criterios utilizados también dependerán de la escala de trabajo en la cual se desarrollará la priorización de hábitats, ya que ésta puede estar enfocada desde una especie en particular, pasando por poblaciones y comunidades, hasta ecosistemas a nivel global (Redford *et al.*, 2003). Así aquellas iniciativas que busquen priorizar hábitats para una especie particular, usualmente, trabajarán con criterios de alta resolución, pero en pequeñas extensiones (Palik *et al.*, 2000, Cipollini *et al.*, 2005; Marjokorpi & Otsamo, 2006), mientras aquellas iniciativas que priorizan biomas o ecosistemas, utilizarán criterios de baja resolución, pero aplicables a escalas globales (Davis *et al.*, 1997; Mittermeier *et al.*, 1997; 2004; Hoekstra *et al.*, 2005). En ambos casos, y en general en gran parte de las iniciativas de priorización de hábitats, es necesario trabajar con una gran cantidad de información, por lo que los Sistemas de Información Geográfica (SIG) han sido de gran utilidad, ya que han permitido sistematizar y trabajar de forma más eficiente con la gran cantidad de información recabada (Marjokorpi & Otsamo, 2006).

7.2 Sucesiones Ecológicas

La restauración ecológica de un ecosistema o hábitat en particular debe estar basada necesariamente en el conocimiento de las diferentes piezas que otorgan la estructura y funcionalidad al sistema (De Zavala, 2002). Para ello es clave comprender la dinámica de recuperación que naturalmente ocurre tras una perturbación, fenómeno ligado directamente al concepto de sucesión ecológica. Una sucesión ecológica es un proceso de cambio dinámico, gradual y ordenado en un ecosistema, manifestado por el progresivo reemplazo de una comunidad por otra. En el caso de las sucesiones vegetacionales, este cambio está caracterizado por modificaciones en la composición, estructura, distribución y abundancia de la flora en el espacio y en el tiempo.

Las distintas aproximaciones acerca del reemplazo de especies a través del tiempo constituyen importantes cuerpos teóricos en una disciplina en que el cambio es más usual que la estabilidad. Las sucesiones y los factores que las dominan son de alta complejidad, por lo que la teoría de sucesión aún se encuentra en desarrollo (Jaksic, 2007). Sin embargo, en general existe aceptación de que las sucesiones pueden proceder a través de la acción de tres procesos principales: inhibición, facilitación y tolerancia (Connell & Slatyer, 1977).

Los estudios desarrollados en ecología vegetal señalan que los cambios en los patrones de distribución de las plantas y la composición específica de las comunidades en el tiempo son un fenómeno natural y común (Kandus, 1998), donde el origen y desarrollo de una comunidad estará determinado por factores tales como la flora, accesibilidad al hábitat, habilidad competitiva y tiempo (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). La dinámica sucesional de la vegetación que ocurrirá en un determinado lugar será dependiente, entre otras cosas de la severidad de la perturbación. Por ejemplo, tras disturbios severos como en incendios de gran intensidad, la sucesión vegetal probablemente comenzará con la llegada de especies colonizadoras como líquenes y musgos, que lentamente darán paso al establecimiento de plantas con flores. En contraste, cuando los disturbios son leves, la sucesión vegetal puede comenzar a partir de regeneración vegetativa o rebrote de los individuos sobrevivientes (Clarkson, 1990).

El estudio de los fenómenos sucesionales debe estar basado en tres preguntas que deben ser resueltas en un orden jerárquico: (1) ¿Qué causa la sucesión?, (2) ¿Qué interacciones, procesos o condiciones contribuyen a las causas generales de la sucesión?, y (3) ¿Qué características especie específicas y sitio específicas determinan el resultado de las interacciones que ocurren entre organismos en un momento y lugar dados? Siguiendo esta aproximación es posible formular esquemas o modelos que expongan de manera simplificada las complejas dinámicas sucesionales.

7.3 Modelos Ecológicos

Un modelo puede ser definido en forma general como un esquema teórico, generalmente en forma matemática, de un sistema o de una realidad compleja, que se elabora para facilitar su comprensión y el estudio de su comportamiento (RAE, 2008). A través de un modelo, se busca simplificar fenómenos del mundo real para imitarlos, de manera de poder comprender escenarios complejos para predecir posibles estados futuros. Generalmente, para poder obtener las conclusiones a estas descripciones se necesita el apoyo de medios computacionales y software especializado (Maynard, 1978; Essington, 2004; Takeuchi *et al.*, 2007). Los modelos proporcionan información general que permite hacer algunas predicciones de gran utilidad en variadas disciplinas. Es así como en el estudio de ecosistemas naturales se utilizan los denominados modelos ecológicos.

Los modelos ecológicos son representaciones descriptivas, en las cuales se emplean generalmente el lenguaje matemático y gráfico, para desarrollar descripciones prácticas y teóricas, que apuntan a ayudar a la comprensión de los sistemas ecológicos (Maynard, 1978; Takeuchi *et al.*, 2007). Las descripciones prácticas son llamadas simulaciones, las cuales incluyen la mayor cantidad de detalles posibles del sistema, pero tienden a ser específicas para el medio en particular para el cual fue construido, no permitiendo la generalización de sus conclusiones (Maynard, 1978). Mientras que las descripciones teóricas, usan aproximaciones menos específicas y más simples, las que se utilizan para describir ideas generales en ecología.

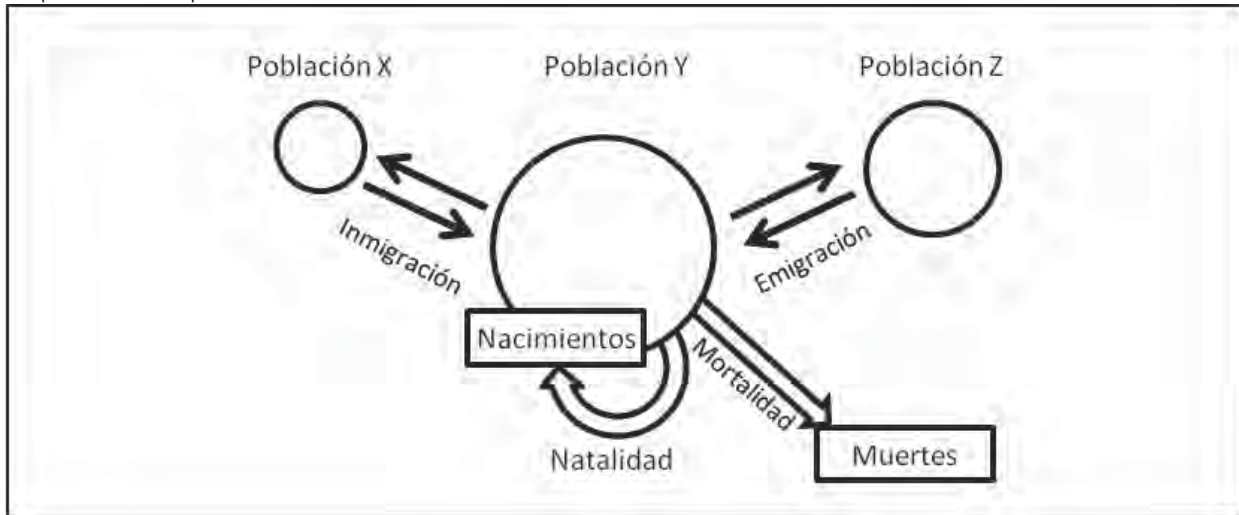
Todos los modelos ecológicos son representaciones simplificadas de la realidad, algunas demasiado simples, que podrían excluir variables de importancia para el funcionamiento del sistema en estudio, mientras otras, demasiado complejas, que podrían estar incluyendo variables no influyentes en el comportamiento del sistema (Maynard, 1978).

Los modelos ecológicos pueden ser agrupados en cuatro tipos de acuerdo a su escala espacial (SERDP, 2000):

- **Modelos poblacionales:** son los modelos de tipo demográficos que proporcionan medios para determinar la viabilidad de las poblaciones y evalúan los impactos de los cambios en el hábitat de esas poblaciones.
- **Modelos metapoblacionales:** usados para especies que viven en parches desconectados que poseen dinámicas independientes entre éstos. Las diferentes poblaciones son capaces de intercambiar individuos y recolonizar sitios donde las especies han sido extintas recientemente (**Figura 7.1**).
- **Modelos de hábitat:** basados en SIG, utilizan las capas de información existentes (cobertura, suelo, geología, topografía, etc.) para predecir la localización y extensión del hábitat para especies y comunidades de importancia.

- **Modelos de paisaje:** son útiles para evaluar el impacto producido por el cambio de algunos factores en áreas grandes en hábitats o poblaciones de especies.

Figura 7.1: Ejemplo de un modelo gráfico simple de las variables demográficas que rigen una población hipotética.



CAPÍTULO 8:

Formaciones Vegetacionales Prioritarias para su Restauración

Los impactos generados por los incendios forestales, sumados a la constante pérdida y fragmentación de los hábitats naturales, han llevado a que diversas formaciones vegetacionales se hayan visto severamente degradadas, y por tanto necesiten de medidas urgentes para su recuperación. Para esto será necesaria una fuerte inversión de recursos, los que muchas veces pueden ser el factor limitante. En este sentido, la elaboración de un mapa de priorización de las formaciones vegetacionales afectadas por incendios, se vuelve una herramienta de gran utilidad para gestionar eficientemente los recursos que se podrían destinar para la recuperación de éstas. Así, las formaciones vegetacionales prioritarias podrían definirse como aquellas formaciones que producto de un conjunto de perturbaciones se han visto severamente degradadas, y por tanto, para su conservación necesitan de medidas urgentes que permitan desarrollar en ellas planes de restauración.

8.1 Mapa de las Formaciones Vegetacionales Prioritarias para su Restauración

En este estudio fueron analizadas 54 formaciones vegetacionales (Gajardo, 1994). De éstas, 13 se encuentran en estado crítico, 6 se encuentran en alto riesgo, 9 poseen mediano riesgo, 17 tienen bajo riesgo y 9 son clasificadas como estables (Tabla 8.1). En términos de distribución, el análisis muestra que las formaciones vegetacionales con mayor fragilidad no se encuentran distribuidas homogéneamente en el territorio analizado, sino que por el contrario, se encuentran agrupadas en la zona central del país (Figura 8.1). Es así como todas las formaciones vegetacionales clasificadas como críticas y con alto riesgo se encuentran concentradas entre los paralelos 32° y 41° S (Regiones de Valparaíso a la Araucanía aproximadamente), y principalmente asociadas al valle central y a la Cordillera de la Costa (Figuras 8.2 a, b y c). La concentración de las formaciones vegetacionales más frágiles en esta zona es concordante con el hecho de que en estas formaciones se sitúan una gran parte de los terrenos utilizados para actividades agrícolas y forestales en el país, lo que ha provocado que millones de hectáreas de hábitats naturales hayan sido transformadas en terrenos productivos (INE, 2006). Además de la pérdida de superficie, estas formaciones han sido severamente afectadas por incendios forestales, ya que el gran porcentaje de los incendios registrados históricamente ocurren en esta zona (CONAF, 2009).

Esto ha provocado que miles de hectáreas de vegetación natural hayan sido degradadas o destruidas por el fuego, teniendo escasas posibilidades de recuperarse sin un adecuado manejo. Además, tomando en cuenta que la mayoría de los centros poblados se sitúan en o cercanos a las formaciones

vegetacionales más frágiles, y que en Chile casi todos los incendios están asociados directamente a la presencia humana (Montenegro et al., 2004), pareciera ser que las formaciones vegetacionales no sólo están siendo fuertemente amenazadas por la pérdida de terrenos para el desarrollo de proyectos urbanos, agrícolas y forestales, sino que también por los efectos que los centros poblados tienen sobre el aumento en la ocurrencia de incendios en un determinado lugar. Por tanto, es urgente tomar medidas que permitan conservar las formaciones vegetacionales que se han visto más impactadas, priorizando los esfuerzos en recuperar aquellas formaciones que se encuentran en estado crítico.

Tabla 8.1: Fragilidad de las formaciones vegetacionales analizadas. Las formaciones se encuentran ordenadas en función de su fragilidad en 5 categorías, desde las que se encuentran en estado crítico hasta aquellas clasificadas como estables. El campo ID corresponde al orden relativo de las formaciones, y al número con que pueden ser identificadas en la Figura 8.2.

ID	FORMACIÓN VEGETACIONAL	ID	FORMACIÓN VEGETACIONAL
FORMACIONES CON RIESGO CRÍTICO		28	Bosque Laurifolio de los Lagos
1	Bosque Esclerófilo Montano	FORMACIONES CON RIESGO BAJO	
2	Bosque Esclerófilo Costero	29	Estepa Patagónica de Magallanes
3	Bosque Caducifolio de Concepción	30	Estepa Alto-Andina de los Andes Mulinos
4	Bosque Esclerófilo de la Pre-Cordillera Andina	31	Bosque Caducifolio Alto-Andino Húmedo
5	Matorral Espinoso del Secano Costero	32	Bosque Siempreverde con Turberas de los Chonos
6	Bosque Esclerófilo de los Arenales	33	Bosque Caducifolio de Magallanes
7	Bosque Esclerófilo Maulino	34	Bosque Siempreverde de Puyahuapí
8	Bosque Caducifolio Interior	35	Matorral Patagónico con Araucaria
9	Matorral Espinoso del Secano Interior	36	Bosque Laurifolio de Chiloé
10	Bosque Caducifolio de La Frontera	37	Bosque Siempreverde de la Cordillera de los Andes
11	Bosque Espinoso Cierto	38	Bosque Siempreverde Mixto del Baker
12	Matorral Espinoso de la Cordillera de la Costa	39	Bosque Siempreverde Montino
13	Bosque Caducifolio Maulino	40	Bosque Laurifolio Andino
FORMACIONES CON RIESGO ALTO		41	Bosque Caducifolio Alto-Andino de Chillán
14	Bosque Alto-Montano de Nahuelbuta	42	Bosque Caducifolio Alto-Andino con Araucaria
15	Bosque Laurifolio Valdiviano	43	Bosque Caducifolio de Aisén
16	Bosque Caducifolio de la Pre-Cordillera	44	Matorral Caducifolio Alto-Montano
17	Bosque Caducifolio de La Montana	45	Matorrales Peri-Glaciares
18	Bosque Caducifolio del Sur	FORMACIONES ESTABLES	
19	Matorral Estepario Arborescente	46	Bosque Siempreverde de Magallanes
FORMACIONES CON RIESGO MEDIO		47	Bosque Siempreverde con Turberas de la Isla de Chiloé
20	Bosque Caducifolio Andino del Bío-Bío	48	Bosque Patagónico con Coníferas
21	Matorral Espinoso de las Serranías	49	Turberas y Matorral Siempreverde Pantanoso del C. de Messier
22	Estepa Alto-Andina de la Cordillera de Santiago	50	Matorrales Siempreverdes Oceánicos
23	Matorral Escleroso Andino	51	Bosque Siempreverde y Matorral Turboso de la Isla Navarino
24	Bosque Siempreverde de la Cordillera Pelada	52	Estepa Alto-Andina Sub-Húmeda
25	Bosque Caducifolio Mixto de la C. de los Andes	53	Turberas y Estepa Pantanosa de los Archipiélagos Magallánicos
26	Estepa Patagónica de Aisén	54	Turberas y Desierto Frío del Cabo de Hornos
27	Bosque Caducifolio de Santiago		

Figura 8.1. Mapa de fragilidad de las formaciones vegetacionales. El sector gris no se analizó debido a que se encuentra fuera del área de estudio.

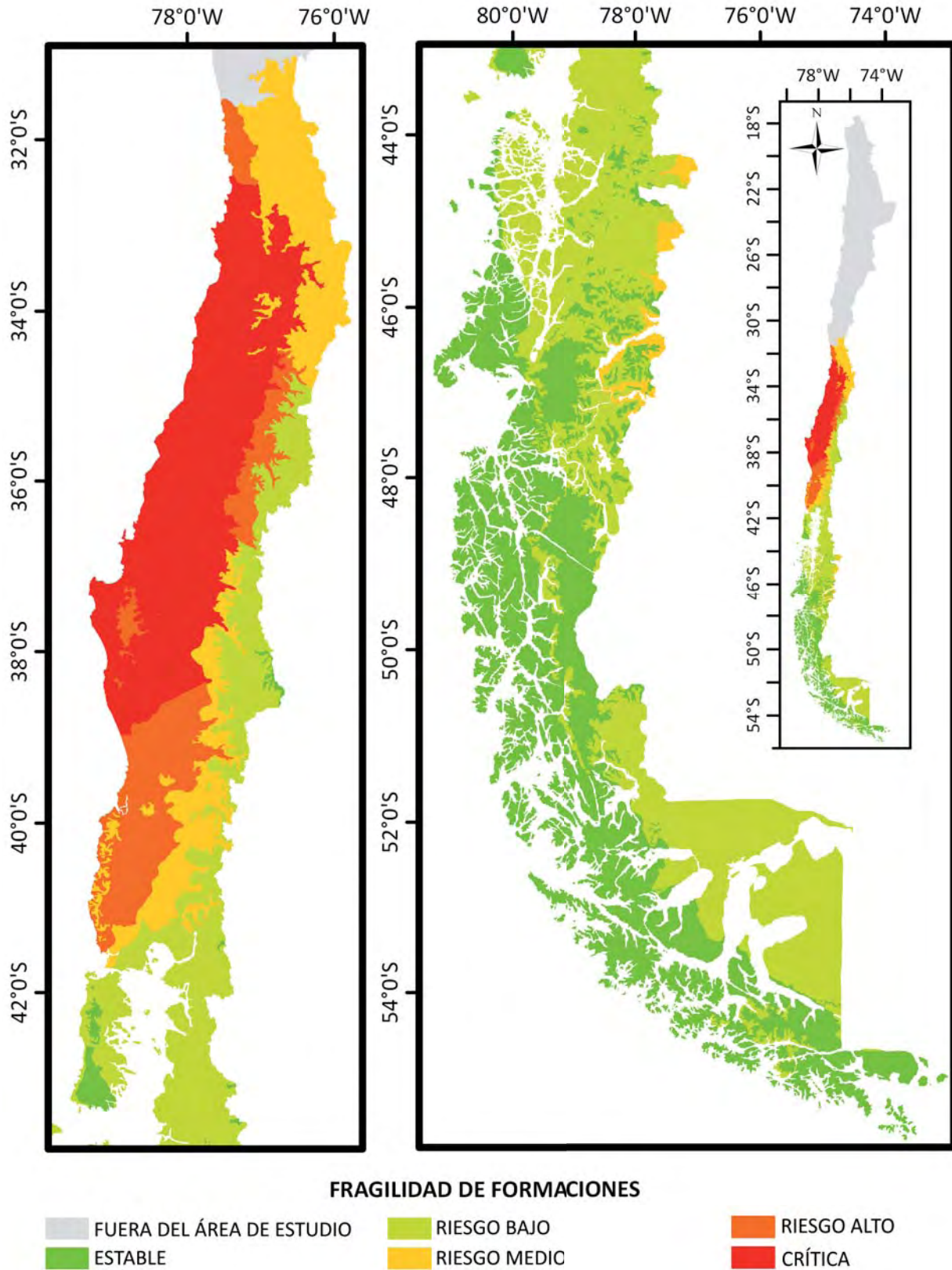


Figura 8.2a: Mapa para la identificación de las formaciones vegetacionales prioritarias: Zona Centro. Para identificar las formaciones a las que corresponde cada número sírvase consultar el campo ID en Tabla 8.1.

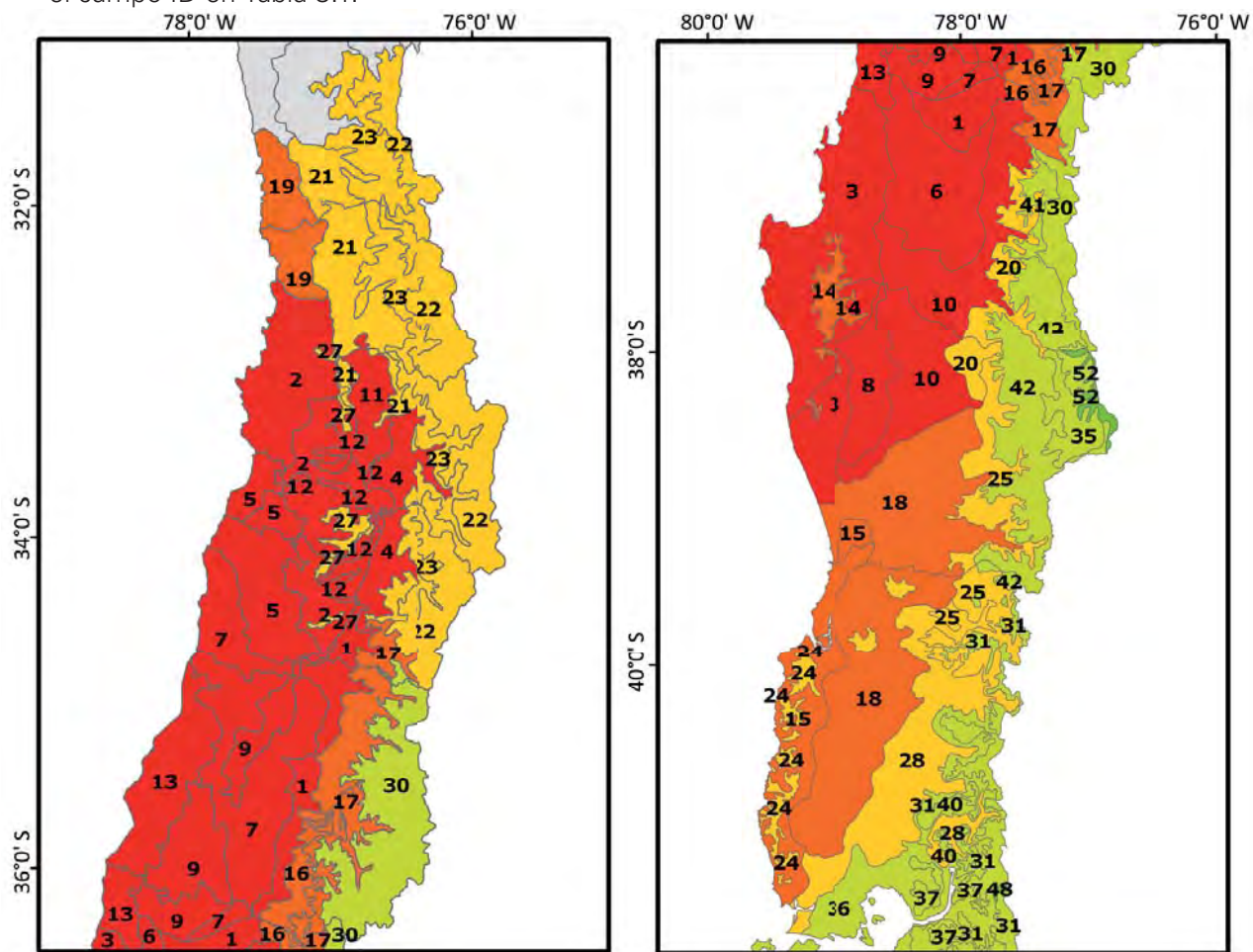


Figura 8.2b: Mapa para la identificación de las formaciones vegetacionales prioritarias. Zona Sur. Para identificar las formaciones a las que corresponde cada número sírvase consultar el campo ID en Tabla 8.1.

