

la riqueza y abundancia de especies y la regeneración, si es que se encontraba presente, se caracterizó morfológicamente y se determinó el estado de la invasión, a través de su densidad y altura máxima a distintas distancias desde la plantación.

Pseudotsuga menziesii, se encuentra naturalizada en el centro-sur de Chile, es decir regenerándose naturalmente bajo el dosel de rodales adultos y alrededor de estos en cinco de los seis sitios de estudio. La invasión está ocurriendo en dos de los seis sitios incluidos en la muestra, posiblemente relacionada con factores ambientales como la presencia de suelo descubierto y una baja cobertura de dosel, creando claros que permiten un mayor ingreso de luz. Por lo tanto, los esfuerzos para masificar el uso de *P. menziesii* deben considerar la reducción del riesgo de invasión mediante un manejo y control de la especie y el sitio.

► Introducción

Las invasiones biológicas constituyen uno de los resultados de un proceso de varias etapas que comienza cuando los organismos son transportados desde su hábitat natural a un nuevo ambiente (Mack *et al.*, 2000; Pauchard y Shea, 2006). Dentro del proceso de invasión de plantas Richardson (2001) considera tres etapas: a) Dispersión a una nueva área, b) Establecimiento y naturalización y c) Propagación. En la primera etapa se considera la introducción de la especie al nuevo ambiente, hecho que por lo general se debe a la agricultura, actividad forestal, horticultura, la estabilización y recuperación de suelos y fines ornamentales. A su vez, la oportunidad de establecerse y naturalizarse, que corresponde a la segunda etapa, aumenta directamente con el número de propágulos que son introducidos. La tercera etapa, de dispersión, es la que genera la invasión, ya que esta involucra la propagación en el nuevo ambiente y, por consiguiente un crecimiento de la población.

Las invasiones biológicas corresponden a uno de los principales agentes de transformación de la tierra y representan una amenaza para la biodiversidad y conservación mundial (Heywood, 1989; Sala *et al.*, 2000; Rouget y Richardson, 2003; Richardson y Rejmánek, 2004). La extinción de especies vulnerables puede ser un efecto de la invasión de animales, a través de interacciones como la competencia, hibridación, depredación y la alteración del hábitat, entre otros (Mack *et al.*, 2000). En relación a la invasión de plantas, Vitousek *et al.* (1997) han reportado entre los principales efectos de las invasiones la alteración de procesos ecosistémicos como la producción primaria, la descomposición, los regímenes de disturbios, la geomorfología, el ciclo de nutrientes y la hidrología, cambiando las reglas de existencia para todas las especies. Además, afirman que las invasiones biológicas están quebrando las barreras biogeográficas que han creado y mantenido las principales regiones de flora y fauna del mundo, lo que podría llegar a homogeneizar la biota de la tierra. Mack *et al.* (2000) consideran también alteraciones en el régimen del fuego y en los balances energéticos de los ecosistemas nativos, los que a su vez provocan la disminución considerable de la abundancia y sobrevivencia de especies nativas.

La invasión de especies arbóreas, específicamente el caso de las coníferas, reporta 80 especies (13% del total de especies) como naturalizadas en algún lugar del mundo y 36 especies (6%) como invasoras. (Richardson y Rejmánek, 2004). En el hemisferio sur, en

países como África del Sur, Nueva Zelanda y Australia, se ha determinado el problema de invasión de coníferas. Dentro de estas, se reconocen al menos 19 especies del género *Pinus* como invasoras (Kay, 1994; Richardson *et al.*, 1994; Richardson, 1998; Richardson y Higgins, 1998; Richardson, 2001; Rouget *et al.*, 2004; Richardson *et al.*, 2008). La introducción de estas especies se realizó considerando solamente su viabilidad, crecimiento y atributos morfológicos, dándose poca importancia a su capacidad invasiva. Rejmánek y Richardson (1996) determinaron que un corto período juvenil, semillas pequeñas e intervalos de tiempo cortos entre grandes producciones de semillas se relacionan con la capacidad de invasión de una especie del género *Pinus*. Grotkopp *et al.* (2002), por otro lado, determinó que tasas altas de crecimiento de las plántulas también se relacionan con la capacidad invasiva de una especie. En América del Sur, Zalba y Villamil (2002) han informado que tres especies del género *Pinus* se han naturalizado o se encuentran invadiendo en praderas de la Pampa Argentina, *Pinus halapensis* (Mill.), *Pinus pinaster* (Ait.) y *Pinus radiata* (D. Don). Ellos afirman que estas especies se encuentran dentro de las cinco especies más invasoras del hemisferio sur, incluyendo Chile y Uruguay. En la Patagonia se ha estudiado el estado de invasión de varias coníferas (Simberloff *et al.*, 2002; Simberloff *et al.*, 2003; Richardson *et al.*, 2008).

Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco, conocido como pino oregón en Chile, es una de las especies de coníferas con mayores potencialidades para su masificación como cultivo forestal en el sur de Chile (Siebert *et al.*, 2003). *P. menziesii* fue introducido a comienzos de 1900 a Chile (Siebert *et al.*, 2003) y se le ha observado como especie naturalizada e incluso invasora en algunos sitios (Peña *et al.*, 2007). Lugares abiertos, como praderas, ya han sido invadidos por la especie en Chile y otros lugares del mundo, por lo que se considera de especial interés conocer el comportamiento que podría estar presentando la especie en el área de estudio. También resulta fundamental estudiar la situación con respecto a los bosques, ya que se trata de bosques degradados, disturbados, siendo conocido que en estas situaciones se facilita la invasión. En virtud de lo expuesto anteriormente se hace necesario realizar un diagnóstico de la capacidad invasiva y el comportamiento que ya presenta *P. menziesii* en el área de estudio.

El objetivo principal de este estudio es diagnosticar la capacidad de invasión que tiene *P. menziesii* en las Regiones de la Araucanía y de los Ríos y relacionarla con las condiciones ambientales imperantes. Para ello se plantearon los siguientes objetivos: 1) Conocer el estado actual de la investigación sobre la capacidad invasiva de *P. menziesii* en ambientes de bosque, con una perspectiva local, pero en contexto mundial, 2) Determinar el estado de naturalización e invasión de *P. menziesii* en las Regiones de la Araucanía y de los Ríos, 3) Determinar condiciones ambientales generales de los rodales seleccionados y relacionarlas con el estado de invasión o naturalización de la especie. El presente estudio de "Diagnóstico de la capacidad invasiva de *Pseudotsuga menziesii* en la Región de la Araucanía y la Región de los Ríos" se enmarca dentro del proyecto "Bosques seminaturales: Opción tecnológica productiva para la rehabilitación de bosques nativos" desarrollado por el Instituto Forestal (INFOR), entre el año 2004 y 2008. Este proyecto busca mejorar la rentabilidad del negocio forestal e incorporar bosques nativos al sistema productivo, objetivo que se llevará a cabo a través de forestación seminatural. Esta corresponde a mezclas de bosque nativo (adulto o renewal) con especies plantadas o especies exóticas, incluida *P. menziesii* (INFOR, 2007).

Metodología

En este estudio se utilizarán los conceptos definidos por Richardson *et al.* (2000). Estos corresponden a:

- Especie naturalizada: “aquella que se reproduce consistentemente y sostiene una población durante muchos ciclos de vida sin intervención directa de humanos; que por lo general recluta nuevos individuos de forma libre, usualmente cercanos a los árboles padres y no invade necesariamente ecosistemas naturales, seminaturales o creados por el hombre.”

- Especie invasora: “aquella planta naturalizada que produce descendencia capaz de reproducirse, comúnmente en grandes números, a grandes distancias (más de 100 m en un periodo menor a 50 años para especies que se reproducen por semillas) y presentan así el potencial de propagarse en un área considerable.”

Para determinar la situación actual de la invasión de *P. menziesii* en Chile y el mundo, se llevó a cabo una revisión exhaustiva de la literatura existente en el tema. Se revisaron principalmente libros y publicaciones científicas, chilenas y extranjeras. Las bases de datos más utilizadas fueron ScienceDirect e ISI Web of Knowledge. Las palabras claves más utilizadas fueron biological invasion, conifers invasión, and *P. menziesii* invasión.

Para determinar los patrones de invasión de *P. menziesii* en el área de estudio se utilizó muestreo en terreno. Los sitios de estudio corresponden a una muestra de las plantaciones de *P. menziesii* existentes entre las Regiones de la Araucanía y de los Ríos, según el catastro actualizado del INFOR. Para la selección de los sitios, se utilizó la cobertura de las plantaciones establecidas en ambas regiones analizadas a través del Software ArcGIS. La cobertura cuenta con información por rodal entre las que se destacan el nombre del predio, el nombre del propietario, superficie del rodal y año de plantación. Los predios seleccionados para realizar el muestreo, ordenados de norte a sur, son (Figura 1):

- 1 Predio Las Quinientas, Andrés Chubretovic, Vilcún
- 2 Predio Los Lleuques, Victor Repetto C. y Otros, Vilcún
- 3 VOIPIR, Forestal VOIPIR, Villarica
- 4 Predio Quechuco, Klaus Prehn, San José de la Mariquina
- 5 Predio Las Palmas, Universidad Austral, Valdivia
- 6 Predio Arquihue, Forestal Taquihue, Futrono



Figura 1. Ubicación de los seis sitios de estudio en las Regiones de la Araucanía y Los Ríos.