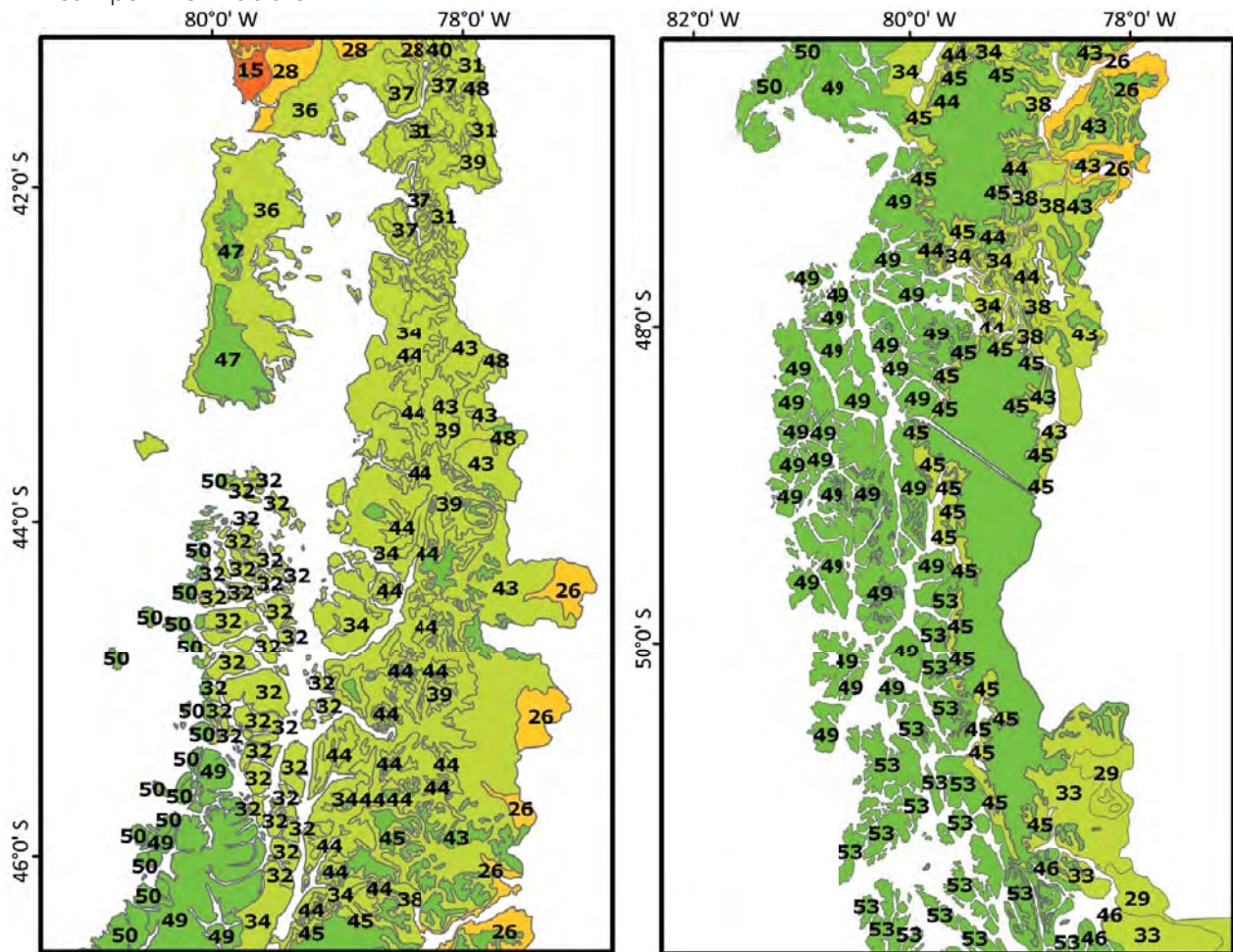
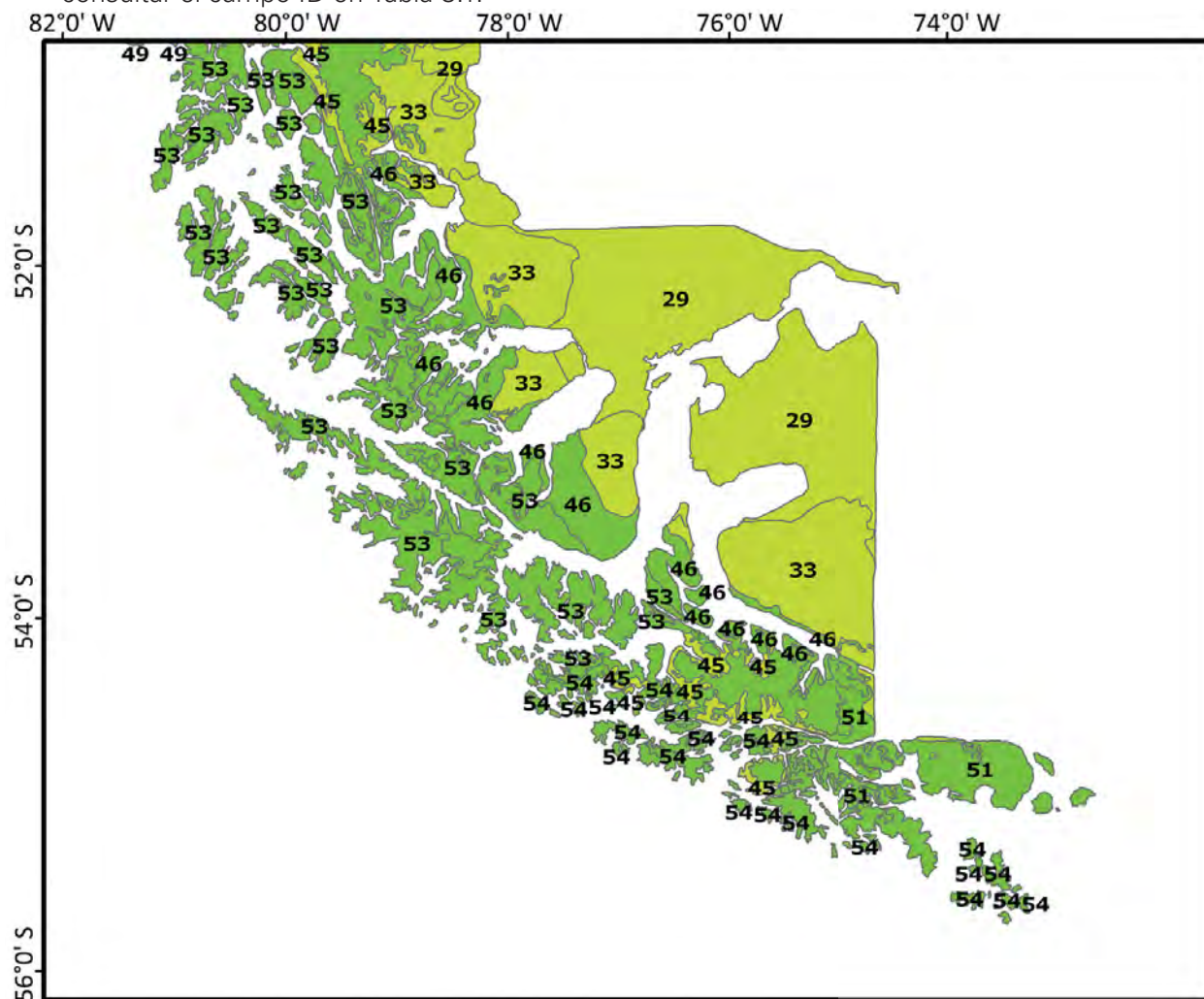


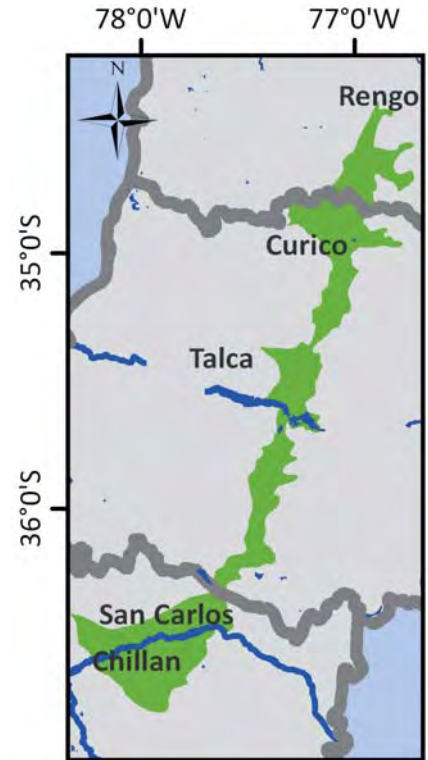
Figura 8.2c: Mapa para la identificación de las formaciones vegetacionales prioritarias. Zona Sur (continuación). Para identificar las formaciones a las que corresponde cada número sírvase consultar el campo ID en Tabla 8.1.



8.2 Distribución y Estado Actual de las Formaciones Vegetacionales Críticas

Bosque Esclerófilo Montano

Esta formación se ubica aproximadamente entre las localidades de Rengo (34° 26' S) por el norte y de San Ignacio (36° 48' S) por el sur, ubicándose de preferencia en las laderas bajas y piedmont andinos, aunque en la parte sur de su distribución también desciende al llano central. Esta formación ha sido severamente transformada y fragmentada por el desarrollo de actividades agrícolas y forestales, quedando sólo algunos vestigios de la vegetación original, principalmente en las zonas más altas y de difícil acceso. En general priman comunidades de origen esclerófilo y en aquellos lugares más húmedos es posible encontrar comunidades con abundante presencia de especies hidrófitas.



Bosque Esclerófilo Costero

Se emplaza entre las localidades de Papudo por el norte (32° 30' S) hasta unos 10 kilómetros al sur de Chimbarongo (34° 45' S) por el sur. Esta formación se encuentra principalmente asociada a la Cordillera de la Costa y a los valles circunscritos, aunque por el norte también se extiende hacia las planicies litorales. Su vegetación original ha sido muy alterada por diversos efectos antrópicos a lo largo de su distribución, dentro de los que se cuentan la extracción de leña, producción de carbón, sobrepastoreo, sustitución por cultivos agrícolas y plantaciones forestales, faenas mineras, construcción de carreteras y desarrollo de centros poblados. Presenta diversas comunidades vegetacionales, destacando la presencia de palma chilena (*Jubaea chilensis*) y belloto del norte (*Beilschmiedia miersii*), especies restringidas casi únicamente a sectores muy localizados de esta formación.



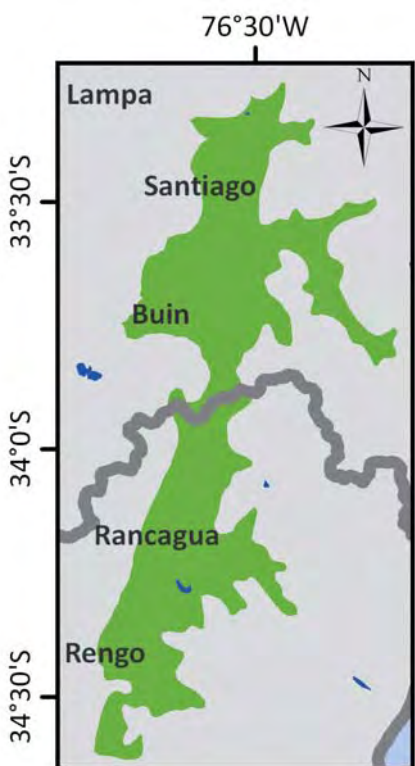
Bosque Caducifolio de Concepción

Se extiende desde el Río Itata por el norte ($36^{\circ} 23' S$) hasta unos 10 kilómetros al sur del lago Budi ($39^{\circ} 01' S$) por el sur, ubicándose tanto en la vertiente oceánica como en la oriental de la Cordillera de la Costa. Debido a que esta formación se encuentra en una zona transicional, presenta elementos tanto del bosque caducifolio, como del esclerófilo y laurifolio. La vegetación original ha sido casi completamente reemplazada por plantaciones forestales, principalmente de pino insigne (*Pinus radiata*) y eucaliptos (*Eucalyptus sp.*), relegando a la vegetación nativa a algunos parches aislados y fondos de quebrada.



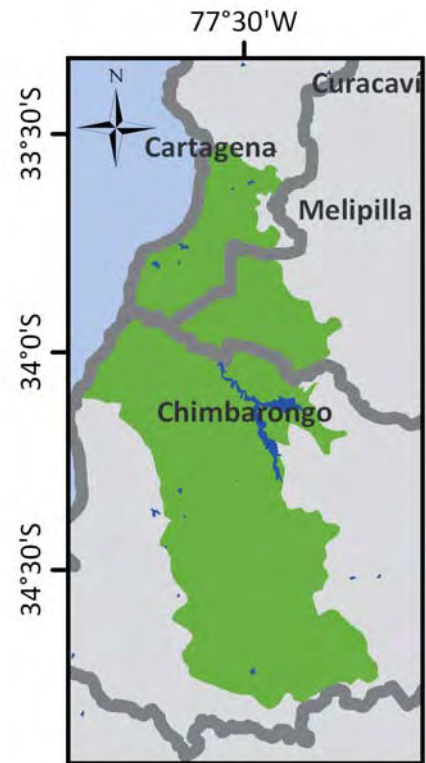
Bosque Esclerófilo de la Pre-Cordillera Andina

Esta formación se desarrolla en la precordillera andina que se extiende entre la Ciudad de Santiago ($33^{\circ} 16' S$) y el Río Tinguiririca ($34^{\circ} 37' S$). El paisaje vegetal original corresponde al de un bosque esclerófilo que se encuentra muy estratificado debido a las condiciones ambientales imperantes, con condiciones muy frías en invierno y muy áridas en verano. Esta formación ha sido severamente alterada por la extracción de leña, sustitución por cultivos agrícolas y desarrollo de centros poblados. Actualmente se encuentra conformada por diferentes comunidades, desde boscosas a sub-arbustivas, cuyas fisionomías responden principalmente a los factores altitud, relieve y exposición.



Matorral Espinoso del Secano Costero

Se emplaza entre el balneario de Cartagena por el norte ($33^{\circ} 32' S$) y las cercanías de Curicó por el sur ($34^{\circ} 50' S$), ocupando principalmente las planicies litorales y sectores bajos de la Cordillera de la Costa. Es una formación que ha sido casi completamente transformada por la intervención humana, presentando un paisaje vegetal homogéneo constituido principalmente por un estrato arbustivo disperso, donde el espino (*Acacia caven*) es la especie dominante. Sin embargo, en algunos valles y sectores menos alterados, es posible encontrar comunidades típicas del bosque esclerófilo que podrían corresponder a vestigios de la vegetación original de la formación.



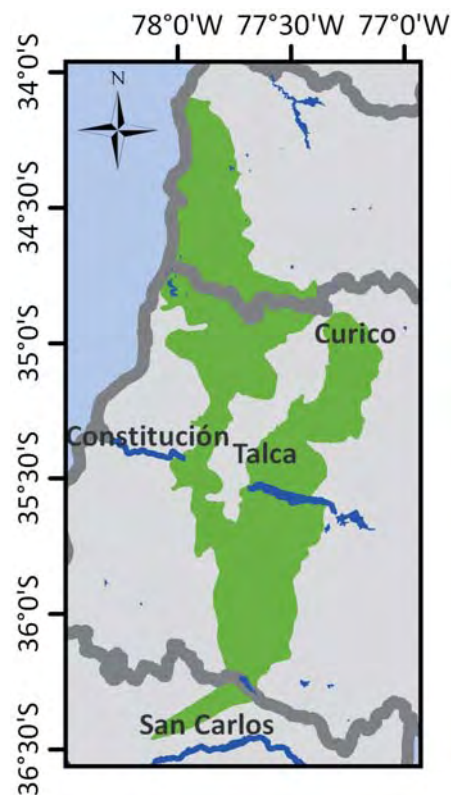
Bosque Esclerófilo de los Arenales

Se extiende desde la localidad de Quirihue por el norte ($36^{\circ} 18' S$) hasta el Río Duqueco por el sur ($37^{\circ} 33' S$), emplazándose sobre suelos arenosos y pedregosos de la depresión intermedia. Gran parte de la vegetación nativa original se ha perdido producto de su transformación para usos agrícolas y forestales, quedando escasos parches con vegetación representativa, muchos de ellos de origen secundario. Esta formación corresponde al límite sur de las formaciones esclerófilas presentando fisionomías de bosques abiertos con matorrales y de bosques densos en aquellos lugares donde existen cursos de aguas lentos y terrenos pantanosos.



Bosque Esclerófilo Maulino

Esta formación se desarrolla entre la Hacienda Topocalma (34° 05' S) y las cercanías de la Ciudad de San Carlos (36° 28' S), ubicándose sobre las laderas y planicies litorales de la Cordillera de la Costa en su distribución norte y sobre la depresión intermedia en su parte centro y sur. Debido a su gran extensión esta formación ha sido afectada por diversas acciones ligadas al ser humano. En su distribución norte la vegetación original se ha visto mermada considerablemente por la deforestación y sustitución por plantaciones forestales, mientras que en la parte centro y sur ha sido transformada en terrenos de cultivo. Actualmente la estructura vegetacional más común corresponde a un matorral arborescente, que en aquellos lugares más favorables puede llegar a constituir un bosque bajo.



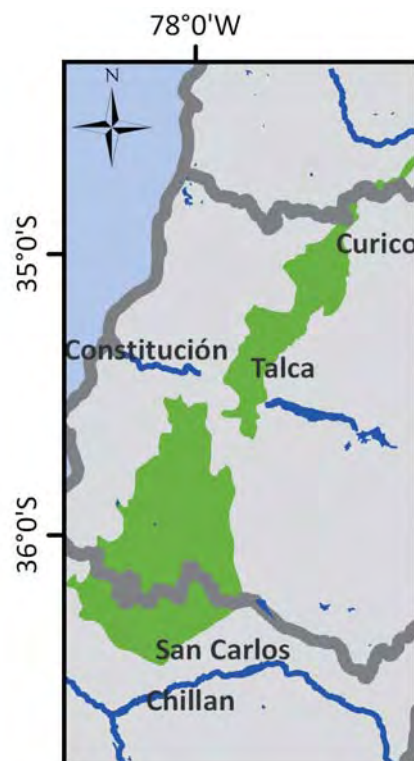
Bosque Caducifolio Interior

Se extiende desde 10 kilómetros al sur de la ciudad de Nacimiento (37° 37' S) hasta las cercanías de Nueva Imperial (38° 47' S), emplazándose sobre la vertiente oriental de la Cordillera de la Costa. Casi toda la vegetación original ha desaparecido, siendo las causas principales la sustitución por plantaciones forestales y el despeje de terrenos para cultivos agrícolas, principalmente trigo. Las comunidades con especies caducifolias se encuentran restringidas a pequeños remanentes, en su mayoría de origen secundario, mientras que las comunidades más frecuentes en la actualidad son de origen esclerófilo. Es común ver terrenos con casi nula cobertura vegetal y gravemente erosionados.



Matorral Espinoso del Secano Interior

Se desarrolla entre el Río Tinguiririca por el norte ($34^{\circ} 40' S$) y la localidad de San Nicolás por el sur ($36^{\circ} 28' S$), ubicándose en el sector interior de la Cordillera de la Costa, sobre amplias planicies de suelos aluviales. La vegetación original probablemente ha sufrido presiones históricas relacionadas con sobrepastoreo, extracción de madera y producción de carbón, lo que ha transformado la composición y fisionomía de la vegetación en extensas superficies dominadas por espinales asociados a una pradera muy desarrollada. Sin embargo, en los sectores más húmedos y menos intervenidos es posible encontrar renovales de bosque esclerófilo.



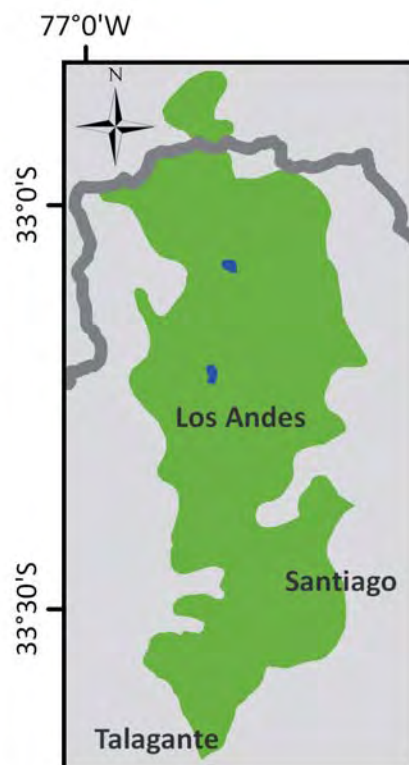
Bosque Caducifolio de la Frontera

Esta formación se distribuye desde el Río Ñuble ($36^{\circ} 28' S$) hasta 10 kilómetros al norte de la localidad de Teodoro Schmidt ($38^{\circ} 54' S$). En su distribución norte ocupa las zonas bajas de la pre-cordillera andina, mientras que hacia el sur se desarrolla principalmente en las tierras planas del valle central, acercándose incluso a la costa en su parte más septentrional. Los bosques originales han desaparecido casi por completo, producto de las profundas transformaciones a las que han sido sometidos, siendo la sustitución por plantaciones forestales y cultivos agrícolas el principal agente perturbador. Los parches de vegetación natural se encuentran severamente fragmentados y, en general, restringidos a quebradas y sectores con pendientes poco accesibles. En sectores húmedos y cercanos a cursos fluviales es frecuente la invasión por comunidades dominadas por Aromo (*Acacia dealbata*).



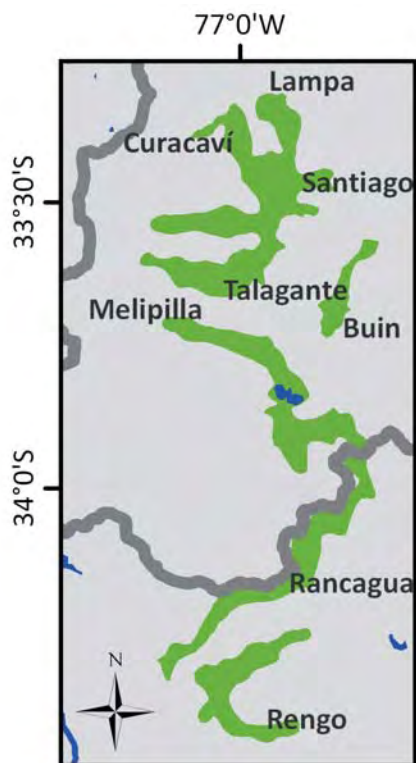
Bosque Espinoso Abierto

Formación que se extiende entre aproximadamente la cuesta de Las Chilcas por el norte ($32^{\circ} 50' S$) y la localidad de Talagante por el sur ($33^{\circ} 41' S$), ocupando principalmente los grandes valles áridos situados al norte de la ciudad de Santiago. Gran parte de su superficie se encuentra conformada por terrenos agrícolas y zonas urbanas, sin embargo aún persisten pequeños bosquetes representativos de la situación original, constituidos por una estrata alta de árboles o arbustos altos, asociados a una densa estrata herbácea, confiriéndole la apariencia de una sabana.



Matorral Espinoso de la Cordillera de la Costa

Se distribuye desde la localidad de Lampa por el norte ($33^{\circ} 19' S$) hasta San Vicente de Tagua-Tagua por el sur ($34^{\circ} 26' S$), ocupando los cordones montañosos costeros más cercanos al valle central. La vegetación actual probablemente es de origen secundario y se ha desarrollado en terrenos que en el pasado pueden haber sido parte de un bosque esclerófilo de mayor complejidad. Las comunidades predominantes corresponden a matorrales espinosos acompañados por algunos individuos arbóreos dispersos, pero en quebradas y laderas de exposición polar pueden desarrollarse comunidades con características boscosas.



Bosque Caducifolio Maulino

Se emplaza entre el lago Vichuquén ($34^{\circ} 47' S$) y el Río Itata ($36^{\circ} 31' S$), extendiéndose a lo largo de la Cordillera de la Costa y las planicies litorales. Corresponde a una zona de intensa actividad forestal, por lo que gran parte de la vegetación original ha sido reemplazada por plantaciones de pino insigne (*Pinus radiata*). La vegetación nativa se encuentra gravemente fragmentada y restringida a quebradas y a algunos remanentes aislados, donde aún es posible observar comunidades nativas en buen estado de conservación.



Planificación de la Restauración para las Formaciones Vegetacionales Prioritarias

La priorización de las formaciones vegetacionales en función de su grado de fragilidad actual, es una herramienta de gran utilidad para destinar en forma eficiente los recursos disponibles para desarrollar acciones de restauración en Chile. Sin embargo, el territorio de cada formación prioritaria abarca cientos de miles de hectáreas, por lo que probablemente exista una gran cantidad de potenciales sitios a restaurar por formación vegetacional. Por tanto, lo primero que debe hacerse es definir, dentro de las formaciones prioritarias, aquellos sectores que presenten las condiciones adecuadas para desarrollar potenciales proyectos de restauración ecológica, lo que ahorra recursos y aumenta las probabilidades de éxito.

9.1 Criterios para Seleccionar Potenciales Sitios a Restaurar

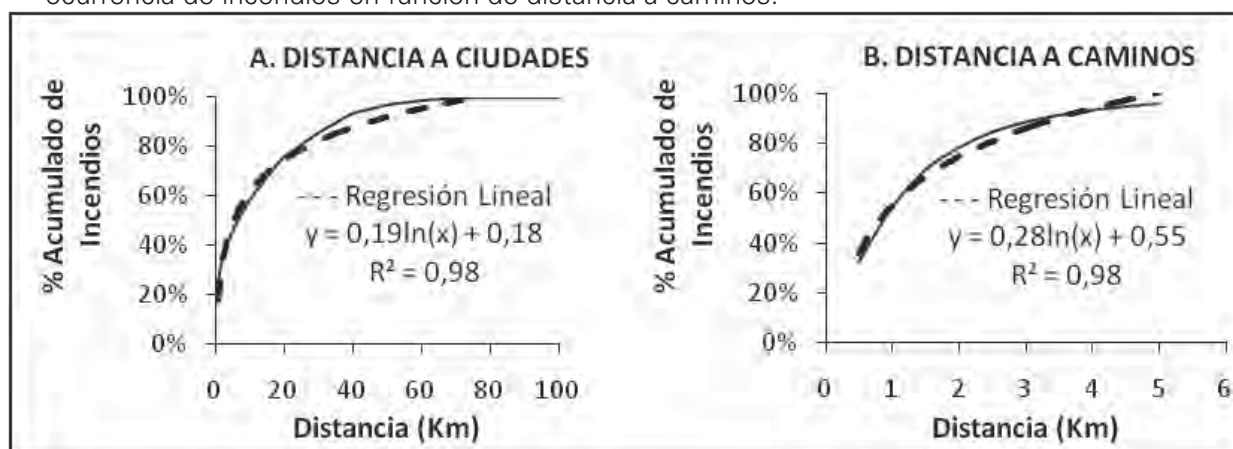
Para seleccionar potenciales sitios a restaurar es de gran utilidad contar con algún instrumento que permita inferir cuáles sitios podrían ser los más adecuados para lograr una restauración exitosa. Para ayudar a cumplir con estos requerimientos, se desarrolló un modelo simple, que permite establecer el grado de perturbación que posee un área (estimado como la probabilidad de ocurrencia de incendios) en función de su cercanía con centros poblados y caminos. La utilización de la ocurrencia de incendios fue escogida no sólo por la probabilidad de que los esfuerzos de restauración se vean truncados por un incendio, sino también porque se consideró que esta variable puede actuar como indicadora de la penetración de otras actividades antrópicas que pueden afectar el sitio de restauración.

El análisis de las variables estableció una relación directa entre la distancia a centros poblados y probabilidad de ocurrencia de incendio, así como también entre la distancia a caminos y probabilidad de incendios (Figura 9.1). Este hecho apoya la creencia de que en Chile la gran mayoría de los incendios son de origen antrópico (Montenegro et al, 2003; 2004), y que podrían ser utilizados como base para generar un modelo predictivo de incendios.

De los 123.017 incendios analizados en función de su cercanía a centros poblados (ciudades) y lugares de tránsito de personas (caminos), se encontró que alrededor del 50% de todos los incendios registrados en la base de datos de CONAF, ocurren a una distancia menor a 7 km respecto al centro geométrico de las ciudades (Figura 9.1a) y a menos de 1 km de los caminos (Figura 9.1b). En términos de probabilidad de ocurrencia de incendios, el análisis muestra que zonas más lejanas a ciudades y caminos son significativamente menos afectadas por incendios, es así como a un kilómetro de

distancia de una ciudad es siete veces más probable que ocurra un incendio que a 5 kilómetros de ésta. Mientras que a un kilómetro de distancia de un camino es cuarenta y ocho veces más probable que ocurra un incendio que a 5 km de éste.

Figura 9.1a y b: Penetración del impacto antrópico (estimado como ocurrencia de incendios) en los sistemas naturales. 1a: ocurrencia de incendios en función de distancia a ciudades; 1b: ocurrencia de incendios en función de distancia a caminos.



De acuerdo al análisis del efecto del impacto antrópico sobre la ocurrencia de incendios y tomando en consideración que no todas las zonas afectadas por incendios pueden ser restauradas debido a la escasez de recursos, se recomienda seleccionar sitios que se encuentren a una distancia prudente de caminos y ciudades, con el fin de disminuir la posibilidad de fracaso del proyecto de restauración producto de imprevistos de origen antrópico (incendios, corta, robo, ganadería, etc.). Sin embargo, tampoco es recomendable seleccionar sitios que se encuentren a grandes distancias de la zona de impacto antrópico, ya que a distancias mayores, un aumento en la distancia sólo disminuirá marginalmente la probabilidad de impacto antrópico (la curva es asintótica), además que probablemente los costos de implementación, debido a la distancia, suban en forma desmedida. Junto con esto es importante tener en cuenta que muchas veces los proyectos de restauración también deben integrar la educación ambiental y difusión del proyecto, por lo que en este sentido la selección de sitios debe procurar que éstos sean suficientemente accesibles y visibles para generar el impacto social deseado.

9.2 Elaboración del Plan de Restauración

La ejecución de un proyecto de restauración ecológica no debe ser tomada a la ligera, ya que la falta de una correcta organización puede ocasionar que todos los recursos involucrados se pierdan por el fracaso del proyecto. En este sentido, el proyecto debe establecer claramente sus metas y la metodología para llegar a ellas, estableciendo en forma precisa las acciones que serán llevadas a cabo en cada una de las cuatro etapas involucradas: Planificación, Preparación, Implementación, y Monitoreo y Evaluación.

Planificación

La planificación corresponde a la primera etapa que debe ser desarrollada en un proyecto de restauración. En ella deben definirse los objetivos del proyecto y evaluar las acciones a seguir basándose en criterios técnicos. Esta es una etapa de suma importancia, ya que sentará las bases y guiará las acciones que se tomen en etapas posteriores. En la restauración ecológica la planificación debe incorporar cuatro componentes principales:

a) Determinación de factores de alteración

Lo primero que se debe hacer antes de desarrollar un proyecto de restauración es identificar los principales factores involucrados en los procesos degradativos que han llevado al sitio a su estado actual. Dentro de estos factores generalmente se encuentran: deforestación, erosión, invasión por especies exóticas, introducción de herbívoros e incendios. Para esto es necesario realizar una revisión de todas las fuentes de información con las que se pueda contar, de manera de tener las herramientas necesarias para establecer los problemas y su posible causa.

b) Objetivos

Una vez determinados los factores de alteración del sitio, es necesario definir las metas y los objetivos del proyecto, teniendo en cuenta que una meta es un propósito con una finalidad más general, a diferencia de los objetivos que son de carácter específico. La definición de las metas y objetivos debe hacerse en forma clara, ya que servirán como base para el plan de monitoreo posterior, con el cual se podrá evaluar el éxito del proyecto.

c) Etapa descriptiva y de diagnóstico

Esta etapa busca evaluar las condiciones iniciales del terreno en el que se pretende desarrollar el proyecto de restauración. Para ello es necesario realizar una serie de estudios, los cuales proporcionarán la información para diseñar un detallado plan de restauración específico para el sitio en cuestión. En este sentido se debe elaborar un línea base con información biológica del sitio, la que debe incluir: estudios de suelo, topografía, hidrología, clima y microclima, gradientes ambientales, microhábitats favorables, alteraciones antrópicas anteriores, necesidad o factibilidad de cambiar algunos aspectos del sitio, vegetación actual (exótica y nativa) y ubicación exacta de especies nativas amenazadas sobrevivientes. Además, se debe determinar a qué formación vegetacional corresponde y si es factible contar con algún ecosistema en buenas condiciones en la zona para ser utilizado como referencia. Es recomendable evaluar el sitio en dos épocas distintas del año (*e.g.* invierno y verano) para detectar cómo cambian las características del sitio a través del año.

d) Evaluación de factores críticos

Déficit hídrico

El desarrollo de un estudio hidrológico y edafológico entregará un panorama claro de la disponibilidad anual de agua en el sitio, de manera de determinar la época óptima de plantación y/o factibilidad técnica de ésta. Con la información recopilada debe decidirse si es necesario o factible tener un programa o sistema de riego (goteo, tendido, aspersores, etc.), tomando en cuenta factores como clima, topografía del sitio, requerimientos hídricos de las plantas, logística y análisis costo eficiencia (Dorner & Brown, 2000). En las zonas donde no es factible contar con riego se debe evaluar la mejor época del año para la plantación, que por lo general es luego de las primeras lluvias del año. En zonas más secas o donde el efecto de la desertificación es importante, una opción documentada es la posibilidad de realizar las labores de introducción de plántulas en años de eventos del Niño (Gutiérrez et al., 2007), lo que en teoría aumentaría la cantidad de agua disponible para las plantas y por consiguiente la probabilidad de sobrevivencia de éstas.

Herbivoría

La herbivoría ha sido documentada como uno de los factores que más afectan la sobrevivencia de semillas y plántulas, teniendo un impacto negativo en los proyectos de restauración (Holmgren, 2002; Tsujino & Yumoto, 2004; Wilson et al., 2006). En este punto puede ser de utilidad llevar a cabo un estudio que evalúe la abundancia de herbívoros exóticos presentes en el sitio a restaurar (Manrique et al., 2007; Lopez & Terborgh, 2007). De acuerdo a los resultados que se obtengan se debe evaluar si es necesario excluir dichos animales de la zona y determinar, de ser necesario, la metodología más adecuada para controlar su efecto negativo.

Especies invasoras

Las especies vegetales exóticas que se encuentren invadiendo el sitio deben ser erradicadas en su totalidad por los medios que sean necesarios, ya que compiten directamente con las especies nativas que se busca introducir. Los métodos de control son variados y no excluyentes, siendo los principales: plantación a altas densidades, erradicación manual y mecánica, anillado (leñosas), pastoreo controlado, control biológico y uso de herbicidas (Davis & Meurk, 2001). Algunos puntos claves que se deben considerar para el manejo de este problema son los siguientes:

- Desarrollar un plan de erradicación que puede incluir diversas estrategias y metodologías, las cuales deben ser evaluadas caso a caso.
- Eliminar toda fuente de propágulos de especies exóticas del sitio, y en lo posible de los alrededores, así como también disminuir al máximo las zonas abiertas que potencialmente pueden ser colonizadas por especies indeseables.
- Actuar prontamente antes que se vuelva un problema incontrolable.
- Evitar medidas que causen mayores disturbios al sitio e intentar minimizar el uso de herbicidas utilizando otras opciones cuando sea posible.

Erosión

Los procesos erosivos son probablemente uno de los factores que generan los peores impactos sobre el suelo, ya que una vez que se pierde el sustrato es muy difícil volver a recuperarlo. Por consiguiente, una vez que un terreno es afectado por un incendio u otro agente perturbador es de suma impor-

tancia tomar a tiempo las medidas que eviten el desarrollo de procesos erosivos en el sitio afectado. Para esto, una vez que un sitio ha sido perturbado es necesario evaluar el riesgo potencial de erosión, lo que puede hacerse mediante metodologías estándar especialmente diseñadas para este fin, como la WATSED (Modelo para Aguas y Sedimentos) y RUSLE (Ecuación Universal de Pérdida de Suelos Revisada), entre otras (Robichaud et al., 2000). Si se detecta riesgo de erosión se deben llevar a cabo labores que impidan la pérdida de suelo, como la aplicación de *mulch* seco o de *hidromulch* (Graham, 2003). En sitios donde la pérdida de suelo ya ha ocurrido se deben realizar labores de recuperación de suelo mediante técnicas vegetativas y mecánicas antes de pensar en restaurar la zona. Luego que todas estas variables han sido evaluadas y se ha determinado cuáles de éstas limitan o podrían limitar la recuperación del sitio, se deben tomar las acciones que solucionen dichos problemas y que conduzcan al cumplimiento de los objetivos y metas fijadas con anterioridad.

Preparación

La preparación es la etapa que se debe desarrollar antes de comenzar con la reintroducción de plantas en el sitio a restaurar. Tiene como principal objetivo asegurar que el sitio tendrá las condiciones necesarias para que las plantas se desarrollen. Dentro de los aspectos más relevantes para la preparación de un proyecto de restauración se encuentran:

a) Preparación del terreno

Suelo

Generalmente los sitios a restaurar presentan algún grado de degradación del suelo, lo que trae como consecuencia pérdida de nutrientes, cambios en su estructura y disminución en la capacidad para retener humedad. En este sentido, antes de la reintroducción de especies vegetales es necesario tomar algunas medidas que ayuden a recuperar las propiedades perdidas del suelo. Dos medidas que pueden ser de gran utilidad para este punto son: (1) Comprobar que los niveles de nutrientes del suelo se encuentran dentro de los estándares para un suelo en buenas condiciones del mismo tipo. Es importante conocer esta información para no generar un aumento innecesario en la concentración de nutrientes, ya que las especies nativas por lo general se encuentran adaptadas a bajos niveles, por lo que un suelo enriquecido sería poco relevante para estas especies e incluso podría propiciar la invasión por especies exóticas. Y (2), recuperar la cubierta vegetal que muchas veces se ha visto seriamente dañada e incluso, en los casos más extremos, eliminada. Con este fin se puede utilizar un sustrato de otro sitio con características similares para reponer la cantidad necesaria en el sitio del proyecto. A pesar de que es la mejor opción para recuperar la cubierta vegetal, se debe tener mucho cuidado con los niveles de nutrientes que contengan y con la contaminación con semillas de especies indeseables. En el caso que se lleve a cabo esta medida correctiva se debe tener en cuenta que en sitios donde se ha perdido toda la cubierta vegetal se debe incorporar al menos 1,5 metros de sustrato (Ross et al., 1997). Si no se cuenta con el sustrato para generar una nueva cubierta vegetal, pero existe aún la necesidad de hacerlo, se debe evaluar el uso de biosólidos o *compost* (Meyer et al., 2004).

Especies invasoras

La invasión del sitio por especies vegetales invasoras puede disminuir el establecimiento de las especies nativas, ya que competirán directamente por los recursos del sitio como nutrientes, luz, agua y espacio. Por tanto, la erradicación de estas especies no deseadas, que pueden ser especies herbáceas, arbustivas u arbóreas, aumentaría las probabilidades de éxito del proyecto de restauración. Las técnicas de remoción varían de acuerdo al tipo de especie que se desee erradicar, necesiándose muchas veces una combinación de métodos para asegurar la eliminación. Los métodos para eliminar y erradicar especies invasoras se pueden agrupar en (Davis & Meurk, 2001; Dorner & Brown, 2000):

- Físicos: tracción, segado, quema y labrado.
- Sofocación: mulch artificial (e.g. plástico, geotextil, cartón, papel de diario), mulch biológico (e.g. paja, chips de madera, compost) y cobertura herbácea.
- Químico: herbicidas pre-germinativo y herbicidas post-germinativo (e.g. contacto, sistémico, selectivo).
- Ecológico: sombra, inundación, cambio en los patrones de alteración, cambio en los niveles de nutrientes y cambio en pH del suelo.

Cercado

Para evitar el efecto negativo de la herbivoría sobre las plantas que se utilizarán para restaurar, se debe considerar seriamente algún tipo de exclusión de herbívoros. Existen varios métodos para ello, los que en general pueden ser divididos en dos tipos según su rango de acción: individual (planta o semilla) o global (exclusión perimetral del sitio) (Bridle & Kirkpatrick, 1999; Forrester et al., 2006). La exclusión individual consiste en el uso de «refugios» (conocidos como *shelters* por su nombre en inglés) que pueden ser fabricados con diversos materiales y características (transparencia, forma, tamaño, etc.). La utilización de *shelters* no sólo provee protección contra la herbivoría sino que, además, puede ayudar a reducir el estrés hídrico, favorecer el crecimiento en altura y biomasa, y proteger contra las inclemencias del tiempo (Sweeney et al., 2002). Por su parte, la exclusión global consiste en un cierre perimetral compuesto generalmente por alambre de púas, que impida el ingreso de herbívoros mayores o por un enrejado o malla que evite el ingreso tanto de herbívoros mayores como menores. Aunque ambos tipos de exclusiones deben tomar en cuenta una serie de atributos técnicos para excluir herbívoros mayores y/o menores según corresponda, también es necesario utilizar materiales resistentes a inclemencias del tiempo y que en lo posible eviten el sabotaje humano (Davis & Meurk, 2001). Si el sitio presenta una alta abundancia de herbívoros menores como lagomorfos y roedores, se debe evaluar el uso de exclusiones individuales. Si por el contrario la presencia de herbívoros mayores fuera la preponderante se debe evaluar una exclusión total del sitio. En el caso que el efecto de ambos tipos de herbívoros sea importante se puede establecer una exclusión global del sitio, el uso de exclusiones individuales o una combinación de ambos métodos. Sin embargo, la decisión final sobre qué tipo de exclusión se utilizará dependerá finalmente de la estrategia de plantación que se desarrolle (plantación en islas, por grupos, homogénea, etc.) y del ensamblaje de herbívoros presente en el sitio.

b) Educación y trabajo con la comunidad

Una restauración integral debe buscar eliminar los impactos humanos directos para poder favorecer la recuperación del sitio restaurado. Dentro de las acciones para disminuir en parte estos impactos antrópicos negativos, se encuentran las campañas de información, comunicación y educación ambiental (Zamora, 2002). Estas campañas buscan entregar a la sociedad herramientas que le permitan comprender las razones por las que se llevan a cabo planes de restauración (*e.g.* valor ecológico de los recursos, necesidad de restauración, importancia de buenas prácticas de manejo). Con esto se pretende hacer partícipe a la comunidad de las actividades que se realizarán, mantenerlos informados de las distintas etapas que se han cumplido y cómo pueden ayudar en el proyecto, incentivarlos a que den su apoyo, ya sea con su experiencia, horas de voluntariado o proporcionando información sobre la evolución del sitio. El uso de voluntarios en las distintas etapas del proyecto de restauración puede ser un aporte, pero se les debe proporcionar la capacitación y la supervisión adecuada. Para ello se debe entregar toda la información relevante y entrenamiento a través de charlas y medios escritos como materiales y manuales que ayuden a entregar los aspectos técnicos claves para la labor que desempeñarán. Además, se debe contar con todo el material y herramientas para que las personas ejecuten las labores encomendadas, así como también en la medida de lo posible vestimenta adecuada y alimento.

Implementación

Una vez que los agentes de daños se han detectado y controlado, que se ha preparado el sitio, y que se cuenta con un plan de trabajo claro, es momento de comenzar con la etapa de implementación, etapa en la que se ejecutarán aquellas tareas que tienen directa relación con la introducción de las especies vegetales seleccionadas para el proyecto de restauración.

a) Estrategias de Reintroducción (Pasiva o Activa)

Pasiva

Este método consiste principalmente en dejar que la vegetación retorne de manera natural al sitio. En algunas ocasiones el análisis del sitio indicará los principales factores que limitan que el sitio se recupere por sí mismo luego de una perturbación. En estos casos sólo bastará con eliminar los factores limitantes para obtener un efecto positivo en el sitio. Si bien este método es el que menos recursos necesita, presenta una serie de inconvenientes como:

- Necesidad de una adecuada fuente de propágulos en un radio próximo que permita la colonización.
- Necesidad de un banco de semillas adecuado en el suelo y/o material vegetal que pueda rebrotar y producir semillas, que permitan la germinación de nuevos individuos.
- Presencia de especies vegetales invasoras, en general tienen ventajas competitivas sobre las especies nativas, principalmente por su rápido desarrollo, lo que puede transformarse en un grave problema a corto plazo.
- La reintroducción es lenta y muy sensible a perturbaciones (erosión, herbivoría, competencia, especies invasoras, etc.).

Activa

Este método busca mediante el uso de dos opciones, (1) semillas y/o (2) plantas, apresurar el restablecimiento de la cubierta vegetal del sitio. Las dos opciones mencionadas tienen ventajas y desventajas, por lo que muchas veces es recomendable utilizar una combinación de ambas.

(1) Semillas: Son una opción bastante conveniente ya que son más baratas que las plantas y fáciles de distribuir en grandes extensiones de terreno. Si bien a *priori* su uso parece ser una buena opción, hay un gran número de desventajas en su uso por diversos factores, entre los cuales se encuentran:

- Herbivoría, están expuestas a ser depredadas por aves y roedores.
- Desarrollo lento, pueden pasar años hasta que la semilla germine y llegue al estado adulto.
- Competencia, en la etapa de germinación se ven afectadas por el establecimiento de especies vegetales invasoras.
- Germinación, muchas semillas necesitan condiciones específicas para su establecimiento.
- Disponibilidad, falta del stock necesario para los requerimientos del proyecto en el mercado formal, por lo que muchas veces será necesario realizar colectas.
- A pesar de las desventajas que presenta el uso de semillas, éstas pueden ser una muy buena opción al momento de restaurar con especies herbáceas.

(2) Plantas: Son una opción más cara que el uso de semillas, pero asegura un establecimiento más rápido. Por otro lado, se evitan los problemas de germinación, ya que se trabaja con material que ya ha pasado esa etapa en su desarrollo. A pesar de que pueden ser una opción mejor, también tienen algunas desventajas como:

- Protección, se deben proteger contra herbívoros por medio de exclusiones.
- Mayor costo, principalmente por mano de obra y valor de las plantas.

Existen diferentes fuentes desde las cuales se puede obtener el número de plantas necesarias para la implementación del proyecto, y en muchos casos la combinación entre distintas fuentes de material vegetal puede suplir las necesidades del proyecto. Una de estas opciones es el salvataje de especies desde sitios que serán utilizados con otros fines, siempre y cuando las especies puedan soportar un traslado. A pesar de ser una buena opción, lamentablemente no se cuenta con programas ni redes que sirvan de apoyo en este sentido.

Otra opción es contactar viveros que tengan el material vegetal necesario en stock, aunque es probable que en ocasiones no se encuentren ni las especies necesarias, ni el número suficiente de individuos. Siguiendo esta línea existe la opción de llegar a un acuerdo con algún vivero o productor de plantas, para que produzca las especies y el número de individuos necesarios. Si todas las opciones anteriores fallasen, sólo queda que el proyecto se encargue de producir sus propias plantas. Para esto será necesario la construcción y mantención de un vivero propio, que se encargue exclusivamente de las especies que se necesiten, dependiendo de la zona que se desee restaurar. Evidentemente esta opción es la más cara de todas, ya que implica una fuerte inversión inicial, pero que a largo plazo puede ser una ayuda, no sólo para el proyecto de restauración involucrado, sino que para otros proyectos que necesiten especies similares. Además es posible buscar asociaciones con distintas entidades como la comunidad local, municipalidades, entidades del Estado, agrupaciones no gubernamentales y universidades, de manera de generar nexos que impulsen el desarrollo de investigaciones y la generación de nuevas tecnologías, al mismo tiempo que ayuden al desarrollo social y generen nuevas fuentes de empleo.

b) Estrategias de plantación

Una vez que se ha preparado el sitio y se ha decidido la estrategia de reintroducción (activa o pasiva) y el tipo de material vegetal a utilizar (semillas y/o plántulas), se deben definir las especies y forma en que serán incorporadas en el sitio. Para definir las especies y orden en que se realizará la plantación es de suma importancia remitirse a la información recopilada acerca de la dinámica sucesional del ecosistema de referencia que se disponga. Utilizando esta información se deben establecer las especies que participan en las distintas etapas sucesionales del sistema vegetal que se quiere restaurar. De esta forma se podrá dilucidar cuáles especies son pioneras (colonizadoras), cuáles son representantes de sucesiones intermedias y cuáles especies se encuentran presentes principalmente en las etapas tardías. De acuerdo a esta información es posible establecer las especies que se utilizarán en las diversas etapas del proyecto, además del tipo de material vegetal y los plazos con que se irán desarrollando las etapas de plantación. Si se escogiera la opción de utilizar semillas hay una serie de factores que deben ser tomados en cuenta con relación a cómo serán sembradas:

- Época de siembra, de preferencia en períodos del año en que las condiciones climáticas mantengan el suelo húmedo. Se recomiendan los meses de otoño para aquellas especies que necesitan estratificación y los de primavera para aquellas que no presentan restricciones a su germinación.
- Preparación del sitio, dependiendo de las condiciones del sitio y de los requerimientos de las semillas a utilizar es posible tener que ejecutar un plan de preparación superficial para favorecer la germinación.
- Calidad de las semillas, se debe tomar en cuenta la pureza de las semillas y la tasa de germinación estimada de éstas.
- Tipo de Siembra: (1) Mecánica, facilita la plantación a profundidades específicas, lo que puede asegurar mayores porcentajes de germinación. Por otro lado, presenta algunas desventajas, como su alto valor y la plantación en líneas (menos natural). (2) Manual, es un método barato, fácil de aplicar y tiene un resultado más natural. Sin embargo, en general se obtienen menores tasas de germinación que con el método mecánico. (3) Hidrosiembra, es un tipo de siembra manual en que las semillas son combinadas en un medio acuoso aplicado a presión generalmente con el apoyo de maquinaria. Usualmente este método se utiliza en terrenos con altas pendientes o de difícil acceso. (4) Siembra aérea, como su nombre lo dice se realiza la aplicación de semillas por medio de aviones. Se recomienda para sitios extremadamente extensos o inaccesibles.

Si por el contrario, se escogiera utilizar plantas, es necesario utilizar las técnicas de plantación adecuadas que aseguren su exitoso establecimiento en el nuevo sitio. A continuación se entregan algunos aspectos críticos que se deben tener en cuenta al momento de realizar una plantación de estas características:

- Plantar en días templados, evitar temperaturas extremas (calor, frío).
- Minimizar la sobre exposición de las raíces al medio.
- Hacer un orificio adecuado para la plantación, debe ser de dos veces el diámetro del cepellón de la planta y un poco más profundo que la altura de éste. Además se recomienda mullir los bordes del orificio para facilitar la penetración de las raíces y poner algo de sustrato en el fondo de éste.
- En lo posible tratar que el segmento aéreo de la planta quede al mismo nivel del suelo, evitando que el tallo quede enterrado.

- Eliminar las estructuras dañadas de la planta. Se deben eliminar raíces, hojas y ramas que presenten daños.
- Asegurar la planta con firmeza, presionar el sustrato con las manos a diferentes profundidades tratando de no ejercer demasiada presión para no dañar las raíces.
- Regar. Con el objetivo de disminuir el estrés causado por la plantación es recomendable realizar un riego de inicio una vez establecida la planta.
- Aplicar mulch. Si bien esta recomendación es opcional, es aconsejable usar mulch para evitar la pérdida de humedad y competencia con especies invasoras.

c) Mantenimiento

Riego

Se deben seguir los protocolos adoptados luego de analizar la información recopilada en etapas preliminares (planificación). Se recomienda constantes visitas al sitio para analizar si la falta de agua está causando mortalidad para poder tomar medidas correctivas en la medida de lo posible. Si es inevitable la adición de agua, se debe buscar incorporar la cantidad equivalente a la que naturalmente precipitaría en el sitio en un año normal de lluvias.

Herbivoría

Se deben chequear las exclusiones buscando signos de daño o violación de ellas, para tomar las medidas necesarias para reponer, reparar o rediseñar las exclusiones. Además, si bien el efecto de herbivoría por vertebrados puede ser nefasto, no se debe obviar el daño causado por insectos. Los insectos pueden causar estragos si no se toman las acciones pertinentes, por lo que se debe estar atento a aumentos bruscos de sus poblaciones, fenómeno en el cual sería recomendable el uso de pesticidas u otros métodos menos invasivos.

Control de especies vegetales invasoras

Se deben tomar las medidas preventivas para que las acciones llevadas a cabo con anterioridad sean efectivas a largo plazo. Dentro de ellas se encuentran las siguientes:

- Detección temprana y erradicación de nuevas invasiones: la clave es evitar que las nuevas plántulas invasoras alcancen la madurez para llegar a producir semillas.
- Detección y contención de brotes de especies invasoras en los predios vecinos: Los sitios a restaurar se encuentran inmersos en una matriz más amplia, donde inevitablemente las zonas aledañas al proyecto pueden actuar como fuente de propágulos para la dispersión de especies indeseables. Por esto, es de vital importancia mantener los límites del sitio libres de especies invasoras, utilizando para esto los métodos de erradicación ya enunciados en la sección de preparación del sitio.
- Evitar dejar zonas sin vegetación, luego de erradicar las especies vegetales no deseadas, para evitar que los espacios que han quedado sin vegetación luego de la erradicación sean nuevamente invadidos.

Erosión

Se debe evaluar en terreno el éxito de las medidas ejecutadas para prevenir la erosión y recuperación de los suelos degradados. De no haber sido efectivas, se deben estudiar algunas medidas correctivas adicionales para ayudar a detener los procesos erosivos. Dentro de estas medidas, la plantación de herbáceas o praderas y el uso de *mulch* (si no se evaluó su uso con anterioridad) podrían ayudar a disminuir la escorrentía superficial.

Monitoreo y Evaluación

El monitoreo mide el éxito de un proyecto de restauración en términos del cumplimiento de los objetivos y metas propuestas en la etapa de planificación. Es un mecanismo que ayuda a alertar sobre la necesidad de ejecutar acciones de mantenimiento y/o aplicar medidas correctivas, indispensables para la continuidad y éxito del proceso de restauración. El monitoreo debe evaluar la evolución de las variables abióticas y bióticas del sitio de estudio, incluyendo en estas últimas tanto el componente flora como la fauna asociada.

Las técnicas de monitoreo de vegetación (especies nativas y exóticas) pueden variar de acuerdo al tamaño del sitio a restaurar. En general para sitios pequeños (< a 10 ha) bastará con un seguimiento fotográfico (Davis & Meurk, 2001) cada tres meses en un principio, para luego ir espaciando las visitas hasta llegar a una visita por año. En el caso de proyectos de restauración a gran escala se debe incluir el uso de parcelas permanentes o al azar (Dorner & Brown, 2000), las que pueden ser evaluadas a través de métodos cualitativos (reconocimientos visuales) y/o mediciones cuantitativas. Dentro de las mediciones cuantitativas se deben incluir las siguientes: diversidad, densidad, regeneración, cobertura y frecuencia. Una vez que se ha llegado a la estructura vegetacional deseada las mediciones deben enfocarse en la regeneración del sistema y en la resistencia que éste presente ante la invasión de especies vegetales exóticas.

Respecto a la fauna, es necesario hacer una evaluación de los diversos taxa presentes en el sitio, ya que el aumento en la diversidad de fauna puede ser indicador de que el proyecto marcha en el sentido correcto. Las técnicas de monitoreo varían según las características de las especies que se quieren evaluar, pero en general el uso de parcelas permanentes puede ser de gran utilidad para una correcta evaluación. Las principales variables a medir deberán estar asociadas a la abundancia y composición de especies, para lo cual es recomendable la utilización de trampas dispuestas en transectos para invertebrados y pequeños vertebrados (Pearson & Ruggiero, 2003), transectos de observación para aves y conteo de fecas y huellas para vertebrados de mayor tamaño.

En general se recomienda que los planes de monitoreo sean lo más simples, estandarizados y replicables posible, ya que muchas veces los planes de monitoreo no son desarrollados debido a que requieren invertir tiempo por un largo espacio de tiempo, con la consiguiente necesidad de comprometer los recursos económicos para dicho periodo. Sin embargo, dejar de implementar un plan de monitoreo tiene como consecuencia la imposibilidad de determinar el éxito o fracaso de un proyecto. Además, un plan de monitoreo puede entregar valiosa información para corregir errores y para determinar aquellos factores claves de la restauración, los que pueden ser de gran utilidad para proyectos futuros.

CAPÍTULO 10:

Acciones de Restauración para las Formaciones Críticas

En la sección anterior se entregaron las bases generales para desarrollar un proyecto de restauración ecológica, sin embargo, como ya se dijo anteriormente, para desarrollar un proyecto de restauración para una zona específica es necesario obtener suficiente información que permita comprender de la mejor forma la composición, estructura y funcionalidad del sistema que se pretende restaurar. Apuntando a este objetivo a continuación se presentan las dinámicas sucesionales, recomendaciones de implementación y esquemas de sucesión base para desarrollar iniciativas de restauración post-fuego en las formaciones vegetacionales prioritarias. Debido a que las formaciones vegetacionales prioritarias se encuentran incluidas en dos macro-zonas, Región del Matorral y Bosque Esclerófilo, y Región del Bosque Caducifolio (Gajardo, 1994), y que las formaciones incluidas en cada región poseen características similares, se ha optado por ordenar la información de acuerdo a esta división, de manera de hacer más fácil la lectura e interpretación del documento.

10.1 Región del Matorral y Bosque Esclerófilo

Esta región se encuentra en la zona central de Chile, ubicándose en los terrenos litorales y de la depresión intermedia que se encuentran aproximadamente entre la cuesta Buenos Aires por el norte (29° 34' S) y la ciudad de Los Ángeles por el sur (37° 26' S), zona donde imperan condiciones de clima mediterráneo, con inviernos fríos y lluviosos y veranos cálidos y secos. Los ecosistemas de esta región han sido severamente degradados por perturbaciones de origen antrópico, ya que concentran una gran parte de las tierras de cultivo y zonas urbanas del territorio nacional (INE, 2006). La Región posee una alta diversidad vegetal con variadas formas de vida. Predominan los arbustos altos de hojas esclerófilas, pero también se encuentran arbustos bajos xerófitos, arbustos espinosos, suculentas y árboles esclerófilos y laurifolios con gran desarrollo en altura (Gajardo, 1994).