Del total de plantaciones existentes se seleccionó una muestra de seis predios, con la limitación de los permisos de acceso a los predios y el año de plantación. Se seleccionaron predios con un mínimo de 15 años de edad (Sarasola *et al.*, 2006; Broncano *et al.*, 2005; Hermann y Lavender, 1990) para asegurar la presencia de semillas en los individuos de la plantación. En terreno (Figura 2), se visitó cada uno de los predios seleccionados y se completó un formulario previamente establecido, el que consideró una serie de variables que caracterizaron tanto al rodal padre, como a la regeneración y los sitios aledaños potencialmente invadidos. Para caracterizar los individuos fuente de semillas, es decir, la plantación, se estableció una parcela cuadrada de 15 x 15 m. Dentro de ella se determinó el DAP de todos los individuos, la altura de tres de ellos y la presencia de conos en cada individuo. Para caracterizar la regeneración se establecieron dos transectos a partir del borde de la plantación, separados por una distancia de al menos 50 m. Cada transecto, de 120 m de longitud y 3 m de ancho, se dividió en secciones de 20 m de longitud cada una, quedando así compuesto por 6 secciones de 20 x 3 m. En cada una de estas secciones se determinó el número de individuos de regeneración, clasificándolos dentro de 5 rangos de altura (0-0,5 m; 0,51-1,0 m; 1,01-1,5 m; 1,51-3,0 m; 3,01-5,0 m y >5,01 m), se registró la presencia de conos en la regeneración y midió la altura del individuo mas alto presente en cada sección. Para caracterizar la vegetación aledaña a la plantación, que corresponde al sitio potencialmente invadido, se clasificó como boque, matorral o pradera. En el caso de tratarse de bosque se incluyó además si se trata de renoval o bosque adulto. Para determinar la composición del sitio, se preparó un listado de especies presentes y clasificándolas como rara, abundante o muy abundante al inicio de la segunda sección (20 m) en cada uno de los transectos.

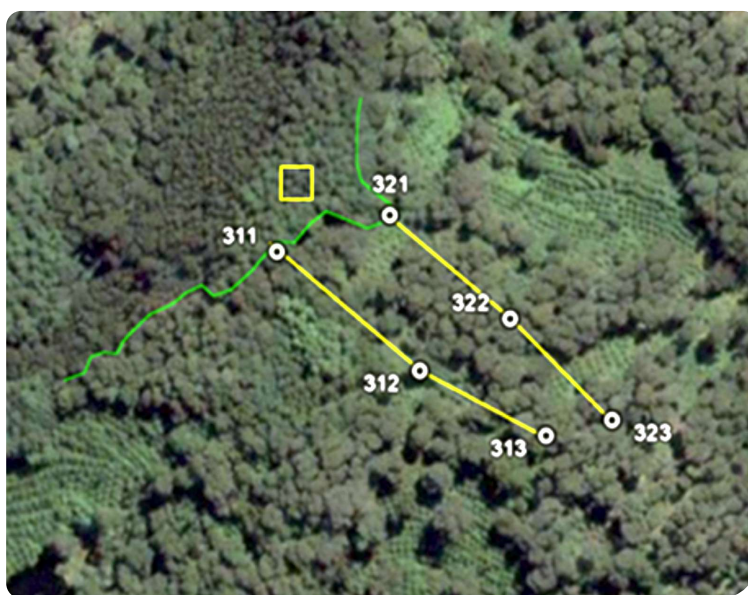


Figura 2. Diagrama de la metodología de transectos (líneas), utilizada para el muestreo. Los puntos corresponden a posiciones marcadas con GPS. El cuadrado indica la parcela utilizada para describir el rodal padre de *Pseudotsuga menziesii*.

▶ Resultados

ESTADO ACTUAL DEL CONOCIMIENTO SOBRE *Pseudotsuga menziesii*

Pseudotsuga menziesii en su hábitat natural.