Dinámica Sucesional en la Región del Matorral y Bosque Esclerófilo

El inicio de una sucesión vegetal luego de una perturbación en la Región del Matorral y Bosque Esclerófilo, estará dada por el crecimiento de especies que pueden originarse a partir de semillas colonizadoras y/o sobrevivientes y por crecimiento vegetativo de las especies sobrevivientes tras la perturbación. Por tanto, la dinámica sucesional tendrá directa relación con la severidad del fenó-

meno perturbador y las formas de vida de las especies vegetales presentes (Tabla 10.1). Para el caso particular de los incendios forestales dependerá de la intensidad del incendio. Así, los incendios de alta intensidad probablemente destruirán el banco de semillas evitando la recolonización por este mecanismo (Muñoz & Fuentes, 1989), situación que puede ser compensada por el crecimiento vegetativo de algunos de los individuos sobrevivientes a través de estructuras subterráneas como bulbos, rizomas y lignotúberes. Mientras que, cuando la intensidad del fuego es baja, probablemente ocurra regeneración sexual a partir de las semillas sobrevivientes, regeneración vegetativa a partir del rebrote de yemas epicórmicas en ramas sobrevivientes y rebrote de individuos a partir de estructuras subterráneas (Montenegro et al., 2002; 2004).

Tabla 10.1: Diferencias en la regeneración del matorral chileno tras incendios de alta y baja intensidad, basadas en las formas de vida de Raunkiaer (1937) (Adaptado de Montenegro et al., 2002).

	Alta Intensidad		Baja Intensidad	
	Vegetativa	Sexual	Vegetativa	Sexual
Fanerófitas	Si	No	Si	Si
Geófitas				
- bulbos	Si	No	Si	No
- rizomas	¿?	No	Si	No
- lignotuber	¿?	No	Si	No
Hemicriptófitas	No	No	¿?	No
Terófitas	No	No	No	No

En función de la heterogeneidad e intensidad de la perturbación, ya sea fuego o corta, se pueden formar parches completamente desnudos, semi-desnudos y sin alterar, por lo que será posible encontrar en un mismo sector parches en diferentes estados sucesionales. Puesto que al parecer el fuego no es parte de estas dinámicas sucesionales, el impacto generado y la respuesta de la vegetación frente a ambos tipos de intervenciones parece ser similar.

Si bien es posible la auto-recuperación de algunas especies vegetales post fuego, la frecuencia e intensidad de incendios causados por el hombre puede limitar la capacidad de rebrote y generar un completo cambio en la estructura, frecuencia, densidad, composición específica y funcionalidad de la comunidad (Montenegro et al., 2002; Ávila *et. al.*, 1981; Naveh, 1975), contribuyendo a la fragmentación del paisaje, extinción de especies y desertificación (Armesto y Gutiérrez, 1978). La comunidad resultante tras incendios u otras intervenciones variará, pudiendo en un extremo ser completamente reemplazada en forma temporal por especies exóticas y, en el otro, volver a ser regenerada a partir de la vegetación original (Montenegro et al., 2002).

La continuidad de la sucesión vegetal, tras disturbios en la Región del Matorral y Bosque Esclerófilo, dependerá en gran parte del crecimiento vegetativo a partir de los tocones (sección del tronco que queda en pie tras una perturbación) de las especies vegetales que poseen lignotuber (Figura 10.1), en parte, del establecimiento de especies pioneras establecidas a partir de semillas (para más información ver Anexo 1), que tienen el potencial de facilitar el establecimiento de otras especies, puesto que bajo ellas se genera un microclima que favorece la colonización de especies que no soportan las condiciones de baja humedad y alta temperatura presentes en sectores con suelos desnudos.

Estas especies pioneras usualmente forman parches mono-específicos o de baja diversidad, están ampliamente distribuidas, tienen una alta capacidad de tolerar las condiciones xéricas de los sitios abiertos, tienen una alta producción de semillas y una alta capacidad de dispersión (Armesto & Piquett, 1985).

Figura 10.1: Rebrote de *Retanilla trinervia* (antes *Trevoa trinervis*) a partir del *lignotuber*.



En Chile es bastante común que, tras la ocurrencia de un incendio u otra alteración severa, el material vegetal afectado sea extraído del área para ser aprovechado como madera o leña. Lamentablemente esta situación perjudica enormemente la recuperación del sistema, ya que la extracción de tocones impide el rápido desarrollo de especies que podrían actuar como pioneras. Además, en algunos casos la regeneración vegetativa a partir de tocones permite la presencia inmediata de especies propias de etapas sucesionales más avanzadas, acelerando el proceso de auto-restauración, propio de la resiliencia de estos ecosistemas.

Dado el deterioro ecosistémico de gran parte de la Región del Matorral y Bosque Esclerófilo producto de las acciones del hombre y la consecuente presencia de ganado, *Acacia caven* (espino), especie dispersada mayoritariamente por ganado y adaptada a la sequía, parece actuar como la especie pionera más importante de la Región. Sin embargo, las características de esta especie pueden producir que, en aquellos sectores alterados y con altas densidades de ganado, la comunidad original sea reemplazada por parches dominados prácticamente en su totalidad por espinos acompañados de una estrata herbácea, comunidad conocida como «Espinal» (Fuentes y Hajek, 1979; Gajardo, 1994; Montenegro *et al.*, 2004). Cuando la presencia de ganado es menor, disminuye tanto la dispersión de espinos como el ramoneo sobre la regeneración, lo que permite la colonización por especies como *Cestrum parqui* y especies del género *Baccharis* (Figura 10.2 a y b). Luego, bajo su sombra, se facilita el establecimiento de *Muehlenbeckia astulata* y *Lithrea caustica*, ambas especies dispersadas por aves (Armesto & Piquett, 1985). La presencia de estas especies genera condiciones microambientales favorables que facilitan el establecimiento de otras especies que darán paso a la sucesión media y éstas finalmente a la sucesión tardía (Figura 10.3).

Figura 10.2 a y b: A la izquierda (a) se aprecia un espinal de *Acacia caven* con *Baccharis linearis*. A la derecha (b), se aprecia *Cestrum parqui* creciendo cerca de un árbol quemado. Ambos sitios, ubicados en las cercanías de Nogales, Región de Valparaíso, fueron afectados por incendios y poseen una fuerte presión ganadera.

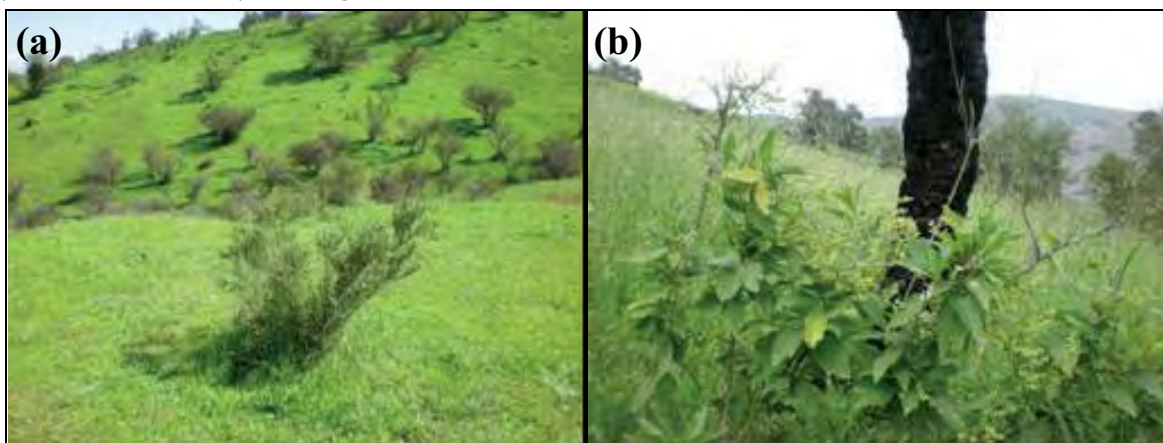
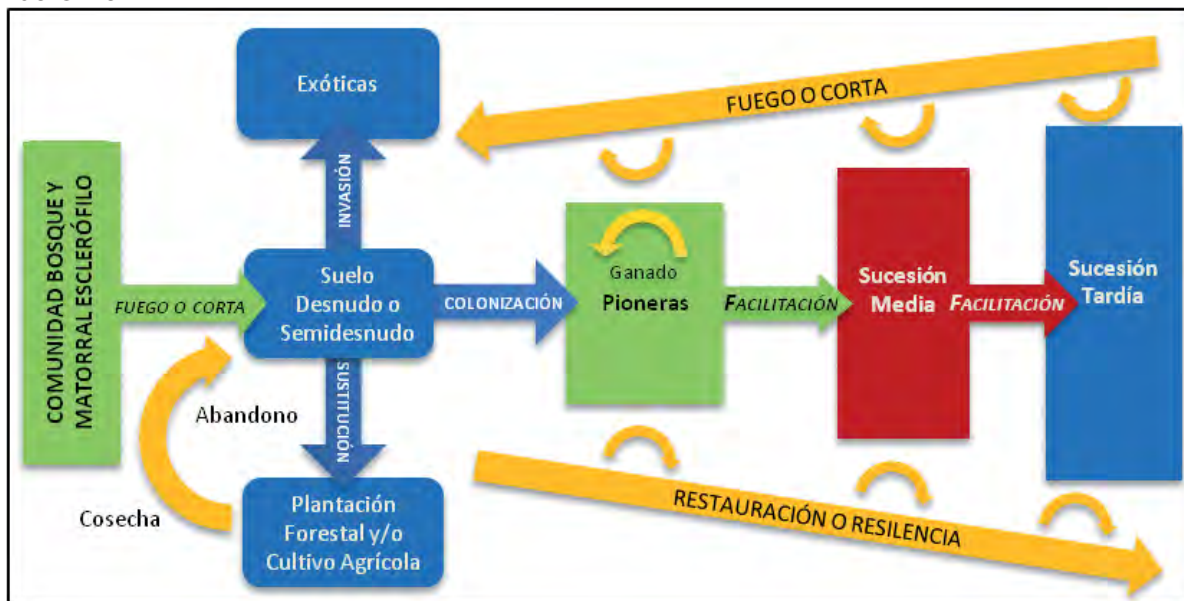


Figura 10.3: Sucesión vegetal tras intervenciones por incendios o corta y tras acciones de restauración o resiliencia propia del sistema, en la Región del Matorral y Bosque Esclerófilo de Chile.



Recomendaciones para la Implementación de Restauración Ecológica en la Región del Matorral y del Bosque Esclerófilo

- Tras la perturbación, se debe evitar el cambio en el uso de la tierra, por ejemplo sustitución de bosques quemados o talados por plantaciones de exóticas y cultivos agrícolas.
- En caso de que el sitio de interés haya sido invadido por especies exóticas agresivas, como *Rubus ulmifolius*, éstas deberán ser extraídas.
- Es fundamental la mantención de tocones y estructuras vegetales subterráneas, puesto que a partir de su rebrote y la colonización de especies pioneras a partir de semillas, se iniciará la sucesión ecológica.
- Acciones de preparación de sitio (detalladas en la sección restauración de este documento), ayudarán en esta primera etapa y evitarán mayor deterioro del ecosistema.
- Se debe excluir el ganado y potenciales herbívoros para evitar el ramoneo de la regeneración.
- Al establecer las especies artificialmente, se recomienda respetar el orden sucesional, comenzando con el establecimiento de especies pioneras. Una vez que éstas alcancen el tamaño adecuado para actuar como nodrizas, se debe proceder al establecimiento de especies propias de la sucesión media. Para ello se recomienda el uso de las especies que se encuentran en los esquemas sucesionales presentes en este documento.
- Si la sucesión media se desarrolla bien, es bastante probable que por sí sola avance a su estado tardío, aunque probablemente será necesaria la intervención humana a través de la introducción de especies propias de este estado sucesional, con el objetivo de asegurar que el ecosistema alcance la complejidad de especies anterior al impacto.
- Es importante destacar que la presencia de tocones favorece el crecimiento vegetativo, la cercanía de árboles semilleros favorece el crecimiento germinativo y la exclusión de ganado favorece ambos tipos de germinación. Estos elementos, en forma individual o complementada, mejoran la resiliencia del ecosistema, acelerando el proceso de restauración ecológica y evitando gastos inútiles de tiempo y dinero. Es por esta razón que se recomienda un constante monitoreo del área en cuestión.

Esquemas Sucesionales

Para realizar acciones adecuadas de restauración ecológica se debe, en primer lugar, comprender la dinámica sucesional del ecosistema en cuestión. Para esto se presentan a continuación los esquemas sucesionales de las formaciones más frágiles de la Región del Matorral y Bosque Esclerófilo. Estos esquemas han sido desarrollados en función de evaluaciones in situ, la experiencia de los autores y la clasificación de Gajardo (1994). En cada esquema las especies se han clasificado según su lugar en la sucesión y condición de humedad, esta última básicamente refleja la variabilidad ambiental según la exposición, donde la zona seca estará dada principalmente por laderas de exposición norte, noreste y noroeste y la zona húmeda por laderas de exposición sur, sureste, suroeste y quebradas. Los sectores sin exposición podrán pertenecer a cualquiera de las zonas, dependiendo de sus condiciones. Se recomienda usar las especies aquí presentes, sin embargo es fundamental que aquellos que lleven a la práctica las labores de restauración ecológica, se tomen el tiempo para identificar las especies que están presentes en el sitio de interés, ya impactado por fuego o corta, y aquellas especies

que se encuentran en zonas menos intervenidas en los alrededores. También deberán identificar claramente la zona sobre la base de su humedad, ya que siempre es posible encontrar excepciones a la regla que relaciona la humedad con la exposición. Se recomienda usar las especies principales presentadas en los esquemas para cada formación que se presentan a continuación (Figuras 10.4 a,b,c,d,e,f,g,h,i).

De las especies presentes en los esquemas, aquéllas que no son principales tienen un asterisco (*) distintivo y sólo deberán usarse para dar complejidad al ecosistema una vez que las otras ya hayan sido establecidas, o para reemplazar alguna especie principal de difícil establecimiento.

Figura 10.4 a: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Esclerófilo Montano.

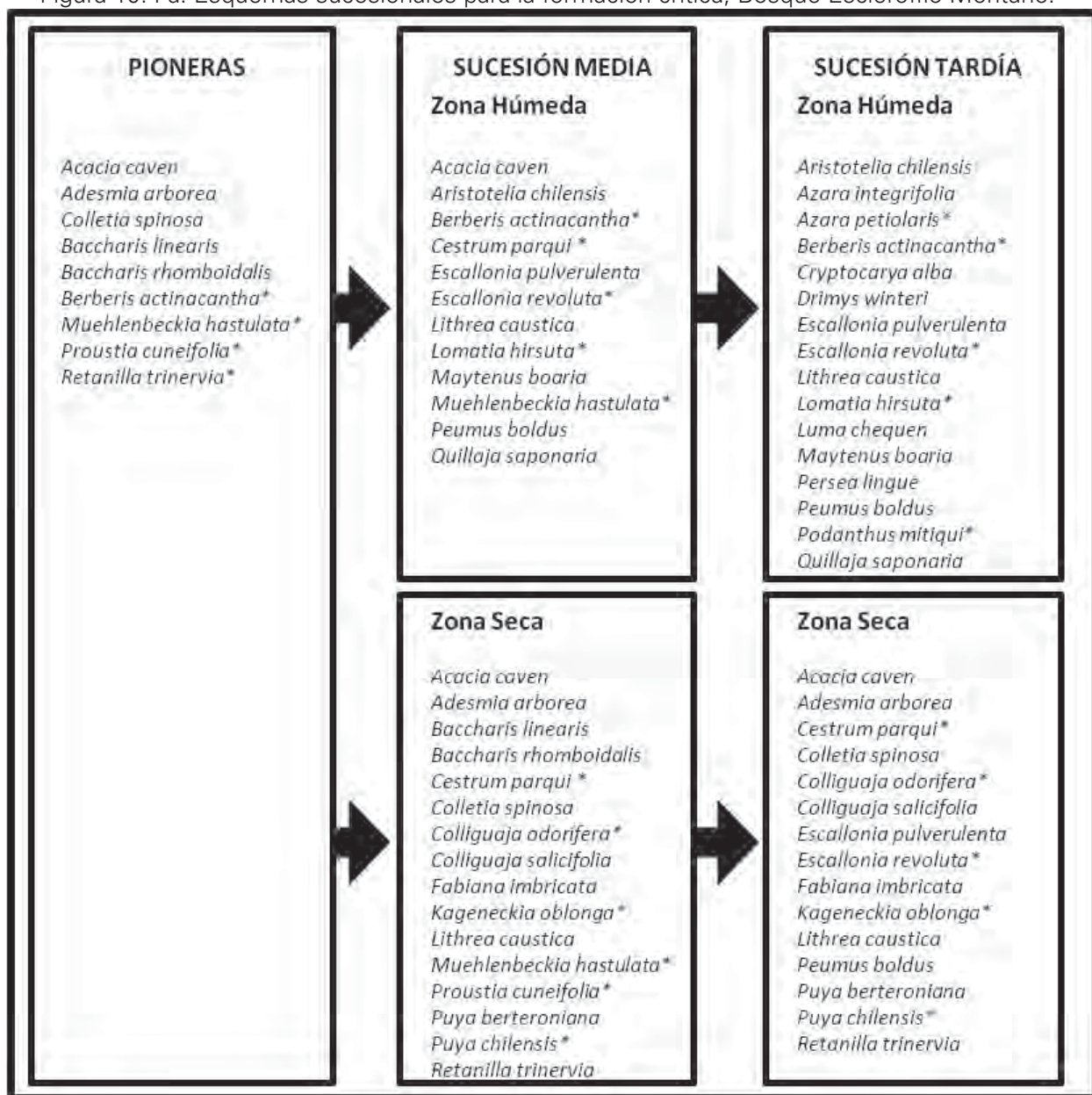


Figura 10.4 b: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Esclerófilo Costero

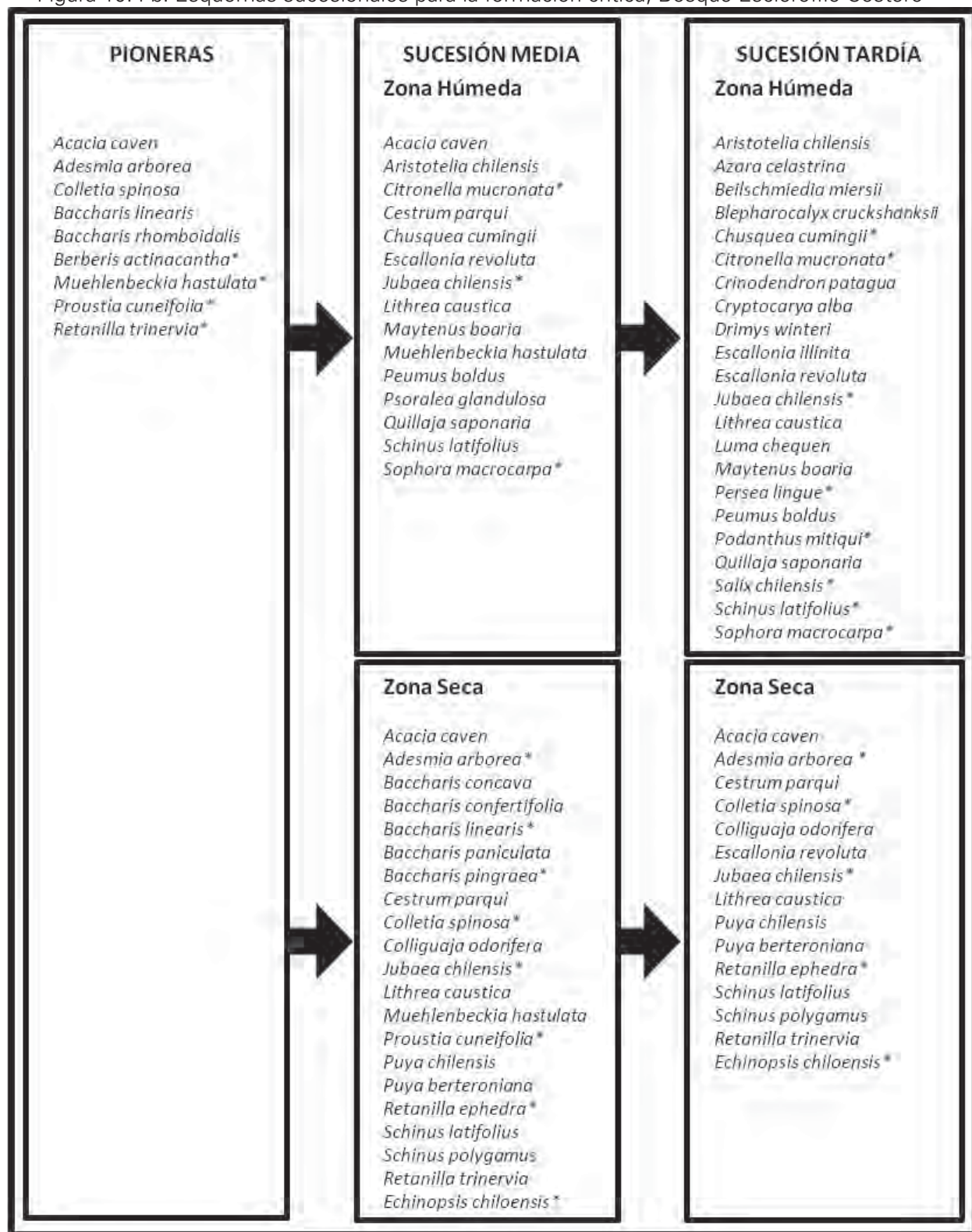


Figura 10.4 c: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Esclerófilo de la Precordillera Andina.

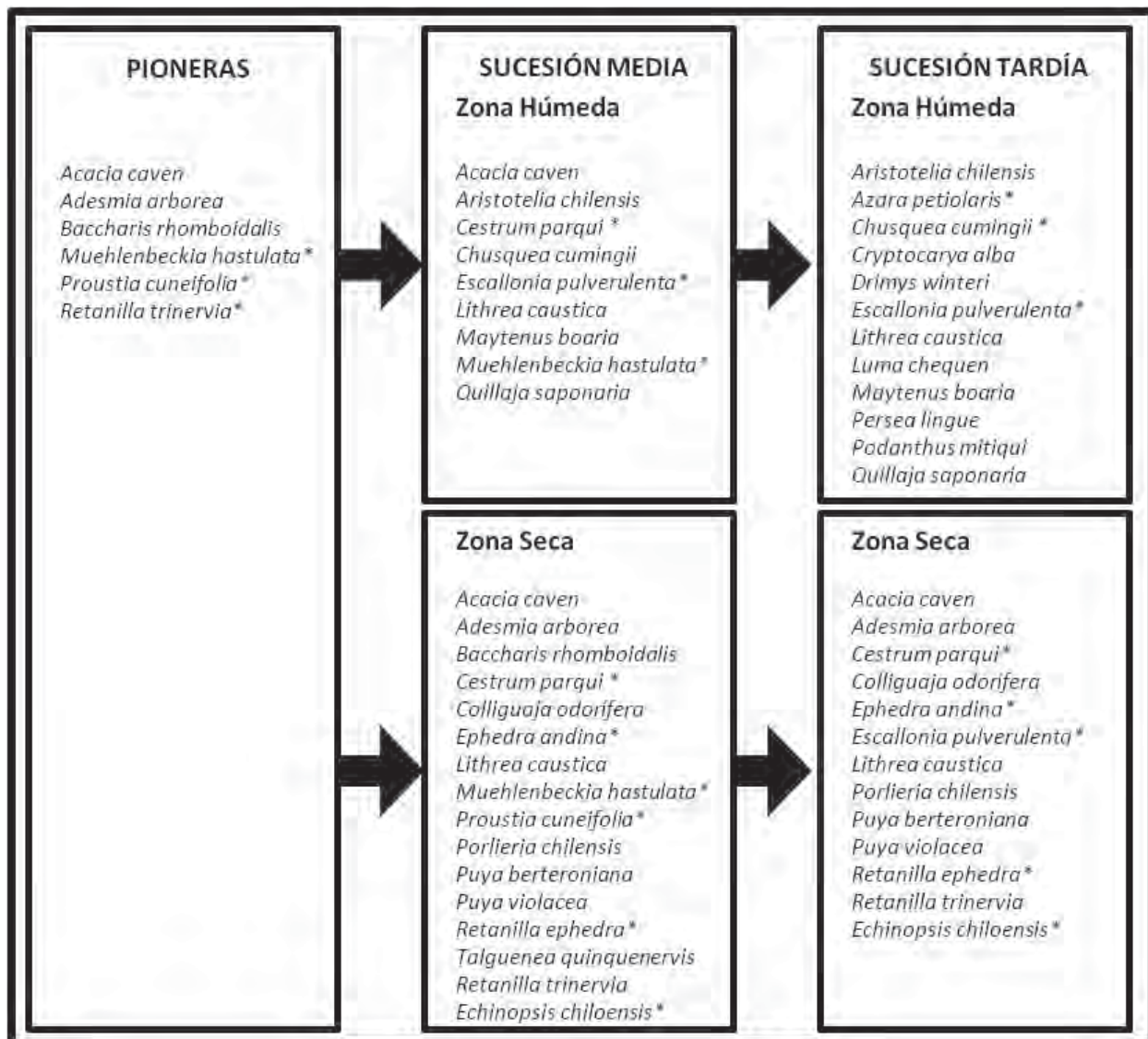


Figura 10.4 d: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Matorral Espinoso del Secano Costero.

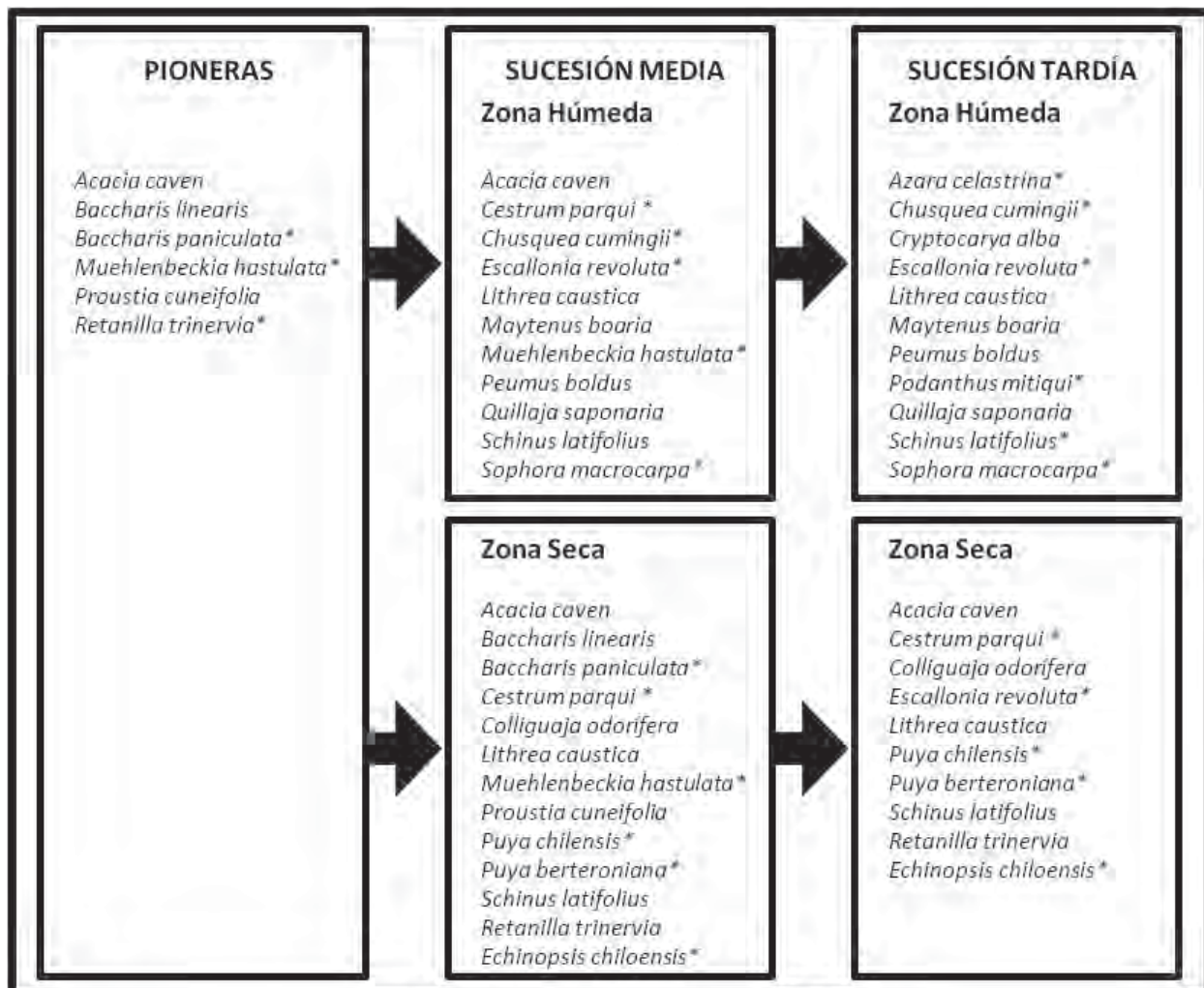


Figura 10.4 e: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Esclerófilo de los Arenales.

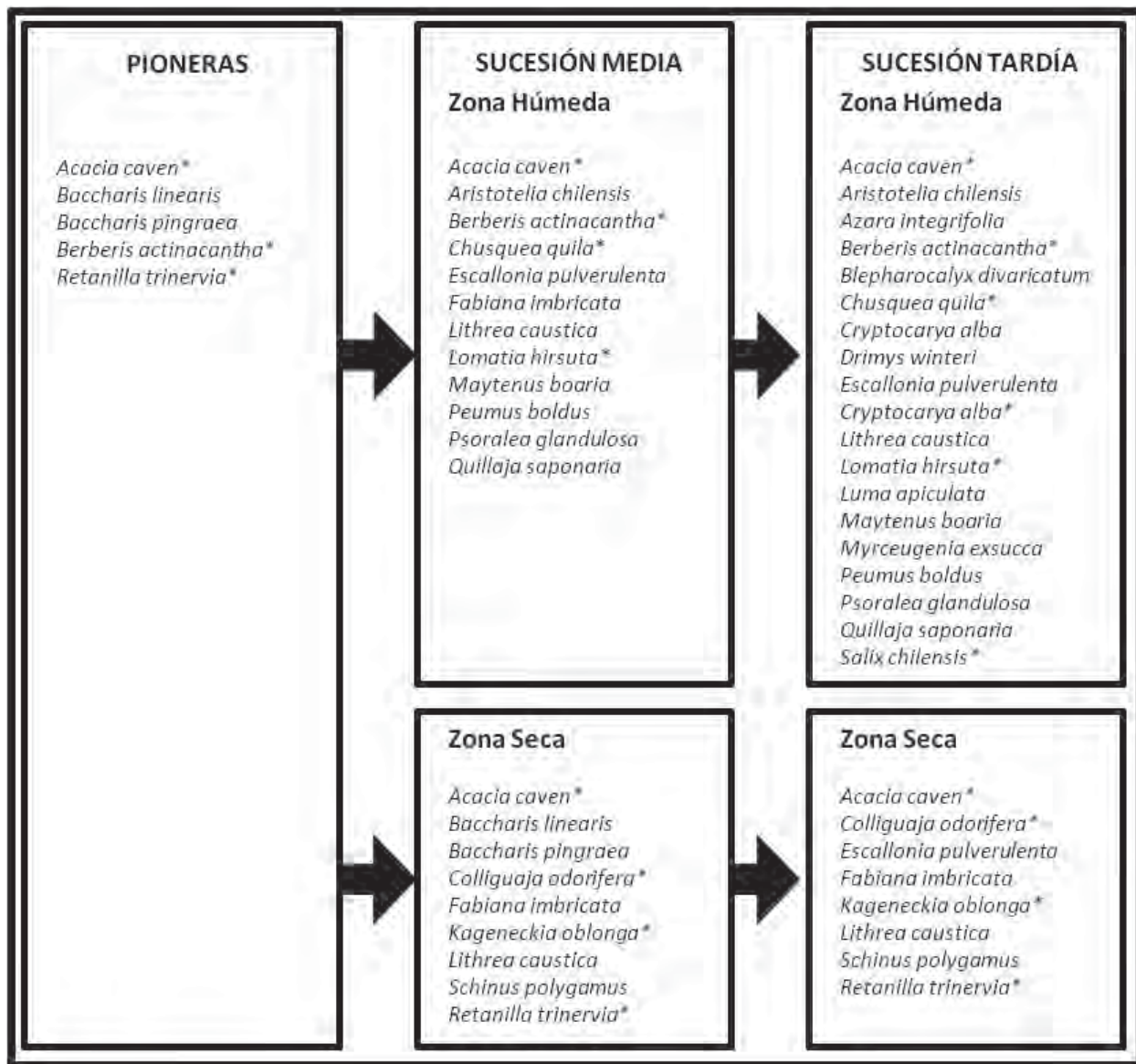


Figura 10.4 f: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Esclerófilo Maulino.

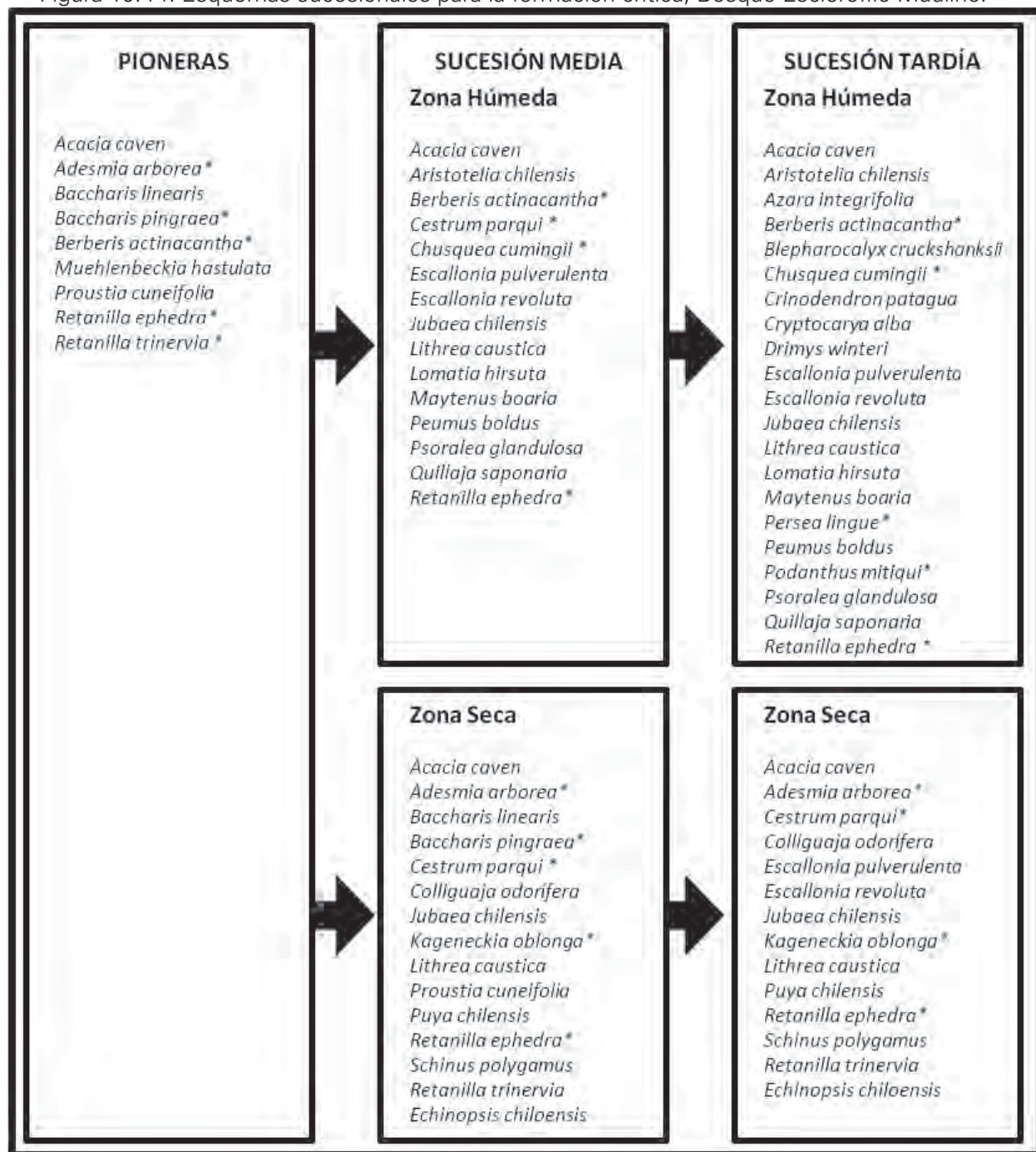


Figura 10.4 g: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Matorral Espinoso del Secano Interior.

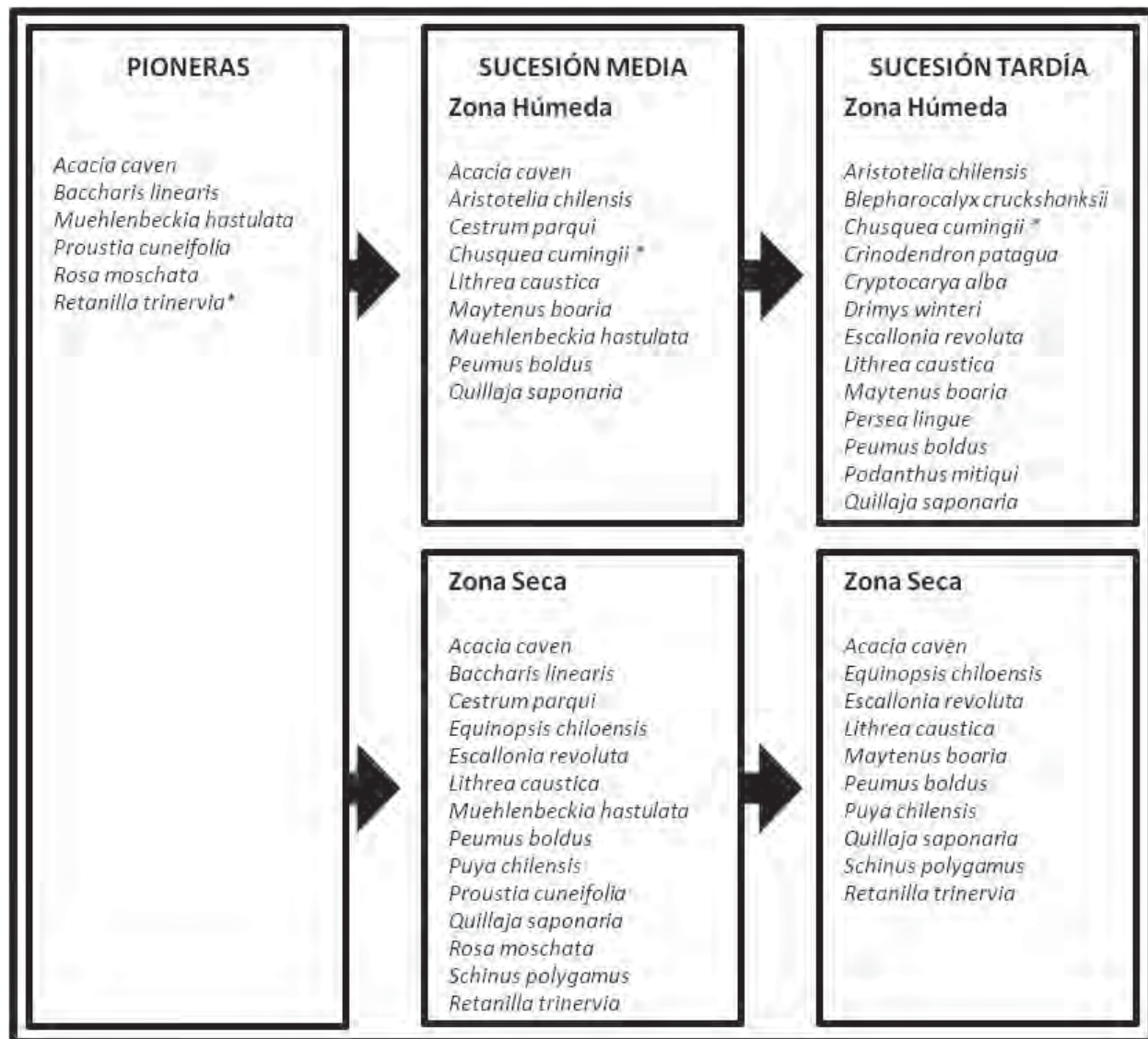


Figura 10.4 h: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Espinoso Abierto.

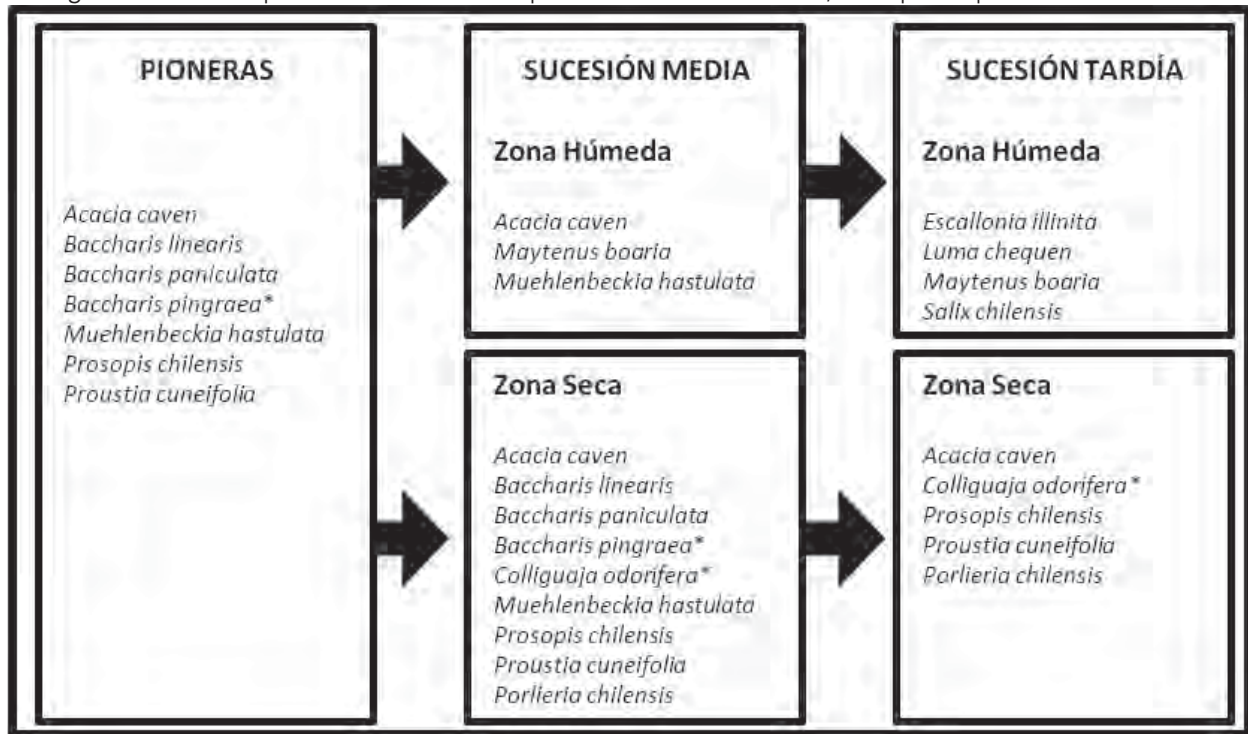


Figura 10.4 i: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Matorral Espinoso de la Cordillera de la Costa.



10.2 Región del Bosque Caducifolio

Esta región se distribuye desde el Cerro El Roble por el norte (32° 58' S) hasta las cercanías de la localidad de Fresia por el sur (41° 12' S). En su distribución norte ocupa posiciones montañosas sobre los 1000 metros de altitud para ir progresivamente bajando hacia el sur hasta utilizar la depresión intermedia, principalmente ligada a la ocurrencia de un clima templado. La característica esencial que distingue estos bosques es la presencia de especies de hojas caducas del género *Nothofagus*, las que se mezclan con elementos esclerófilos en su distribución norte y con elementos laurifolios en el sur (Gajardo, 1994). Esta región ha sido severamente afectada por las actividades forestales, las que han sustituido gran parte de sus formaciones, principalmente en la costa de la Región del Maule y Región del Bío-Bío, relegando a las comunidades caducifolias a pequeñas islas de bosque nativo inmersas en un ambiente gravemente alterado.

Dinámica Sucesional en la Región del Bosque Caducifolio

El inicio de una sucesión vegetacional, tras una perturbación en la Región del Bosque Caducifolio, estará dada por el crecimiento vegetativo de especies que se originarán a partir de semillas colonizadoras y semillas sobrevivientes a la intervención y por crecimiento vegetativo de especies sobrevivientes.

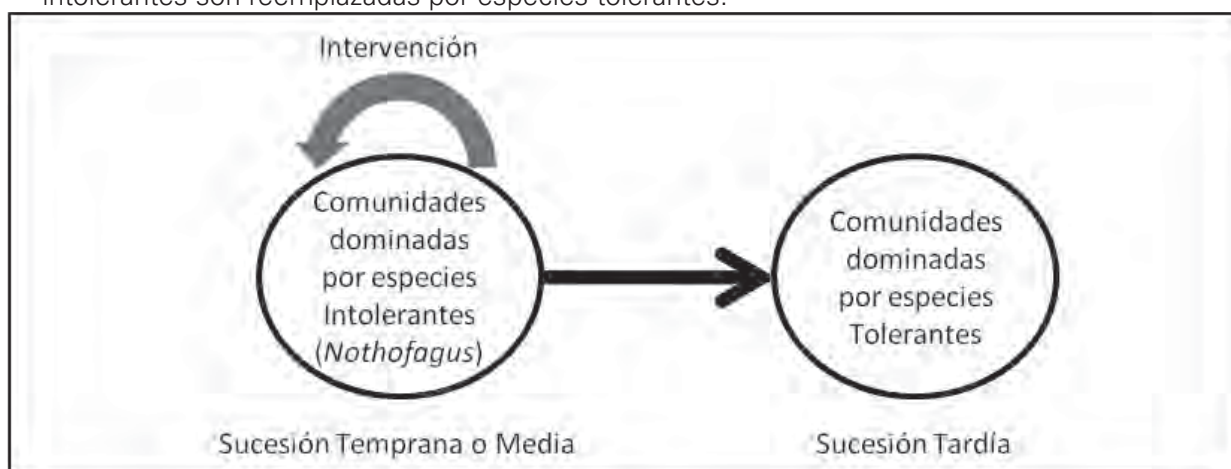
A diferencia de la Región del Matorral y Bosque Esclerófilo, donde la proximidad de especies vegetales genera cambios microclimáticos beneficiosos para el establecimiento de nuevos individuos, en los bosques caducifolios la proximidad espacial entre las plantas frecuentemente resulta en un efecto negativo como consecuencia de la competencia por luz. La competencia por radiación solar determina una sucesión ecológica basada en la tolerancia a la sombra (Kobe et al. 1995, Saldaña & Lusk, 2003). De esta forma, una zona recién intervenida será colonizada por especies intolerantes a la sombra, bajo las cuales en una etapa sucesional posterior crecerán especies semi-tolerantes y bajo estas últimas se establecerán especies tolerantes, que eventualmente llegarán a dominar el dosel tras su abertura por algún tipo de perturbación, por ejemplo la caída de un árbol. En la Tabla 10.2, se muestra la tolerancia de algunas de las especies en función de sus requerimientos lumínicos.

Si se sigue la teoría clásica de sucesión en esta región, que apunta a que el término de ella se encuentra representada por una comunidad de especies tolerantes y semitolerantes capaces de auto reemplazarse, perpetuándose en un equilibrio dinámico, estos bosques deberían estar en general dominados por especies como *Aextoxicon punctatum* (olivillo) y *Persea lingue* (lingue), entre otras. Sin embargo, una simple observación de los bosques caducifolios andinos del centro-sur de Chile permite verificar que no se cumple la teoría clásica, puesto que están dominados por especies intolerantes del género *Nothofagus* (Veblen & Ashton, 1978). Al parecer esto se podría deber a que se encontrarían en etapas sucesionales tempranas e intermedias, producto de catástrofes como erupciones volcánicas y deslizamientos de tierra por terremotos (Donoso, 1998), y quizás también por intervenciones antropogénicas como incendios y cortas. Si estas alteraciones no existieran, las especies tolerantes reemplazarían a las intolerantes y los bosques de esta región vegetacional dejarían de estar dominados por especies del género *Nothofagus* (Figura 10.5).

Tabla 10.2: Requerimientos lumínicos de algunas especies vegetales, expresado en función de la apertura de dosel requerida para su establecimiento y desarrollo (adaptada de Lusk & Keely, 2003).

Especie	Requerimiento de Luz (% apertura del dosel)
<i>Embothrium coccineum</i>	100
<i>Fuchsia magellanica</i>	60
<i>Nothofagus dombeyi</i>	37
<i>Aristotelia serrata</i>	26
<i>Luma apiculata</i>	15
<i>Weinmannia trichosperma</i>	13
<i>Azara lanceolata</i>	10
<i>Eucryphia cordifolia</i>	10
<i>Caldecluvia paniculata</i>	9
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	9
<i>Lomatia ferruginea</i>	9
<i>Amomyrtus luma</i>	8
<i>Gevuina avellana</i>	7
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	6
<i>Laurelia philippiana</i>	4
<i>Aextoxicon punctatum</i>	2
<i>Myrceugenia planipes</i>	1

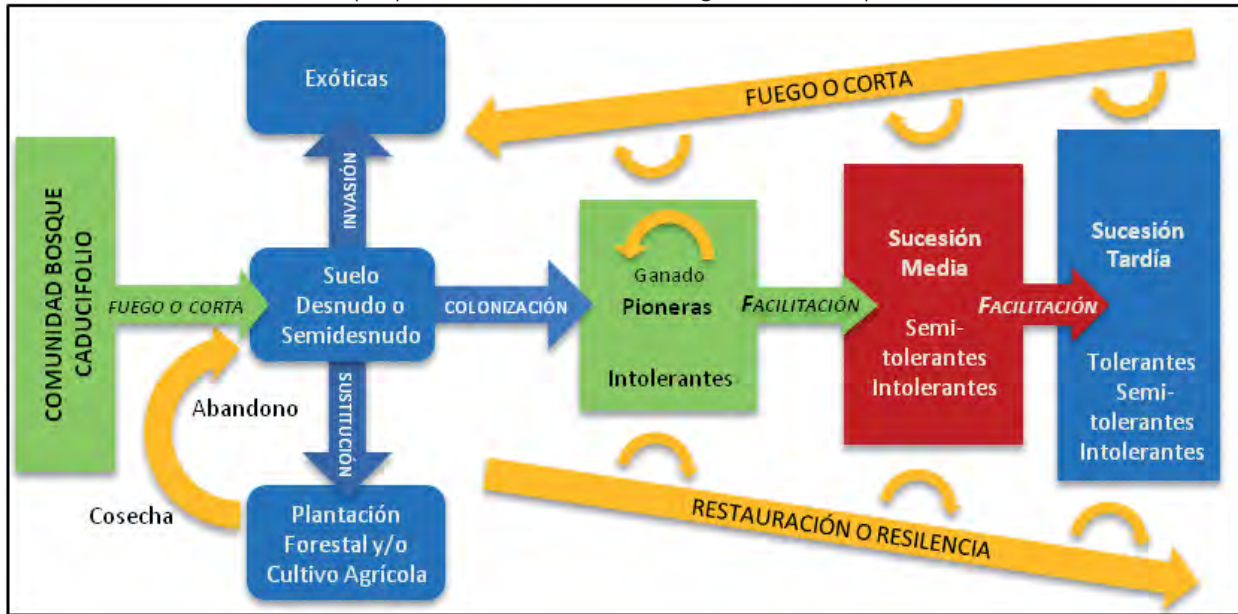
Figura 10.5: Dinámica en bosques caducifolios. La comunidad dominada por especies intolerantes se mantiene en función de las intervenciones, sosteniéndose en un estado sucesional temprano o medio. En ausencia de perturbaciones, la sucesión avanza y las especies intolerantes son reemplazadas por especies tolerantes.



Si bien, tras un incendio u otra intervención, los *Nothofagus* son capaces de colonizar el área afectada, el exceso de ganadería puede comprometer su establecimiento y desarrollo, dado que en general las especies de este género son palatables para el ganado (Blackhall & Raffaele, 2005). La alta

presión ejercida por el ganado durante la regeneración temprana post-fuego puede impedir localmente la regeneración de especies leñosas, transformando a la comunidad en una estepa degradada con abundantes especies exóticas (Veblen et al., 2003). En casos menos extremos se podría mantener la formación vegetal en sus primeros estados sucesionales (Figura 10.6).

Figura 10.6: Sucesión vegetal tras intervenciones por incendios o corta y tras acciones de restauración o resiliencia propia del sistema, en la Región del Bosque Caducifolio.



Recomendaciones para la Implementación de Restauración Ecológica en la Región del Bosque Caducifolio.

- Tras la perturbación se debe evitar el cambio en el uso de la tierra, por ejemplo sustitución de bosques quemados o talados por plantaciones de exóticas y cultivos agrícolas.
- En caso de que el sitio de interés haya sido invadido por especies exóticas agresivas, como *Rubus ulmifolius*, *Sarothamnus scoparius* y *Acacia dealbata*, éstas deberán ser extraídas.
- Es fundamental la mantención de tocones y estructuras vegetales subterráneas puesto que, a partir de su rebrote y la colonización de especies pioneras a partir de semillas, se iniciará la sucesión ecológica.
- Acciones de preparación de sitio (detalladas en la sección restauración de este documento) ayudarán en esta primera etapa y evitarán mayor deterioro del ecosistema.
- Se debe excluir la ganadería con el fin de evitar el ramoneo de la regeneración.
- Al establecer las especies artificialmente se recomienda respetar el orden sucesional, comenzando con el establecimiento de especies pioneras. Una vez que éstas alcancen el tamaño adecuado para actuar como nodrizas, se deben incorporar las especies semi-tolerantes pro-

pias de la sucesión media. Se recomienda utilizar las especies que se encuentran en los esquemas presentes en este documento.

- Si la sucesión media se desarrolla bien, es bastante probable que por sí sola avance a su estado tardío, aunque probablemente será necesaria la intervención humana a través de la introducción de especies tolerantes propias de este estado sucesional, con el objetivo de asegurar que el ecosistema alcance la complejidad de especies anterior al impacto.
- Se recomienda dejar los arbustos pre-existentes para la etapa inicial de restauración ecológica y ayudar al establecimiento de especies intolerantes (pioneras). En caso de que los arbustos correspondan a especies exóticas, pueden ser extraídos una vez que se hayan establecido, natural o artificialmente, especies semi-tolerantes o tolerantes nativas bajo ellos, o haya un buen establecimiento de intolerantes nativas como para dar paso al establecimiento de especies típicas de una sucesión media.
- La presencia de tocones favorece el crecimiento vegetativo, la cercanía de árboles semilleros favorece el crecimiento germinativo y la exclusión de ganado favorece ambos tipos de germinación. Tomando en cuenta estos aspectos es posible acelerar los procesos de restauración ecológica y evitar gastos inútiles de tiempo y dinero.

Esquemas Sucesionales.

Para realizar acciones adecuadas de restauración ecológica se debe, en primer lugar, comprender la dinámica sucesional del ecosistema en cuestión. Para esto, se presentan a continuación los esquemas sucesionales de las formaciones más frágiles de la Región del Bosque Caducifolio. Estos esquemas han sido desarrollados en función de evaluaciones in situ, la experiencia de los autores y la clasificación de Gajardo (1994). La separación de especies en función de la variabilidad de humedad por exposición se hace compleja en esta Región, puesto que las condiciones de humedad son bastante similares entre laderas de distinta exposición. Por lo tanto, en los esquemas presentados las especies se encuentran ordenadas en distintas etapas sucesionales en respuesta a sus grados de tolerancia a la sombra.

Al efectuar acciones de restauración ecológica, recomienda usar las especies principales presentadas en los esquemas para cada formación que se muestran a continuación (Figura 10.7 a,b,c,d). En éstos, las especies que no son principales tienen un asterisco distintivo (*) y sólo se usarán para dar complejidad al ecosistema una vez que las otras ya hayan sido establecidas, o para reemplazar alguna especie principal de difícil establecimiento. Sin embargo, es fundamental que aquellos que lleven a la práctica las labores de restauración ecológica, hagan una evaluación preliminar de las especies presentes en el sitio de interés y sus alrededores, con el fin de conocer la composición vegetacional específica del sitio.

Figura 10.7 a: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Caducifolio de Concepción.

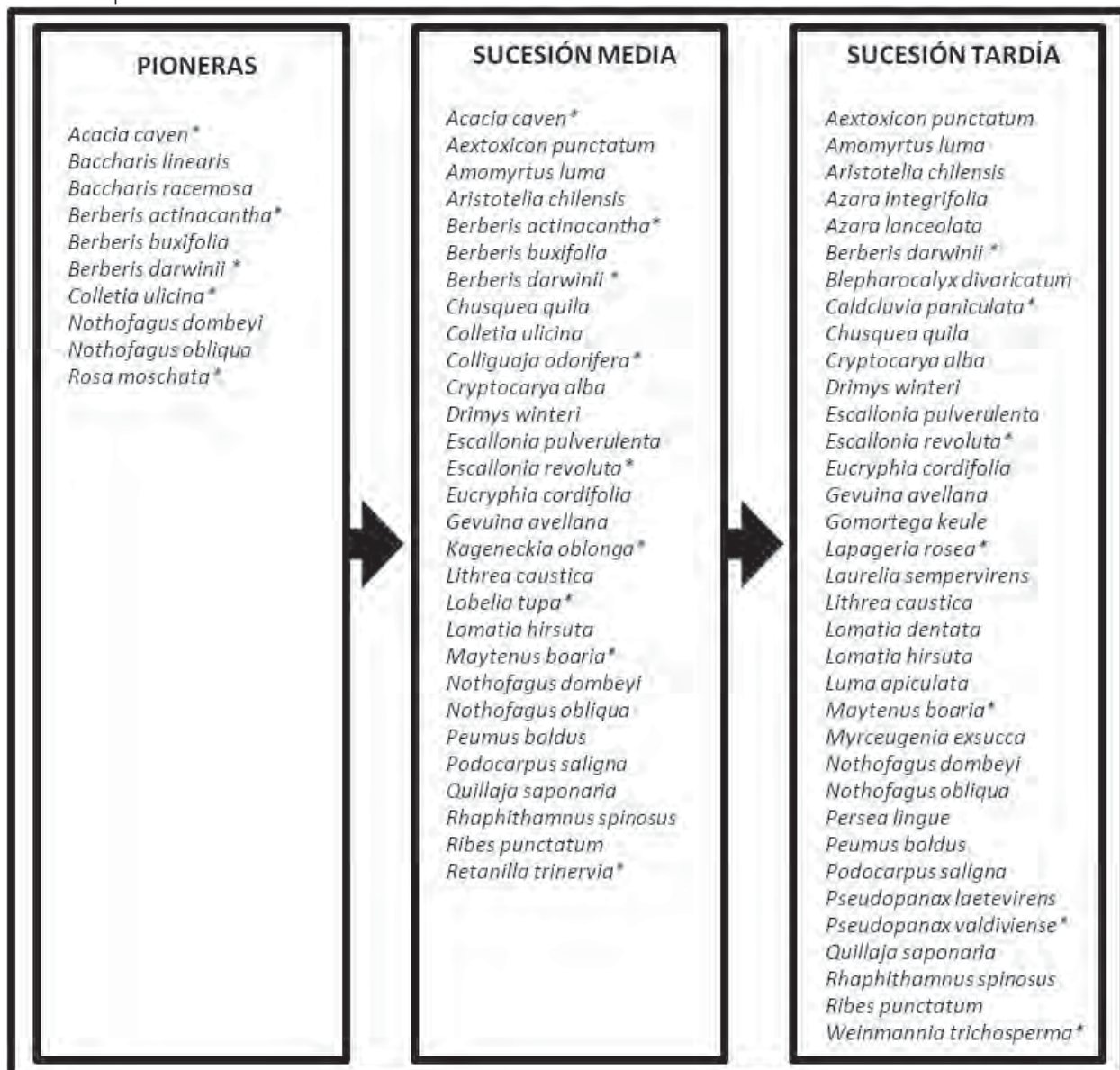


Figura 10.7 b: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Caducifolio Interior.

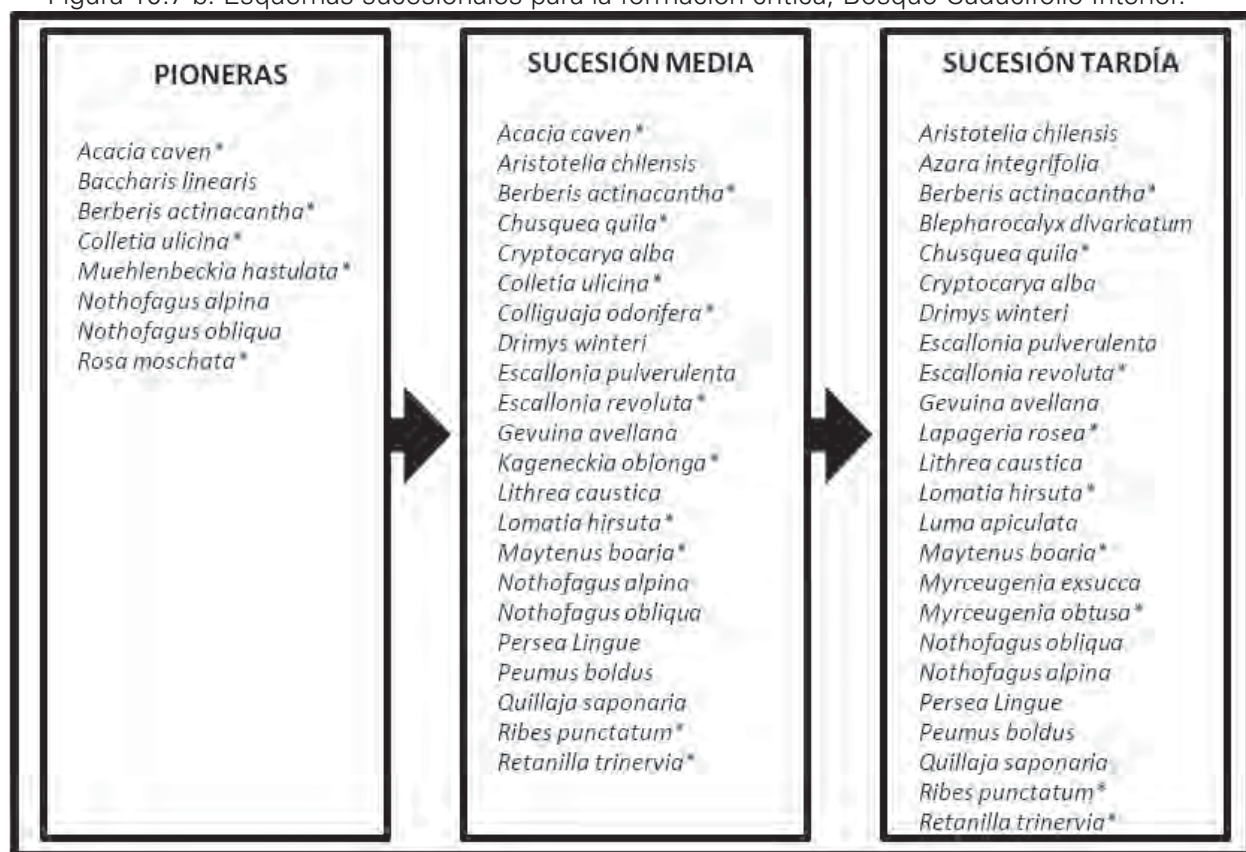


Figura 10.7 c: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Caducifolio de la Frontera.

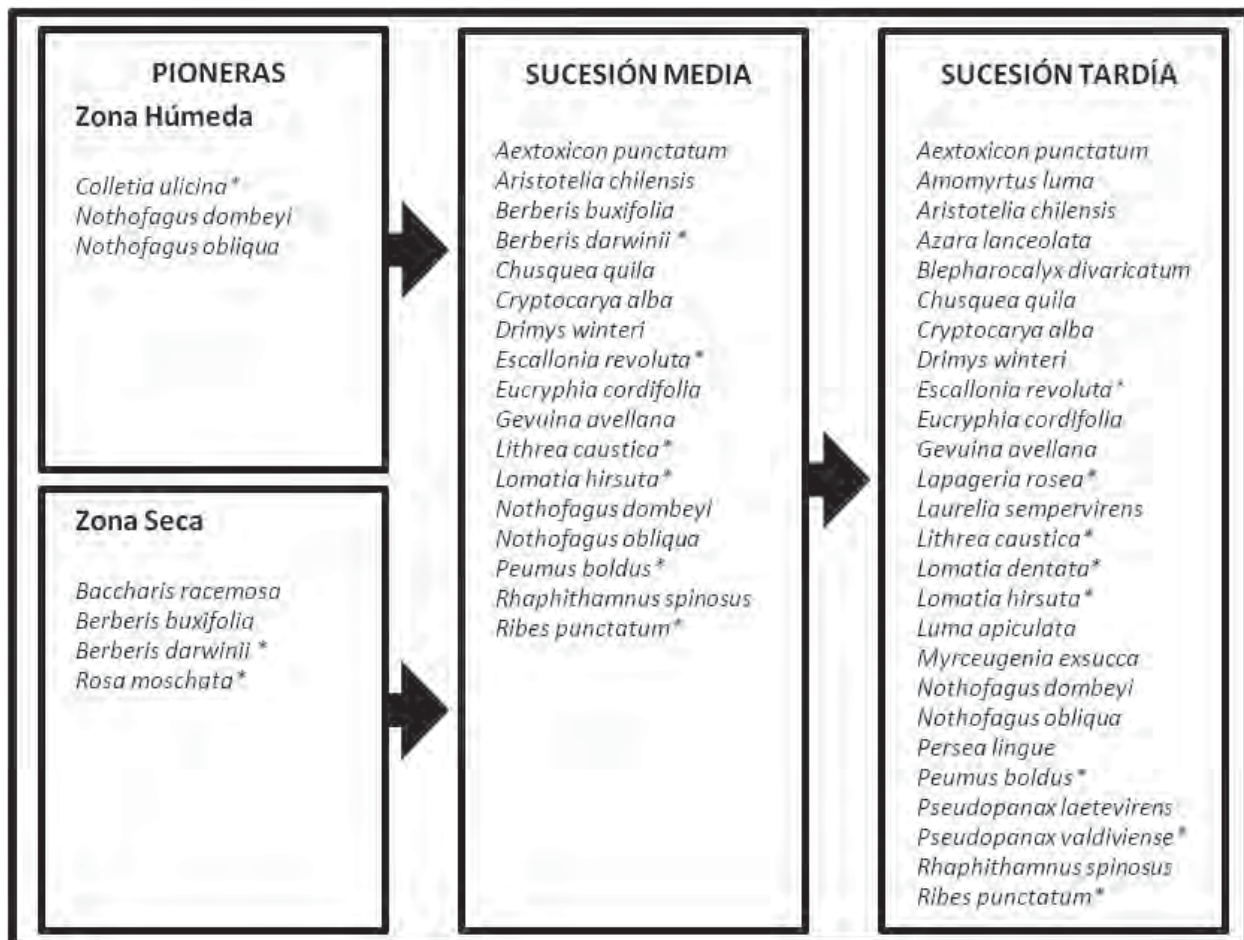
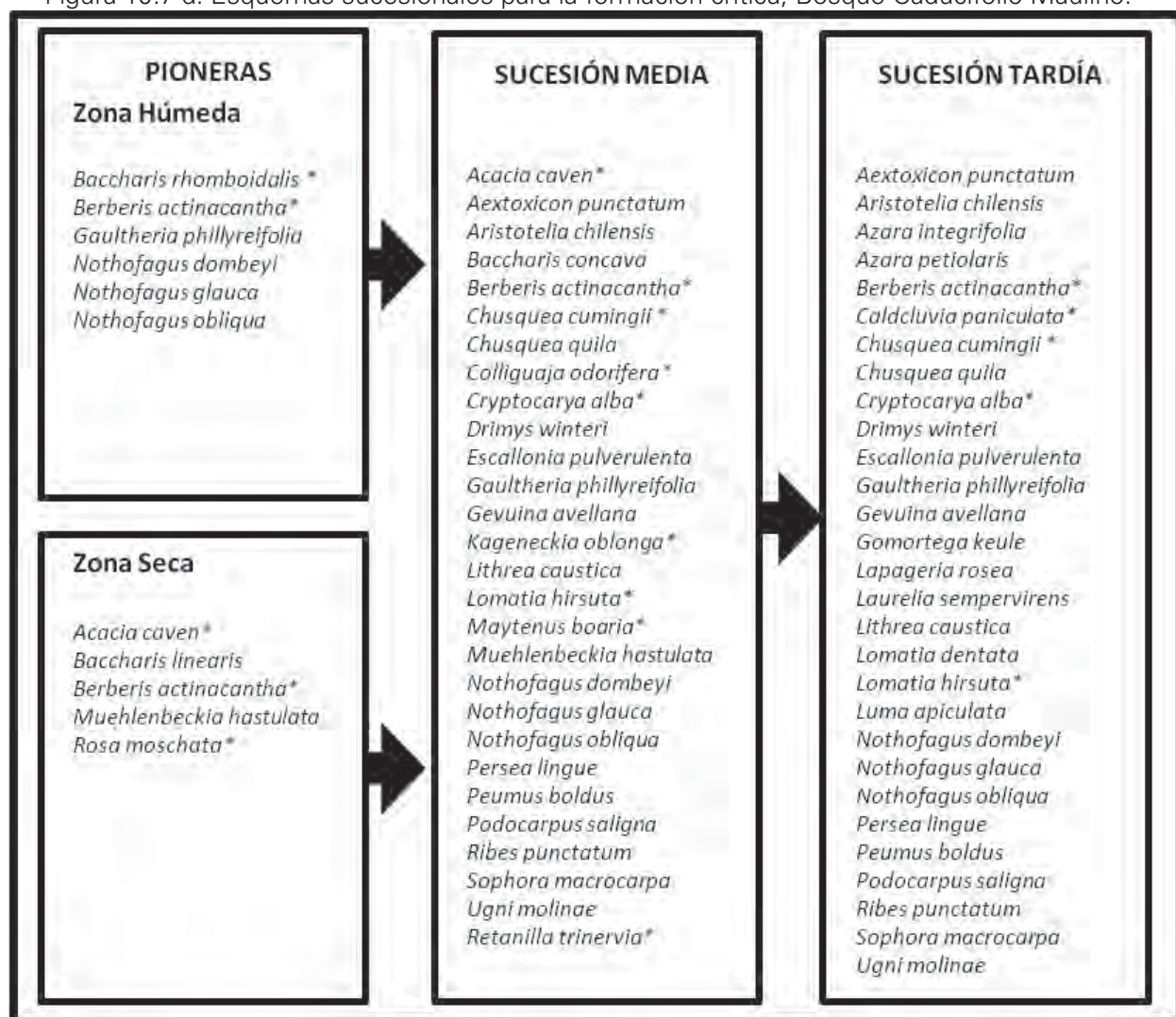


Figura 10.7 d: Esquemas sucesionales para la formación crítica, Bosque Caducifolio Maulino.



REFERENCIAS

- ARMESTO J. & GUTIÉRREZ J. 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile central. *An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso*. 11; 43-48.
- ARMESTO J. & PIQUETT S. 1985. A mechanistic approach to the study of succession in the Chilean matorral. *Revista Chilena de Historia Natural*. 58; 9-17.
- ÁVILA G., ALJARO M. & SILVA B. 1981. Observaciones en el estrato herbáceo del matorral después del fuego. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso*. 4; 99-105.
- BLACKHALL M. & RAFFAELE E. 2005. Efectos de los incendios y del pastoreo sobre la regeneración temprana de bosques mixtos de *Nothofagus dombeyi* y *Austrocedrus chilensis*. II Convención Ambiental Universitaria Patagónica. 3pp.
- BRIDLE K. L. & KIRKPATRICK J. B. 1999. Comparative Effects of Stock and Wild Vertebrate Herbivore Grazing on Treeless Subalpine Vegetation, Eastern Central Plateau, Tasmania. *Australian Journal of Botany* 47; 817-834.
- BROOKS TM, MITTERMEIER RA, DA FONSECA GAB, GERLACH J, HOFFMANN M, LAMOREUX JF, MITTERMEIER CG, PILGRIM JD, RODRIGUES ASL. 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science* 313; 58-61.
- CASTRO J., ZAMORA R., HÓDAR J. & GÓMEZ J. 2002. Use of shrubs as nurse plants: A new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology*. 10; 297-305.
- CIPOLLINI KA, MARUYAMA AL, ZIMMERMAN CL, 2005. Planning for Restoration: A Decision Analysis Approach to Prioritization. *Restoration Ecology* 13; 460-470.
- CONAF, 2009. Estadísticas de Incendios Forestales. Disponible en línea en www.conaf.cl.
- DAVIS M. & MEURK C. 2001. Protecting and restoring or natural heritage - a practical guide. Department of Conservation, New Zealand. 95 pp.
- DAVIS SD, HEYWOOD VH, HERRERA-MACBRYDE O, VILLA-LOBOS J & HAMILTON A (eds.). 1997. Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategy for Their Conservation. Volume 3: The Americas. IUCN Publications Unit, Cambridge, England. Disponible en línea en <http://botany.si.edu/projects/cpd/>.
- DONOSO C. 1998. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica forestal. *Ecología Forestal*. Editorial Universitaria. Cuarta Edición. 482 pp.
- DORNER J. AND BROWN S. 2000. A guide to restoring a native plant community. University of Washington, E.E.U.U. 61 pp.

- FORRESTER J. A., LEOPOLD D. J. & UNDERWOOD H. B. 2006. Isolating the effects of white-tailed deer on the vegetation dynamics of a rare maritime american holly forest. *The American midland naturalist* 156;135-150.
- FUENTES E. & HAJEK E. 1979. Patterns of landscape modification in relation to agricultural practice in central Chile. *Environmental Conservation*. 6; 265-271.
- GAJARDO R. 1994. La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica, Editorial Universitaria, Santiago. 165 pp.
- GRAHAM R. T. 2003. Hayman Fire Case Study. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain, E.E.U.U. 396 pp.
- GUTIÉRREZ J. R., HOLMGREN M., MANRIQUE R. & SQUEO F. A. 2007. Reduced herbivore pressure under rainy ENSO conditions could facilitate dryland reforestation. *Journal of Arid Environments* 68; 322-330.
- HOEKSTRA JM, BOUCHER TM, RICKETTS TH & ROBERTS C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8; 23-29.
- HOLMGREN, M. 2002. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions* 4; 25-33.
- KOBE R., PACALA S. & SILANDER J. 1995. Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance. *Ecological applications*. 5; 517-532.
- LÓPEZ L. & TERBORGH J. 2007. Seed predation and seedling herbivory as factors in tree recruitment failure on predator-free forested islands. *Journal of Tropical Ecology* 23; 129-137.
- LUSK C. & KEELY C. 2003. Interspecific variation in seed size and safe sites in a temperate rain forest. *New Phytologist*. 158; 535-541.
- MANRIQUE R., GUTIÉRREZ J., HOLMGREN M. & SQUEO F. 2007. Reduced herbivory during simulated ENSO rainy events increases native herbaceous plants in semiarid Chile. *Plant ecology* 191; 21-31.
- MARJOKORPI A. & OTSAMO R. 2006. Prioritization of Target Areas for Rehabilitation: A Case Study from West Kalimantan, Indonesia. *Restoration Ecology* 14; 662-673.
- MELI P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *INCI* 28; 581-589.
- MEYER V. F., REDENTE E. F., BARBARICK K. A., BROBST R. B., PASCHKE M. W. AND MILLER A. L. 2004. Plant and Soil Responses to Biosolids Application following Forest Fire. *J Environ Qual* 33; 873-881.
- MITTERMEIER RA, GIL PR & MITTERMEIER CG (eds.). 1997. Megadiversidad: Los Países Biológicamente más Ricos del Mundo. Cemex, México DF. 502 pp.
- MITTERMEIER RA, GIL PR, HOFFMANN M, PILGRIM J, BROOKS T, MITTERMEIER CG, LAMOREUX J & DA FONSECA GAB (eds.). 2004. Hotspots: Biodiversidad Amenazada II. Nuevas Ecorregiones Terrestres Prioritarias del Mundo. Cemex, México DF. 392 pp.
- MONTENEGRO G., DÍAZ F., GÓMEZ M. & GINOCCHIO R. 2002. Regeneration potential of Chilean matorral after FIRE: an updated view. En: Veblen T., Baker W., Montenegro G. & Swetnam T. (eds) *Fire and climate change in temperate ecosystems of the western Americas*. Springer-Verlag, New York, USA. Pp. 375-403.
- MONTENEGRO G, GINOCCHIO R, SEGURA A, KEELY JE & GÓMEZ M. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural* 77; 455-464.

- MONTENEGRO G., ALJARO M. & KUMMEROW J. 1979. Growth dynamics of chilean matorral shrub. *Bot. Gaz.* 140; 114-119.
- MONTENEGRO G., ÁVILA G. & SCHATTE P. 1983. Presence and development of lignotubers in shrubs of the Chilean matorral. *Canadian Journal of Botany.* 61; 1804-1808.
- MONTENEGRO G., HOFFMANN A., ALJARO M. & HOFFMANN E. 1979. *Satureja gilliesii*, a poikilohidric shrub from chilean mediterranean vegetation. *Canadian Journal of Botany.* 57; 1206-1213.
- MUÑOZ M. & FUENTES E. 1989. Does fire induce shrub germination in the Chilean matorral?. *Oikos.* 56; 177-181.
- NAVEH, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. *Vegetatio.* 29; 199-288.
- PALIK BJ, GOEBEL PC, KIRKMAN LK & WEST L. 2000. Using landscape hierarchies to guide restoration of disturbed ecosystems. *Ecological Applications* 10 (1); 189-202.
- PEARSON DE RUGGIERO LF. 2003. Transect versus Grid Trapping Arrangements for Sampling Small-Mammal Communities. *Wildlife Society Bulletin* 31; 454-459.
- PRIMACK R & MASSARDO F. 2001. Restauración Ecológica, pp. 559-582 en *Fundamentos de Conservación Biológica*. Primack R, Rozzi R, Feisinger P, Dirzo R & Massardo F (eds.). Fondo de Cultura Económica, México DF.
- RAUNKIAER C. 1937. *Plant life forms*. Oxford University Press. London. 344 pp.
- REDFORD KH, COPPOLILLO P, SANDERSON EW, DA FONSECA GAB, DINERSTEIN E, GROVES C, MACE G, MAGINNIS S, MITTERMEIER RA, NOSS R, OLSON D, ROBINSON JG, VEDDER A & WRIGHT M. 2003. Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology* 17; 116-131.
- ROBICHAUD P. R., BEYERS J. L. AND NEARY D. G. 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. United States Department of Agriculture, E.E.U.U. 89 pp.
- RODRÍGUEZ LO & YOUNG KR. 2000. Biological Diversity of Peru: Determining Priority Areas for Conservation. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29; 329-337.
- ROSS C., SIMCOCK R. & GREGG P. 1997. Proceedings of a workshop on scientific issues in ecological restoration. Proceedings of a workshop on scientific issues in ecological restoration. Manaaki Whenua Press, New Zealand. 79 pp.
- SALDAÑA A. & LUSK C. 2003. Influencia de las especies del dosel en la disponibilidad de recursos y regeneración avanzada en un bosque templado lluvioso del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural.* 76; 639-650.
- SWEENEY B., CZAPKA S. J. & YERKES T. 2002. Riparian forest restoration: Increasing success by reducing plant competition and herbivory. *Restoration Ecology* 10; 392-400.
- TSUJINO R. & YUMOTO T. 2004. Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. *Ecological Research* 19; 291-300.
- VEBLER T. & ASHTON D. 1978. Catastrophic influences on the vegetation of the Valdivian Andes Chile. *Vegetatio.* 36; 149-167.
- VEBLER T., KITZBERGER T., RAFFAELE E. & LORENZ D. 2003. Fire History and Vegetation Changes in Northern Patagonia, Argentina. En: Veblen T., W. Baker, G. Montenegro, T. Swetnam, eds. *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. Springer-Verlag, New York. Pp. 265-293.
- WILSON D., RUSCO W., BURROWS L., MCELREA L. & CHOQUENOT D. 2006. An experimental study of the impacts of understory forest vegetation and herbivory by red deer and rodents

- on seedling establishment and species composition in Waitutu Forest, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 30; 191-207.
- WILSON KA, MCBRIDE MF, BODE M & POSSINGHAM HP. 2006. Prioritizing global conservation efforts. *Nature* 440; 337-340.
- ZAMORA R. 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. *Ecosistemas* 11. Disponible online en: <http://www.revistaecosistemas.net>.

Anexo 1: Origen del crecimiento de algunas especies del matorral y bosque esclerófilo (C: Caméfitas, F: Fanerófitas, G: Geófitas, H: Hemicriptófitas, T: Terófitas)

Anexo 1: Origen del crecimiento de algunas especies del matorral y bosque esclerófilo (C: Caméfitas, F: Fanerófitas, G: Geófitas, H: Hemicriptófitas, T: Terófitas)

Matorral y Bosque Esclerófilo			
Nombre Científico	Origen del Crecimiento	Formas de Crecimiento	Familia
<i>Acacia caven</i> (Mol.) Mol.	Lignotuber	F	Mimosaceae
<i>Adenopeltis serrata</i> (W. Aitón) Johnst.	Lignotuber	F	Euphorbiaceae
<i>Adesmia angustifolia</i> H. et A.	Lignotuber	F	Papilionaceae
<i>Adesmia arborea</i> Bert.	Lignotuber	F	Papilionaceae
<i>Adesmia phylloidea</i> Clos	Semilla	T	Papilionaceae
<i>Adesmia radicefolia</i> Clos	Semilla	T	Papilionaceae
<i>Adesmia viscosa</i> Gill, ex H. et A.	Semilla	T	Papilionaceae
<i>Aextoxicon punctatum</i> R. et P.	Lignotuber	F	Aextoxicaceae
<i>Alonsoa meridionalis</i> (L. F.) O.K.	Semilla	T	Scrophulariaceae
<i>Alstroemeria haemantha</i> R. et P.	Bulbo	G	Amaryllidaceae
<i>Alstroemeria pelegrina</i> L.	Bulbo	G	Amaryllidaceae
<i>Amsinckia calycina</i> (Moris) Chater	Semilla	T	Boraginaceae
<i>Anemone decapetala</i> Ard.	Corona de la Raíz	H	Ranunculaceae
<i>Apium sellowianum</i> Wolff.	Corona de la Raíz	H	Umbelliferae
<i>Aristolochia chilensis</i> Bridges ex. Lindl.	Semilla	H	Aristolochiaceae
<i>Astragalus amatus</i> Clos.	Semilla	T	Papilionaceae
<i>Azara ce las trina</i> D. Don	Lignotuber	F	Flacourtiaceae
<i>Azara dentata</i> R. et P.	Lignotuber	F	Flacourtiaceae
<i>Azara petiolaris</i> (D. Don) Johnst.	Lignotuber	F	Flacourtiaceae
<i>Azara serrata</i> R. et P.	Lignotuber	F	Flacourtiaceae
<i>Baccharis concava</i> (R. et P.) Pers.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Baccharis linearis</i> (R. et P.) Pers.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Baccharis marginalis</i> DC.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Baccharis racemosa</i> (R. et P.) DC.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Bahia ambrosioides</i> Lag.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Beilschmiedia mersii</i> (Gay) Kosterm	Lignotuber	F	Lauraceae
<i>Berberis actinacantha</i> Mart.	Lignotuber	F	Berberidaceae
<i>Berberis chilensis</i> Gill, ex Hook.	Lignotuber	F	Berberidaceae
<i>Berberis grevilleana</i> Gill, ex H. et A.	Lignotuber	F	Berberidaceae
<i>Berberis montana</i> Gay.	Lignotuber	C	Berberidaceae
<i>Bipinnula fimbriata</i> (Poepp.) Johnst.	Semilla	G	Orchidaceae
<i>Brodiaea porrifolia</i> (Poepp.) Meigen	Bulbo	G	Liliaceae
<i>Buddleja globosa</i> Hope.	Semilla	F	Buddlejaceae
<i>Caesalpinia spinosa</i> (Mol.) O.K.	Lignotuber	F	Caesalpinaceae
<i>Calandrinia arenaria</i> Cham	Semilla	T	Portulacaceae
<i>Calandrinia grandiflora</i> Lindl.	Corona de la Raíz	H	Portulacaceae
<i>Calandrinia sericea</i> H. et A.	Semilla	T	Portulacaceae
<i>Calceolaria ascendens</i> Lindl.	Tubérculo	G	Scrophulariaceae
<i>Calceolaria corymbosa</i> R. et P.	Tubérculo	G	Scrophulariaceae
<i>Calceolaria hypericina</i> Poepp. ex DC.	Tubérculo	G	Scrophulariaceae
<i>Calceolaria petiolaris</i> Cav.	Tubérculo	G	Scrophulariaceae
<i>Calceolaria polyfolia</i> Hook.	Tubérculo	G	Scrophulariaceae
<i>Calystegia soldanella</i> (L.) Roem. Et Schult.	Semilla	T	Convolvulaceae
<i>Camassia biflora</i> (R. et P.) Coc.	Bulbo	G	Liliaceae
<i>Carpobrotus aequilaterus</i> (Haw.) N. E. Br.	Corona de la Raíz	H	Aizoaceae
<i>Cassia closiana</i> Phil.	Lignotuber	F	Caesalpinaceae
<i>Centaurea chilensis</i> H. et A.	Semilla	T	Compositae
<i>Cestrum parqui</i> L'Herit.	Lignotuber	F	Solanaceae
<i>Chloraea bletioides</i> Lindl.	Rizoma	G	Orchidaceae
<i>Chloraea chrysantha</i> Poepp.	Rizoma	G	Orchidaceae
<i>Chloraea disoides</i> Lindl.	Rizoma	G	Orchidaceae

(Continuación)

<i>Chloraea goleata</i> Lindl.	Rizoma	G	Orchidaceae
<i>Chorizanthe vaginata</i> Benth.	Corona de la Raíz	H	Polygonaceae
<i>Chusquea quila</i> Kunth	Rizoma	G	Gramineae
<i>Cissus striata</i> R. et P.	Lignotuber	F	Vitaceae
<i>Citronella mucronata</i> (R. et P.) D. Don	Lignotuber	F	Icacinaceae
<i>Clarkia tenella</i> (Cav.) Lewis et Lewis	Semilla	T	Onagraceae
<i>Colletia spinosa</i> Lam.	Lignotuber	F	Rhamnaceae
<i>Colletia ulicina</i> Gill, et Hook.	Lignotuber	F	Rhamnaceae
<i>Colliguaja odorifera</i> Mol.	Lignotuber	F	Euphorbiaceae
<i>Colliguaja salicifolia</i> Gill, et Hook.	Lignotuber	F	Euphorbiaceae
<i>Collomia biflora</i> (R. et P.) Brand	Semilla	T	Polemoniaceae
<i>Conanthera bifolia</i> R. et P.	Bulbo	G	Tecophilaeaceae
<i>Conanthera campanulata</i> (D. Don.) Lindl.	Bulbo	G	Tecophilaeaceae
<i>Conanthera trimaculata</i> (D. Don.) Meigen	Bulbo	G	Tecophilaeaceae
<i>Convolvulus chilensis</i> Pers.	Rizoma	G	Convolvulaceae
<i>Corynabutilon ceratocarpum</i> (H. et A.) Kearney	Corona de la Raíz	C	Malvaceae
<i>Crinodendron patagua</i> Mol.	Lignotuber	F	Elaeocarpaceae
<i>Cristaria glaucophylla</i> Cav.	Semilla	T	Malvaceae
<i>Cryptocarya alba</i> (Mol.) Looser	Lignotuber	F	Lauraceae
<i>Diplolepis menziesii</i> Schult	Semilla	C	Asclepiadaceae
<i>Discaria trinervis</i> (Gill, ex H. et A.) Reiche	Lignotuber	F	Rhamnaceae
<i>Drimys winteri</i> J.R. et G. Forster	Lignotuber	F	Winteraceae
<i>Eccremocarpus scaber</i> R. et P.	Semilla	F	Bignoniaceae
<i>Ephedra andina</i> Poepp. ex C.A. Mey	Lignotuber	F	Ephedraceae
<i>Erigeron fasciculatus</i> Colla	Corona de la Raíz	H	Compositae
<i>Escallonia illinita</i> K. Presl.	Lignotuber	F	Saxifragaceae
<i>Escallonia pulverulenta</i> (R. et P.) Pers.	Lignotuber	F	Saxifragaceae
<i>Escallonia revoluta</i> (R. et P.) Pers.	Lignotuber	F	Saxifragaceae
<i>Escallonia rosea</i> Griseb	Lignotuber	F	Saxifragaceae
<i>Escallonia rubra</i> (R. et P.) Pers.	Lignotuber	F	Saxifragaceae
<i>Eupatorium glechonophyllum</i> Less.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Eupatorium salvia</i> Colla	Lignotuber	F	Compositae
<i>Euphorbia portulacoides</i> L.	Semilla	T	Euphorbiaceae
<i>Fabiana imbricata</i> R. et P.	Semilla	C	Solanaceae
<i>Fluorensia thurifera</i> (Mol.) DC.	Corona de la Raíz	C	Compositae
<i>Frankenia chilensis</i> K. Presl. ex Roem. et Schult.	Corona de la Raíz	C	Frankeniaceae
<i>Fuchsia lycioides</i> Andr.	Lignotuber	F	Onagraceae
<i>Fuchsia magellanica</i> Lam.	Lignotuber	F	Onagraceae
<i>Geranium berterianum</i> Colla ex Savi.	Semilla	H	Geraniaceae
<i>Gethyum atropurpureum</i> Phil.	Bulbo	G	Liliaceae
<i>Glandularia laciniata</i> (L.) Schnack et	Semilla	T	Verbenaceae
<i>Glandularia sulphurea</i> (D. Don) Schnack et Covas	Corona de la Raíz	H	Verbenaceae
<i>Gnaphalium viravira</i> Mol.	Semilla	T	Compositae
<i>Gochmatia foliolosa</i> (D. Don) D. Don ex H. et A.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Gymnophyton isatidicarpum</i> (K. Presl. ex DC.) Math et Const.	Corona de la Raíz	C	Umbelliferae
<i>Haplopappus canescens</i> (Phil.) Reiche	Corona de la Raíz	C	Compositae
<i>Haplopappus foliosus</i> DC.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Haplopappus integerrimus</i> (H. et A.) Hall.	Corona de la Raíz	C	Compositae
<i>Haplopappus multifolius</i> Phil, ex Reiche	Corona de la Raíz	C	Compositae
<i>Haplopappus paucidentatus</i> Phil.	Corona de la Raíz	C	Compositae
<i>Hippeastrum advenum</i> (Ker-Gawl.) Herb.	Bulbo	G	Amaryllidaceae
<i>Hippeastrum rhodolirion</i> Baker	Bulbo	G	Amaryllidaceae
<i>Homalocarpus dichotomus</i> (Poepp. ex DC.) Math, et Const.	Semilla	T	Umbelliferae
<i>Jubaea chilensis</i> (Mol.) Baillon	Semilla	F	Palmae
<i>Kageneckia oblonga</i> R. et P.	Lignotuber	F	Rosaceae
<i>Larrea nitida</i> Cav.	Semilla	F	Zygophyllaceae

(Continuación)

<i>Lathyrus subandinus</i> Phil.	Semilla	T	Papilionaceae
<i>Leucheria cerberoana</i> Remy	Semilla	T	Compositae
<i>Leucheria cerberoana</i> Remy	Semilla	T	Compositae
<i>Leucocoryne ixioides</i> (Hook.) Lindl.	Bulbo	G	Liliaceae
<i>Linum chamissonis</i> Schiede	Semilla	T	Linaceae
<i>Lithrea caustica</i> (Mol.) H. et A.	Lignotuber	F	Anacardiaceae
<i>Llagunoa glandulosa</i> (H. et A.) G. Don	Semilla	F	Sapindaceae
<i>Loasa pallida</i> Gill, ex Arn.	Semilla	T	Loasaceae
<i>Loasa sigmoidea</i> Urban et Gilg.	Semilla	T	Loasaceae
<i>Loasa tricolor</i> Ker-Gawl.	Semilla	T	Loasaceae
<i>Loasa triloba</i> Domb. ex A.L. Juss.	Semilla	T	Loasaceae
<i>Lobelia excelsa</i> Bonpl.	Corona de la Raíz	C	Campanulaceae
<i>Lobelia polyphylla</i> H. et A.	Corona de la Raíz	C	Campanulaceae
<i>Lobelia Tupa</i> L.	Corona de la Raíz	C	Campanulaceae
<i>Luma chequen</i> (Mol.) A. Gray	Lignotuber	F	Myrtaceae
<i>Lupinus microcarpus</i> Sims.	Semilla	T	Papilionaceae
<i>Lycium chilense</i> Miers. ex A. DC.	Semilla	F	Solanaceae
<i>Madia sativa</i> Mol.	Semilla	T	Compositae
<i>Malesherbia fasciculata</i> D. Don	Semilla	T	Malesherbiaceae
<i>Malesherbia lirana</i> Gay.	Semilla	T	Malesherbiaceae
<i>Margyricarpus pinnatus</i> (Lamb.) O.K.	Corona de la Raíz	C	Rosaceae
<i>Maytenus boaria</i> Mol.	Lignotuber	F	Celastraceae
<i>Monnina angustifolia</i> DC.	Semilla	T	Polygalaceae
<i>Moscharia pinnatifida</i> R. et P.	Semilla	T	Compositae
<i>Muehlenbekia hastulata</i> (J. E. Sm.) Johnst.	Lignotuber	C	Polygonaceae
<i>Mutisia acerosa</i> Poepp. ex Less.	Semilla	F	Compositae
<i>Mutisia decurrens</i> Cav.	Semilla	F	Compositae
<i>Mutisia spinosa</i> R. et P.	Semilla	F	Compositae
<i>Mutisia subulata</i> R. et P.	Semilla	F	Compositae
<i>Myoschilos oblonga</i> R. et P.	Lignotuber	F	Santalaceae
<i>Myrceugenia exsucca</i> (DC.) Berg.	Lignotuber	F	Myrtaceae
<i>Myrceugenia rufa</i> (Colla) Skottsb. Ex Causel	Lignotuber	F	Myrtaceae
<i>Nicotiana acuminata</i> (Graham) Hook.	Semilla	T	Solanaceae
<i>Nolana crassulifolia</i> Poepp.	Corona de la Raíz	C	Nolanaceae
<i>Nolana sediifolia</i> Poepp.	Corona de la Raíz	C	Nolanaceae
<i>Notanthera heterophylla</i> (R. et P.) D. Don	Semilla	F	Loranthaceae
<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst.	Lignotuber	F	Fagaceae
<i>Ochagavia carnea</i> (Beer) L. B. Sm. et Looser	Corona de la Raíz	H	Bromeliaceae
<i>Oenothera acaulis</i> Cav.	Corona de la Raíz	H	Onagraceae
<i>Oenothera affinis</i> Cambess.	Corona de la Raíz	H	Onagraceae
<i>Oxalis articulata</i> Savigni	Bulbo	G	Oxalidaceae
<i>Oxalis carnosa</i> Mol.	Corona de la Raíz	H	Oxalidaceae
<i>Oxalis laxa</i> H. et A.	Corona de la Raíz	H	Oxalidaceae
<i>Pasithea coerulea</i> (R. et P.) D. Don	Rizoma	G	Liliaceae
<i>Passiflora pinnatistipula</i> Cav.	Semilla	F	Passifloraceae
<i>Persea lingue</i> (R. et P.) Ness ex Kopp.	Lignotuber	F	Lauraceae
<i>Peumus boldus</i> Mol.	Lignotuber	F	Monimiaceae
<i>Phacelia magellanica</i> (Lam.) Coville	Semilla	H	Hydrophyllaceae
<i>Phycella ignea</i> Lindl.	Bulbo	G	Amaryllidaceae
<i>Podanthus mitiqui</i> Lindl.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Podanthus mitiqui</i> Lindl.	Semilla	F	Compositae
<i>Porlieria chilensis</i> Johnst.	Lignotuber	F	Zygophyllaceae
<i>Pouteria splendens</i> (A. DC.) O.K.	Semilla	F	Sapotaceae
<i>Prosopis chilensis</i> (Mol.) Stuntz	Lignotuber	F	Mimosaceae
<i>Proustia cuneiifolia</i> D. Don	Lignotuber	F	Compositae
<i>Proustia pyriformis</i> DC.	Lignotuber	F	Compositae
<i>Psoralea glandulosa</i> L.	Lignotuber	F	Papilionaceae

TERCERA SECCIÓN.
LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL CONTEXTO DE LAS POLÍTICAS AMBIENTALES

Introducción a la Tercera Sección

Chile ha experimentado un explosivo crecimiento económico durante las últimas décadas, liderado principalmente por el mercado de las exportaciones y acoplado a un desarrollo social que ha permitido reducir considerablemente los índices de pobreza. Sin embargo, este desarrollo ha producido una enorme presión sobre los recursos naturales, causando severos impactos sobre la biodiversidad, afectando la calidad de vida de las personas y poniendo en riesgo oportunidades para el desarrollo de las nuevas generaciones.

En vista de estos antecedentes, desde comienzos de la década de los noventa, el Estado de Chile ha orientado parte de sus objetivos al desarrollo de políticas que permitan compatibilizar el desarrollo económico y social con la mantención de la calidad ambiental. Es así como en la ley N° 19.300, de Bases del Medio Ambiente de 1994, se incluye por primera vez el concepto de Desarrollo Sustentable, definiéndolo como «el proceso de mejoramiento sostenido y equitativo de la calidad de vida de las personas, fundado en medidas apropiadas de conservación y protección del medio ambiente, de manera de no comprometer las expectativas de las generaciones futuras». Esta ley se hace cargo, por primera vez, de la temática ambiental desde una perspectiva integral y sienta las bases para una gestión ambiental eficiente que compromete acciones del Estado, el sector privado y la ciudadanía.

Desde la entrada en vigencia de la ley 19.300, Chile ha logrado notorios avances en la gestión de su patrimonio ambiental, especialmente en aquellos aspectos relacionados con la prevención de daños ambientales y con el uso sustentable de los recursos naturales. La creación de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) como institucionalidad coordinadora descentralizada, ha permitido implementar, en un lapso de tiempo relativamente corto, una serie de normativas orientadas a disminuir los impactos que el desarrollo económico tiene sobre el medio ambiente y la salud humana. Sin embargo, son escasas las medidas desarrolladas para restituir la calidad ambiental de aquellos ecosistemas que ya han sido degradados.

En esta sección se hace un análisis de las políticas ambientales que han orientado la institucionalidad ambiental durante los últimos 20 años, con un particular enfoque en el análisis de aquellas líneas de acción orientadas a la recuperación de los ecosistemas degradados. Además, se analiza el cuerpo legal vigente y se dan recomendaciones para el desarrollo de políticas públicas orientadas a la restauración de los bosques nativos.

Metodología Tercera Sección

Para llevar a cabo esta sección del estudio, se realizó una exhaustiva revisión de las políticas, estrategias, legislación y documentos oficiales del estado referidos a temas medioambientales. Junto con ello se revisaron diversos documentos e informes referidos al desarrollo de las políticas ambientales en Chile, de manera de obtener una visión no sesgada del contexto ambiental en el cual se encuentran insertos los documentos oficiales obtenidos. En base a la información recogida se procedió a seleccionar todos aquellos documentos oficiales en los cuales se incluyera, aunque sea de forma tangencial, aspectos relacionados con la recuperación de especies y/o hábitats, los cuales fueron analizados en función de su relevancia para el potencial desarrollo de iniciativas de restauración ecológica en Chile. Junto con ello se revisó la legislación vigente para evaluar y entregar posibles líneas de solución a las falencias detectadas en el punto anterior.

CAPÍTULO 11:

Políticas Ambientales y Restauración Ecológica en Chile

Las políticas ambientales se refieren al conjunto de objetivos, principios y lineamientos propuestos y/o implementados por el estado que tengan relación con el componente medio ambiental. Así las políticas ambientales pueden dividirse en políticas explícitas e implícitas. Las explícitas son aquellas que están formuladas y publicadas en documentos oficiales aprobados o expedidas formalmente por algún organismo estatal y que tienen como objetivo principal la protección ambiental. Las políticas implícitas son aquellas decisiones que se toman en otros ámbitos de la política pública o en los sectores productivos y que influyen en la transformación del medio ambiente, sin que sus impactos ambientales hubiesen sido previstos o debidamente tomados en cuenta (Rodríguez-Becerra & Espinoza, 2002).

11.1 El Contexto Ambiental

Durante las últimas décadas, las diferentes administraciones que han dirigido el Estado, han logrado consolidar e insertar la economía chilena a nivel internacional. Para ello, se ha impulsado la firma de acuerdos de cooperación económica, acuerdos preferenciales y, en particular, de tratados de libre comercio con las principales economías del mundo (Sunkel & Lagos, 2006). Esta modalidad de crecimiento económico se ha traducido en que las exportaciones basadas en la explotación de los recursos naturales se han convertido en el principal motor de crecimiento económico del país. Es así como en las últimas décadas más del 85% del valor de las exportaciones chilenas se ha basado en productos originados en la explotación intensiva de recursos naturales (Ffrench-Davis, 2002; Sunkel & Lagos, 2006; Muñoz & Roca, 2006), siendo los sectores minería, forestal, agrícola e industria de alimentos los principales representantes de éstas (ProChile, 2008).

El rápido crecimiento de las exportaciones ha generado fuertes presiones sobre los recursos naturales, lo que ha producido notorias repercusiones en el medio ambiente del país, perdiéndose miles de hectáreas de hábitats naturales, degradándose los ecosistemas naturales y acumulándose por décadas pasivos ambientales difíciles de recuperar. El modelo económico chileno probablemente siga asentado en la exportación de productos basados en el uso intensivo de recursos naturales, por lo que la implementación de políticas ambientales enfocadas al uso sustentable de los recursos y a la recuperación de los ecosistemas degradados, es un punto clave para asegurar el desarrollo del país en el largo plazo.

El Gobierno de Chile, a comienzos de los años '90, estipuló que el desarrollo económico del país se debería basar en el desarrollo sustentable, definiendo el concepto de desarrollo sustentable como «el proceso de mejoramiento sostenido y equitativo de la calidad de vida de las personas, fundado en medidas apropiadas de conservación y protección del medio ambiente, de manera de no comprometer las expectativas de las generaciones futuras». La promulgación de la Ley de Bases del Medio Ambiente (ley 19.300) fue un gran paso en este sentido, entregando capacidades de gestión y estableciendo los criterios institucionales y regulatorios como base para orientar las acciones del Estado, del sector privado y de la ciudadanía en esta materia. Sin embargo, no fue hasta el año 1998 en que a través del documento «Una Política Ambiental para el Desarrollo Sustentable» (CONAMA, 1998), se fijara en forma explícita la política ambiental del Estado de Chile. Según este documento, el foco de la política ambiental del gobierno estaría puesto en asegurar la calidad de vida de las generaciones de chilenos actuales y futuras, y el objetivo principal de la política en promover la sustentabilidad ambiental del proceso de desarrollo, garantizando un medio ambiente libre de contaminación, la protección del medio ambiente, la preservación de la naturaleza y la conservación del patrimonio ambiental.

Desde la promulgación de la ley 19.300, en el año 1994, han sido muchos los avances logrados por el país en términos de regulaciones medio ambientales. Así lo reconocen algunos de los estudios que han analizado el desempeño ambiental de Chile en los últimos años, como «Evaluaciones del desempeño ambiental, Chile» (OCDE-CEPAL, 2005) e «Informe País: Estado del Medio Ambiente en Chile, 2005» (Instituto de Asuntos Públicos Universidad de Chile, 2006). En ellos se hace reconocimiento a la capacidad instalada a través de CONAMA para hacer gestión ambiental, al mismo tiempo que se destacan las iniciativas tendientes a la protección de la naturaleza, como la Estrategia Nacional de Biodiversidad (CONAMA, 2003), la Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Racional de los Humedales (CONAMA, 2005), y la firma de convenios internacionales para la conservación y protección de la naturaleza.

Sin embargo, la sola formulación de estos instrumentos no garantiza que las estrategias y líneas de acción se lleven a cabo en forma efectiva, ya que para ello es necesario contar con los recursos económicos, capacidad científico técnica y voluntad política para implementarlos.

11.2. Diagnóstico de las Políticas Ambientales orientadas a la Restauración Ecológica

En Chile la preocupación por los temas medioambientales es reciente, pero en el último tiempo su presencia en la contingencia nacional ha crecido exponencialmente, hasta convertirse en tema permanente de la actualidad nacional. Del mismo modo, son varios los documentos gubernamentales que han surgido en respuesta a esta creciente conciencia ambiental, incluyendo diversas estrategias y líneas de acción para la protección y conservación del medio ambiente. No obstante hasta el día de hoy las políticas ambientales explícitas son escasas, por lo que aún existen importantes temáticas ambientales que no han sido cubiertas, entre ellas la restauración ecológica. Así, el análisis de los principales documentos oficiales existentes en función de su implicancia en temas de recuperación ambiental puede entregar importantes antecedentes que permitan guiar las acciones para incorporar la restauración ecológica como un tema específico dentro de las políticas ambientales.

Documento 1: Una política ambiental para desarrollo sustentable. CONAMA, 1998.

Este documento presenta en forma explícita la política del Gobierno de Chile en materia ambiental y constituye el único documento publicado hasta el momento en donde se presentan los objetivos del gobierno en esta materia. Por lo mismo, se presume que es ésta la política ambiental vigente en la actualidad.

Esta política tiene como objetivo general el promover la sustentabilidad ambiental del proceso de desarrollo, con miras a mejorar la calidad de vida de los ciudadanos, garantizando un medio ambiente libre de contaminación, la protección del medio ambiente, la preservación de la naturaleza y la conservación del patrimonio ambiental. Para ello trabaja sobre 7 objetivos específicos: (1) recuperar y mejorar la calidad ambiental, (2) prevenir el deterioro ambiental, (3) fomentar la protección del patrimonio ambiental y el uso sustentable de los recursos naturales, (4) introducir consideraciones ambientales en el sector productivo chileno, (5) involucrar a la ciudadanía en la gestión ambiental, (6) reforzar la institucionalidad ambiental a nivel nacional y regional, y (7) perfeccionar la legislación ambiental y desarrollar nuevos instrumentos de gestión.

Los tres primeros objetivos específicos buscan resguardar la salud y calidad de vida de las personas y proteger el medio ambiente, mientras los cuatro restantes son vitales para implementar los procesos sociales, productivos, institucionales y legales necesarios para alcanzar el objetivo general de la política. Así se desprende que las acciones ligadas a la restauración de hábitats naturales no se encuentran incorporadas dentro de los objetivos de la política, lo que puede reflejarse actualmente en la falta de iniciativas a nivel gubernamental en dicha área.

Aunque la restauración no es parte de esta política, es posible rescatar ciertos puntos que pueden ser útiles a la hora de incorporarla dentro de las políticas ambientales. Es así como, dentro del segundo objetivo (prevenir el daño ambiental), se hace hincapié en la importancia de la investigación científica en temas ambientales prioritarios y en la necesidad de generar información de calidad para la toma de decisiones en temas ambientales. A su vez, en el tercer objetivo (fomentar la protección del patrimonio ambiental y el uso sustentable de los recursos naturales), se hace referencia al concepto de recuperación de zonas degradadas, pero orientada únicamente al componente suelo. También se incluye el conocimiento de los ecosistemas como el eje fundamental para concretar dicho objetivo, incluyendo fomentar el estudio de interacciones entre comunidades, sucesión ecológica, efectos antrópicos, etc., de manera de promover el desarrollo de información base a nivel nacional. Finalmente, en el sexto objetivo de dicha política ambiental (Formulación de un Presupuesto Nacional Ambiental), se abordan parcialmente los temas de financiamiento, consolidación de instituciones, formación de capital humano y entes fiscalizadores, y donde aún la restauración ecológica es un tema que no se ha incorporado.

Documento 2: Estrategia Nacional de Biodiversidad. CONAMA, 2003.

La Estrategia Nacional de Biodiversidad, basada en el Convenio sobre Diversidad Biológica, suscrito en 1992 y ratificado por Chile en 1994, y las estrategias regionales que incluye, reconocen la importancia de la biodiversidad como eje de la vida sobre la Tierra, concentrando sus esfuerzos en la conservación y uso sustentable de ella.

Su objetivo general es conservar la biodiversidad del país, promoviendo una gestión sustentable con la finalidad de resguardar su capacidad vital y garantizar el acceso a los beneficios para el bienestar de las generaciones actuales y futuras. En la estrategia, la restauración ecológica no se aborda en forma directa, sin embargo en los fundamentos del marco estratégico se manifiesta el compromiso con la preservación, restauración y conservación de la biodiversidad.

Dentro de los objetivos específicos, se plantea el interés en mantener y restaurar, en la medida de lo posible, los hábitats y ecosistemas naturales y proteger aquéllos que han sido modificados en entornos productivos y urbanos.

En cuanto a las líneas estratégicas, definidas en el documento, destacan las destinadas a:

(A) Asegurar la conservación y restauración de los ecosistemas de manera de reducir el ritmo de su pérdida antes del 2010, aquellas que pretenden fortalecer iniciativas para la conservación y restauración de ecosistemas; la preservación de especies y patrimonio genético y el fortalecimiento y coordinación de la investigación para la conservación y uso sustentable de la biodiversidad. Su importancia radica en que las acciones propuestas para cada una de ellas, en su conjunto, pueden generar un aporte importante para la restauración ecológica, la clasificación de los ecosistemas y la priorización de zonas destinadas a la conservación. La priorización se hace relevante para una adecuada toma de decisiones con respecto a la asignación de recursos escasos para la implementación de acciones de restauración ecosistémica. En este contexto, y puesto que se ha definido, además, una acción dirigida a revisar y mejorar el actual sistema de clasificación de especies según su estado de conservación y priorizarlas según su grado de amenaza, la clasificación de ecosistemas podría hacerse más robusta al considerar el resultado de esta última acción dentro de sus variables discriminatorias.

(B) Detener la degradación de suelos y controlar especies exóticas invasoras. Esta línea de acción es de significativa importancia en una etapa inicial de restauración, puesto que, posterior a una intervención, los primeros agentes que evitan el reestablecimiento del ecosistema original son la pérdida de suelo y la colonización por especies exóticas que evitan el establecimiento de las especies nativas pioneras en la sucesión vegetacional.

(C) Conservar ex situ especies nativas. Esta es una herramienta para la obtención de las semillas y plántulas necesarias para su establecimiento en las primeras etapas sucesionales en una restauración ecológica y aumento de la complejidad ecosistémica en etapas posteriores.

(D) Establecer corredores biológicos. Estos influyen en la recuperación de un ecosistema degradado debido a los aportes de semillas, polinizadores y dispersores que ahí se encuentran. Por otro lado, la conectividad entre ecosistemas asegura el aumento de su complejidad en el tiempo y el flujo genético necesario para la perdurabilidad de sus especies.

(E) Desarrollar una silvicultura sustentable para la recuperación de bosques sobreexplotados, aunque se aprecia la carencia de un enfoque dirigido a la restauración ecológica de los bosques nativos afectados por actividades productivas intensivas, así como aquéllos que han sido sometidos sistemáticamente a la tala selectiva o floreo.

(F) Promover la investigación, la educación ambiental y los mecanismos para la obtención de financiamiento. Estos ítems son interesantes y potencialmente útiles en el área de la restauración ecológica, sin embargo su enfoque se dirige exclusivamente a la conservación y uso sustentable de la biodiversidad.

Documento 3: Plan de Acción País para la Implementación de la Estrategia Nacional de Biodiversidad. CONAMA, 2005.

El Plan de Acción País para la Implementación de la Estrategia Nacional de la Biodiversidad 2004-2015 (PdA-ENBD) es una respuesta a los requerimientos establecidos en el Convenio sobre Diversidad Biológica ratificado por Chile en 1994. Este plan pretende reflejar las prioridades y expectativas de la sociedad en su conjunto para avanzar en la conservación y uso sustentable de la diversidad biológica.

Sus objetivos consisten básicamente en lograr al año 2015 que el patrimonio natural de Chile y sus componentes sean valorados, respetados, protegidos y conservados a través del conocimiento de los ecosistemas y sus especies; el desarrollo de acciones para su protección efectiva en todos los niveles territoriales; el perfeccionamiento de procesos productivos compatibles con la biodiversidad y uso sostenible; la recuperación de ambientes degradados; y el respeto por la diversidad cultural del país.

En el PdA-ENBD la restauración de ecosistemas es considerada como una medida de conservación abordada brevemente en su visión, ejes estratégicos, metas globales, líneas de acción y focos de atención y planteada como relevante dentro de los desafíos. No obstante, se centra exclusivamente en la protección oficial de los ecosistemas más representativos del país, sin considerar medidas de restauración ecológica concretas para su implementación en ecosistemas degradados. Además, no se presenta una definición clara de cuáles son los ecosistemas que requieren de protección urgente, dada su fragilidad o estado de conservación.

En cuanto a la carencia de información en tópicos como la restauración ecológica, el PdA-ENBD manifiesta que la transferencia de conocimientos desde los centros académicos hacia los encargados de la gestión y toma de decisiones en los servicios públicos es escasa y de difícil acceso en los términos en que son requeridas, es decir, oportuna en el tiempo y adecuada en el lenguaje. Se alude a que la producción de los investigadores está dirigida con mayor énfasis a la publicación en revistas internacionales que al desarrollo de aplicaciones en el ámbito de la gestión de los recursos naturales y de la diversidad biológica, a pesar de la existencia de fondos de gobierno como el FONDEF, que tienen como objetivo el desarrollo de aplicaciones en este ámbito.

Respecto a la manifestación previa, si bien la deficiencia en la transferencia de información es cierta, los citados fondos FONDEF y otros como los fondos de CONYCID no incluyen investigación aplicada ligada específicamente a la restauración ecológica, acentuando la gravedad del asunto.

Documento 4: Política Nacional para la Protección de Especies Amenazadas. CONAMA, 2005.

La Política Nacional para la Protección de Especies Amenazadas, aprobada por el Consejo directivo de CONAMA en diciembre del año 2005, manifiesta la voluntad del país por garantizar una protección efectiva de dichas especies con el objetivo de mejorar el estado de conservación de la biota nativa amenazada.

En esta política se reconoce la falta de información sobre especies amenazadas, el riesgo en que se encuentran, la necesidad de contar con más áreas protegidas, la amenaza que representa el ser humano, la falta de educación al respecto y la carencia de normativas. Pero, no se reconoce la impor-

tancia de efectuar acciones de restauración de los ecosistemas degradados para lograr la protección y conservación de las especies que los componen, lo que aportaría directamente al cumplimiento del objetivo general antes nombrado y al objetivo específico de crear, mejorar e implementar instrumentos para la recuperación de las especies en cuestión.

La restauración ecológica no se aborda como tal, sin embargo se hace referencia a la necesidad de promover la recuperación de las especies en conflicto. Esta recuperación alude a especies individuales, sin abordar la problemática desde una perspectiva ecosistémica ni presentar acciones concretas, haciéndose alusión sólo a la importancia de realizar inventarios y fiscalizaciones dirigidas a especies amenazadas.

Dentro de las líneas estratégicas, con efectos en la restauración ecológica, se rescata la intención de promover acciones para la recopilación y generación de información científico-técnica sobre la biota nativa, con la finalidad de determinar los factores que amenazan su estado de conservación para reconocer las especies bajo riesgo de extinción y facilitar su clasificación y su recuperación. La implementación de estas acciones es esencial para la priorización de zonas de Chile a restaurar.

También se rescata la línea estratégica referente a promover la protección de especies amenazadas a través de la educación, capacitación y difusión. La importancia para la restauración ecológica de esta línea radica en el potencial que su implementación tiene sobre la modificación de las conductas de los habitantes de zonas degradadas, en lo que concierne a evitar actividades que empeoren la condición del ecosistema y afecten directamente su reestablecimiento, como por ejemplo la presión de la herbivoría sobre la regeneración producto del sobre pastoreo.

CAPÍTULO 12:

Marco Institucional para la Restauración Ecológica en Chile

Pese a que la política ambiental, las estrategias de conservación gubernamentales y sus líneas de acción asociadas no abordan la temática de la restauración ecológica en forma explícita, dentro de sus postulados es posible rescatar ciertos puntos que pueden servir como base para instaurar objetivos específicos para su desarrollo e implementación en Chile. Sin embargo, para ello será necesario contar con un marco institucional que respalde su desarrollo sobre cuatro pilares principales: (1) promover la investigación en Restauración Ecológica, (2) formar educadores y capacitar, (3) desarrollar infraestructura y (4) entregar recursos para su implementación. En este sentido, si bien el marco legal vigente no fue diseñado para respaldar acciones de restauración ecológica, es posible rescatar ciertos aspectos que podrían servir de base para elaborar el marco legal que permitiría la implementación de políticas públicas que incorporen el concepto de restauración ecológica.

12.1 Investigación

La restauración ecológica constituye una temática escasamente estudiada en Chile, lo que se traduce en poca información para desarrollar planes de restauración efectivos. Además, lo poco que hay se encuentra lamentablemente disperso. Las labores de restauración ecológica deben estar fundadas en una sólida base de conocimientos y, por lo tanto, el desarrollo de investigaciones es de vital importancia para poder implementar en forma efectiva este tipo de iniciativas.

En Chile los recursos para desarrollar investigación provienen en su gran mayoría de fondos públicos, los que en su generalidad son administrados por la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT). Esta institución posee diversos programas orientados a financiar distintas líneas de investigación, como ciencias básicas (FONDECYT), Investigación y Desarrollo (FONDEF) y educación en ciencias (EXPLORA). Sin embargo, hasta el momento la restauración ecológica no es una línea de investigación financiable por los fondos entregados por CONICYT, por lo que los escasos estudios que sobre ella se desarrollan en Chile deben recurrir a fondos internacionales y/o privados.

Si bien el *Convenio sobre la Diversidad Biológica* en su artículo 12° señala que los países firmantes «promoverán y fomentarán la investigación que contribuya a la conservación y a la utilización sostenible de la diversidad biológica», que por cierto podría incluir investigación en restauración ecológica, la única opción de financiamiento desarrollada por el Estado para investigación en esta materia son los recursos entregados por CONAMA, a través del Fondo de Recuperación Ambiental

(FPA). Sin embargo, debido a que este fondo no tiene dentro de sus objetivos principales el desarrollo de investigación, los montos entregados son bajos y no alcanzan para cubrir los costos asociados al desarrollo de estudios que generen la información necesaria para implementar proyectos de restauración.

Para impulsar el desarrollo de la disciplina de la restauración ecológica en Chile sería necesario implementar mecanismos de financiamiento que permitan llevar a cabo investigación en la materia. Uno de los mecanismos plausibles sería destinar recursos a través de CONICYT, pero para ello sería necesario modificar las bases de los concursos existentes o implementar un nuevo fondo destinado a la investigación aplicada en temáticas de recuperación ambiental. Una segunda alternativa podría ser la inclusión de proyectos de investigación dentro de los fondos FPA, lo que necesariamente debería estar asociado a un aumento considerable de los montos adjudicables para esta potencial línea temática. Sin embargo, y debido a que los resultados de la investigación en restauración ecológica poseen un amplio espectro de potenciales interesados, incluyendo diversos ejes industriales (minería, forestal, energía, vialidad y construcción), probablemente la mejor alternativa de financiamiento para la investigación debería provenir de un marco institucional que promueva el co-financiamiento entre el sector público y privado.

12.2 Educación y Capacitación

La implementación de proyectos de restauración ecológica no sólo debe estar basada en una sólida base de información, sino que también es de suma relevancia contar con un equipo de profesionales y técnicos capacitados en la materia. En este sentido, generar las instancias para la formación de profesionales especializados en la temática, sumado a la creación de cursos de capacitación para el personal técnico encargado de ejecutar las acciones de restauración, son dos tareas que necesariamente deberán ser cubiertas para el desarrollo exitoso de la disciplina de la restauración ecológica en Chile.

Actualmente la formación de profesionales en el área de la restauración ecológica en Chile es un ámbito que no se encuentra cubierto a nivel de programas universitarios, existiendo pocos docentes trabajando en la materia y ningún programa de estudios que incorpore un área de especialización enfocada en esta temática. Si bien en la actualidad los planteles universitarios son libres de ofrecer las carreras que ellos estimen convenientes, con la entrada en vigencia del proyecto de ley que regula la creación de nuevas carreras universitarias (en tramitación desde diciembre de 2007), la creación de programas que incorporen áreas innovadoras y con perspectivas a futuro se podrían ver desincentivados (Libertad & Desarrollo, 2008), lo que podría redundar en que la restauración ecológica difícilmente sea incorporada como un área de formación explícita dentro de los programas educacionales. En este sentido la oportunidad que brinda el programa de Becas Chile para estudios en el extranjero se transforma en una herramienta esencial para formar una masa crítica de docentes que permitan desarrollar investigación y formular las bases para dictar cursos en restauración ecológica a nivel nacional.

Tan importante como la formación de docentes es la capacitación del personal técnico para ejecutar los proyectos de restauración. Una herramienta de gran utilidad para ello la constituyen los programas de capacitación con código SENCE, los cuales se encuentran acogidos a franquicias tributarias para incentivar que las empresas de diversos rubros capaciten a sus empleados. Sin

embargo, debido a que la restauración ecológica es una disciplina reciente, y que aún existe poco conocimiento respecto de sus implicancias para el cumplimiento de la normativa ambiental vigente, la oferta de programas de capacitación en restauración actualmente es inexistente, lo que probablemente también sea una consecuencia de la escasez de profesionales con preparación para impartir cursos en dicha área.

Para lograr capacitar al personal técnico sería necesario contar con una masa crítica de profesionales altamente capacitados en tópicos propios de la restauración ecológica, por lo que actualmente el incentivo debería estar enfocado a la formación de expertos en el extranjero, de manera de transferir el conocimiento desarrollado en aquellos países líderes en la materia a la realidad nacional. Una vez que Chile cuente con un cuerpo docente especializado en restauración ecológica será el paso de generar las herramientas para capacitar al personal técnico encargado de ejecutar los proyectos de restauración.

12.3 Desarrollo de Infraestructura

Dentro de los aspectos claves para poder implementar acciones de restauración se encuentra la implementación de una red de viveros y centros de semillas distribuidos a lo largo del país, de manera de contar con especies de plantas originarias de la zona y en número suficiente para hacer frente a los requerimientos de los potenciales proyectos de restauración.

Sin embargo, y pese a que el Convenio sobre la Diversidad Biológica en su artículo 9º indica que los países firmantes «establecerán y mantendrán instalaciones para la conservación ex situ y la investigación de plantas, animales y microorganismos, preferiblemente en el país de origen de recursos genéticos, y que cooperarán en el suministro de apoyo financiero y de otra naturaleza para la conservación ex situ», Chile hasta el momento no ha avanzado significativamente en esta materia. Los centros de semillas instaurados han sido pocos, destacando el banco Base de Semillas del Centro Regional Intihuasi, del INIA en la Región de Coquimbo. Por su parte, la creación de viveros ha sido más activa, existiendo una cantidad considerable de centros de producción de plantas nativas distribuidas en todo el país, gran parte de ellos administrados por CONAF. Sin embargo, la producción de dichos viveros muchas veces incluye sólo algunas especies de la zona donde se encuentran, por lo que existen diversas especies, mayormente arbustivas y herbáceas, que por el momento no se encontrarían disponibles para la implementación de proyectos de restauración ecológica.

La creación de Centros de Semillas constituye un gran paso para conservar los recursos genéticos de las especies vegetales, sin embargo, para que logren su objetivo de conservación, es necesario contar con una colección de material vegetal que represente la diversidad de especies a nivel país y no sólo de una zona geográfica particular. En este sentido, la creación de nuevos centros de semillas en otras zonas del país podría brindar una respuesta a esta necesidad, generando así centros que podrían especializarse en la investigación y desarrollo de semillas para distintas zonas geográficas. Del mismo modo, estos centros deberían estar en constante comunicación con los viveros públicos y privados de manera de poder contar con un banco de semillas que permita generar plántulas con características genéticas propias de los lugares que se quieren restaurar.

12.4 Recursos para la Implementación

Para la correcta implementación de proyectos de restauración ecológica es necesario contar con recursos suficientes para cubrir los costos de las diversas acciones que se deben ejecutar.

Actualmente no existen fuentes de financiamiento explícitas para este tipo de iniciativas, sin embargo existen ciertas leyes que podrían servir para gestionar fondos para restauración. Así, el artículo 3° de la ley 19.300 establece que «todo aquel que culposa o dolosamente cause daño al medio ambiente, estará obligado a repararlo materialmente, a su costo, si ello fuere posible, e indemnizarlo en conformidad a la ley». Esta misma ley, en su artículo 66°, crea el Fondo de Protección Ambiental, cuyo objetivo es financiar total o parcialmente proyectos o actividades orientados a la protección o reparación del medio ambiente, la preservación de la naturaleza o la conservación del patrimonio ambiental. Por su parte, el artículo 12° del Decreto Ley 701 señala que «el Estado bonificará, por una sola vez por cada superficie, un porcentaje de los costos netos de actividades como (a) la forestación en suelos frágiles, en ñadis o en áreas en proceso de desertificación; (b) la forestación en suelos degradados y las actividades de recuperación de dichos suelos o de estabilización de dunas; y (c) las forestaciones en suelos degradados con pendientes superiores al 100% (45 grados sexagesimales). Además, el artículo 22° de la ley 20.283 propone la creación de un fondo concursable destinado a la conservación, recuperación o manejo sustentable del bosque nativo. Este fondo busca otorgar una bonificación para contribuir a solventar el costo de: (a) actividades que favorezcan la regeneración o recuperación de formaciones xerofíticas de alto valor ecológico o de bosques nativos de preservación, (b) actividades silviculturales dirigidas a la obtención de productos no madereros, y (c) actividades silviculturales destinadas a manejar y recuperar bosques nativos para fines de producción maderera.

Si bien existen algunos fondos para la recuperación ambiental, hasta el momento ninguno de ellos ha sido concebido para implementar proyectos de restauración ecológica, y sólo podrían ser utilizados para cubrir ciertas actividades de un proyecto de restauración por separado, como recuperación de suelos o forestación. En este sentido, la integración de los diversos fondos, sumada a la creación de fondos complementarios, podría otorgar los recursos necesarios para la implementación completa de proyectos de restauración ecológica. No obstante, para lograr este objetivo será importante hacer un profundo análisis de los montos disponibles para financiamiento, ya que hasta el momento son escasos y en general no son capaces de cumplir con los objetivos para los cuales fueron diseñados.

CAPÍTULO 13: Políticas Ambientales: Conclusiones

En Chile, desde el año 1990 se ha desarrollado una serie de iniciativas tendientes a incorporar el tema de la recuperación ambiental en las políticas implícitas y explícitas del Estado. Sin embargo éstas, consagradas en la Constitución y la ley o en los decretos y resoluciones normativas, son insuficientes para regular de manera eficiente y eficaz el desarrollo de programas de restauración ecológica. Esto se debe principalmente a la escasez, o en algunos casos inexistencia, de decisiones o medidas para la regulación, fiscalización, sanción y fomento productivo para el desarrollo de actividades de restauración ecológica, sumado a la ausencia de un plan de trabajo establecido que articule los actores involucrados y las medidas ya existentes, tales como algunos programas de financiamiento para la investigación y el fomento productivo de actividades de recuperación ambiental, en donde no se incluye a la restauración ecológica como un objetivo explícito y prioritario.

Actualmente es primordial elaborar políticas que permitan el desarrollo de la restauración ecológica como una actividad cuyo aporte sea significativo para la recuperación de ambientes degradados en Chile, a diferencia de actividades actuales de restauración desarrolladas en zonas puntuales y cuyo efecto es marginal sobre el total de ambientes degradados en el país. Para el desarrollo de estas políticas es esencial incorporar de manera explícita objetivos, principios, criterios y orientaciones generales que permitan generar y financiar instrumentos para la investigación y desarrollo de iniciativas de restauración ecológica. Además de lo anterior, es necesario generar un plan de trabajo a mediano y largo plazo establecido en una agenda destinada a velar por el éxito y el financiamiento de las iniciativas.

El desafío a futuro en políticas de restauración ecológica es enriquecer las políticas implícitas existentes sobre la materia e incorporarlas a políticas explícitas, que generen garantías para su cumplimiento. Para la generación de garantías es esencial incluir en los objetivos y orientaciones generales de las políticas: (A) la elaboración de una Estrategia para la Restauración Ecológica, (B) el fortalecimiento de las agencias públicas para la gestión ambiental, (C) el mejoramiento de la infraestructura ambiental (laboratorios y centros de información), (D) el fortalecimiento de la investigación sobre el estado del medio ambiente, (E) el desarrollo del sistema nacional de información ambiental, (F) la educación, concientización y capacitación ambiental, y (G) el desarrollo y puesta en marcha de instrumentos económicos para la gestión ambiental.

REFERENCIAS

- CONAMA, 1998. Una Política Ambiental para el Desarrollo Sustentable. 47 pp. Disponible en línea en: http://www.sinia.cl/1292/articles-26000_pdf_politica.pdf (último acceso: septiembre 2009).
- CONAMA, 2003. Estrategia Nacional de Biodiversidad, 21 pp. Disponible en línea en: http://www.sinia.cl/1292/articles-31858_EstrategiaNacionalBiodiversidad.pdf (último acceso: septiembre 2009).
- CONAMA, 2005. Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Racional de los Humedales en Chile, 30 pp. Disponible en línea en: http://www.sinia.cl/1292/articles-35208_recurso_1.pdf (último acceso: septiembre 2009).
- CONAMA, 2005. Plan de Acción País para la Implementación de la Estrategia Nacional de Biodiversidad, 139 pp. Disponible en línea en: http://www.sinia.cl/1292/articles-35223_PDA.pdf (último acceso: septiembre 2009).
- CONAMA, 2005. Política Nacional para la Protección de Especies Amenazadas. 22 pp. Disponible en línea en: http://www.sinia.cl/1292/articles-35206_pol_especies.pdf (último acceso: septiembre 2009).
- FFRENCH-DAVIS R., 2002. El impacto de las exportaciones sobre el crecimiento de Chile. *Revista de la Cepal*, 76; 143-160.
- INSTITUTO DE ASUNTOS PÚBLICOS UNIVERSIDAD DE CHILE, 2006. Estado del Medio Ambiente en Chile, 2005, 371 pp. Instituto de Asuntos Públicos, Universidad de Chile editores. Santiago, Chile.
- LIBERTAD Y DESARROLLO, 2008. Regulación de Carreras Universitarias: Una Idea Equivocada. *Temas públicos* N° 855.
- MUÑOZ PJ. & ROCA JJ., 2006. Las bases materiales del sector exportador chileno: un análisis input-output. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 4: 27-40.
- OCDE-CEPAL, 2005. Evaluaciones del desempeño ambiental, Chile. 246 pp. Disponible en línea en: <http://www.eclac.cl/publicaciones/xml/2/21252/lcl2305e.pdf> (último acceso: septiembre 2009).
- PROCHILE, 2008. Análisis de las exportaciones chilenas 2007. 59 pp. Disponible en línea en: http://www.prochile.cl/metropolitana/bajar.php?file=/metropolitana/pdf/analisis_exportaciones_chilenas_2007.pdf (último acceso: septiembre 2009).

- RODRÍGUEZ-BECERRA M. & ESPINOZA G., 2002. Las Políticas Ambientales. Pág. 81-104 en Gestión Ambiental en América Latina y el Caribe. Banco Interamericano de Desarrollo, División de Medio Ambiente. Rodríguez-Becerra, Espinoza & Wilk editores. Washington, USA.
- SUNKEL O. & LAGOS C., 2006. Introducción: Macropresiones sobre el Medioambiente. Pág. 23-33 en Informe País: Estado del Medio Ambiente en Chile. Instituto de Asuntos Públicos, Universidad de Chile editores. Santiago, Chile.



Ignacio Fernández Chicharro

Biólogo con especialidad en Recursos Naturales y Medio Ambiente UC y Magíster en Recursos Naturales UC.

Luis Olivares Dávila

Ingeniero agrónomo UC y Magíster en Recursos Naturales UC.

Narkis Morales San Martín

Ingeniero forestal UC y Magíster en Recursos Naturales UC.

Javier Salvatierra Caballero

Ingeniero forestal UC y Magíster en Recursos Naturales UC.

Miguel Gómez Ungidos

Profesor de Ciencias Naturales y Biología UC y Magíster en Ecología y Biología Evolutiva U. Chile. Profesor de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal Pontificia Universidad Católica de Chile.

Gloria Montenegro Rizzardini

Profesora Titular de Botánica, UC.

Postgrado Fitoquímica, University of Texas at Austin, USA.

Profesor titular y directora de Investigación y Postgrado de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal Pontificia Universidad Católica de Chile.

Los resultados de dos años de investigación, en la realización del Estudio para la Restauración de los Ecosistemas Vegetales Nativos Afectados por Incendios Forestales, propuesto y financiado por CONAF y su Gerencia de Protección contra Incendios Forestales y realizado por la Dirección de Investigación y Postgrado de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, de la Pontificia Universidad Católica de Chile, son publicados finalmente en la forma del presente libro, a cuya edición e impresión concurren los valiosos aportes de las empresas Forestal Arauco, Forestal Mininco y de la Fundación ECOMABI.

El libro se encuentra estructurado en tres secciones, que incluyen 13 capítulos en total. La primera sección posee un carácter conceptual y en ella se presentan conceptos de restauración ecológica, se revisan los efectos del fuego sobre los ecosistemas, y se hace una completa revisión del estado del conocimiento sobre el rol del fuego en las comunidades vegetacionales de Chile y sobre el desarrollo de iniciativas de restauración post-fuego en Chile. En la segunda sección se presentan los resultados del desarrollo e implementación de un modelo de priorización de recursos, para las formaciones vegetacionales afectadas por incendios en Chile, y se entregan recomendaciones específicas para el desarrollo de iniciativas de restauración en ellas. La tercera sección del libro corresponde a un análisis de las políticas ambientales chilenas, con el objeto de establecer las oportunidades y necesidades que actualmente existen, para desarrollar iniciativas de restauración ecológica en Chile.

Pese a ser un libro de carácter principalmente técnico, la forma en que se presentan los contenidos permite llegar a un público objetivo amplio, incluyendo organismos del Estado, universidades, centros de investigación, ONG's ambientales, empresas mineras y forestales, y, en general, a todas aquellas instituciones y particulares comprometidos con la protección, conservación y recuperación de los ecosistemas vegetales nativos de Chile.



AUSPICIAN



ARAUCO
Sembramos Futuro



FUNDACION
ECOMABI