Suelo, clima y topografía *P. menziesii*, conocido en su hábitat natural como Douglas-fir, red-fir, Oregon-pine, Douglas-spruce, ha sido uno de los mayores componentes de los bosques del Oeste de Norteamérica y aunque se ha demostrado que nunca se ha extendido más allá de esa zona, ha sido introducida exitosamente en muchas regiones de bosques templados.

El rango latitudinal de *P. menziesii* es el más amplio de las coníferas comerciales del oeste de Norteamérica. Se extiende desde los 19° a los 55° de latitud norte, formando una V de lados asimétricos. Desde el vértice en British Columbia se extiende 2.200 km al sur por la costa del Océano Pacífico y el brazo más largo se extiende 4.500 km por las Montañas Rocosas. Ambas vertientes dan origen a las dos variedades existentes, *P. menziesii* (Mirb.) Franco var. *menziesii*, llamado también Douglas-fir costero y *P. menziesii* var. *glauca* (Beissn.) Franco, llamado Rocky Mountain o blue Douglas-fir (Hermann y Lavender, 1990).

La especie crece bajo una amplia variedad de condiciones climáticas soportando temperaturas que van desde los -9° C, en las Cascades y Sierra Nevada o en la zona central de las Rocky Mountains, hasta los 30° C en el periodo estival de la Costa del Pacífico. En cuanto al periodo libre de heladas, soporta desde 50 hasta 260 días en distintas áreas de su rango natural. La precipitación media anual varía desde los 360-610 mm en el centro de las Montañas Rocosas, hasta 760-3400 mm en la costa del Pacífico. La precipitación en forma de nieve varía entre un mínimo de 0 a 60 cm en la costa del Pacífico hasta un máximo entre 40 y 580 cm en el Norte de las Montañas Rocosas (Hermann y Lavender, 1990).

En cuanto a suelo y topografía, la especie logra un mejor crecimiento en suelos profundos, bien aireados, con un pH entre 5 y 6. La profundidad del suelo varía entre muy delgados en áreas de pendientes fuertes a profundos en depósitos de origen volcánico junto a materiales aluviales. La textura de los suelos varía de arenas con grava a arcillas y la superficie es, por lo general, moderadamente ácida. El contenido de materia orgánica varía de moderado en Cascade Range a alto en zonas costeras y de Olympic Península en el Estado de Washington. La distribución altitudinal de la especie aumenta desde el Norte al Sur, reflejando el efecto del clima en su distribución. Los principales factores limitantes son la temperatura en el rango norte y la humedad en el Sur. De esta forma, *P. menziesii* se encuentra principalmente en pendientes con exposición sur en la parte norte de su distribución, y en exposición norte en la parte sur (Hermann y Lavender, 1990).

Reproducción y crecimiento temprano *P. menziesii* es una especie monoica. La producción de conos, y por lo tanto de semillas, comienza entre los 15 y 20 años (Sarasola *et al.*, 2006; Broncano *et al.*, 2005; Simberloff *et al.*, 2002; Quiroz y Rojas, 2003). La caída de

las semillas ocurre rápidamente una vez que han madurado los conos. La producción de semillas ocurre a intervalos irregulares, donde existe una gran producción y una media cada 7 años, en promedio (Hermann y Lavender, 1990) o incluso cada 1 a 4 años (Reukema, 1982). Sin embargo, durante un año de gran producción, sólo un 25 % de los individuos adultos producen un número apreciable de conos. Individuos de 200 a 300 años son los que producen el mayor número de conos. Por ejemplo, un rodal de primer crecimiento puede producir 20 a 30 veces el número de conos por hectárea que un rodal de segundo crecimiento de 50 a 100 años.

Las mayores limitaciones para la regeneración natural de *P. menziesii* son una provisión de semillas limitada, consumo de semillas por insectos, animales y aves, especies de plantas competidoras y un ambiente desfavorable. A pesar de que el reporte de rodales puros de regeneración natural a 1 o 2 km de la fuente de semillas no es raro, la gran mayoría de las semillas cae dentro de los primeros 100 m desde la fuente de semillas (Hermann y Lavender, 1990).

La germinación de las semillas ocurre al inicio de la primavera, desde mediados de Marzo hasta comienzos de Abril en aquellas zonas más cálidas de su rango natural de distribución y hasta mediados de Mayo en aquellas zonas más frías. El crecimiento de las plántulas durante el primer año no está determinado, pero es relativamente lento y su principal limitante es la humedad, la que gatilla la iniciación de la dormancia a mediados del verano. Esta dormancia se extiende normalmente desde mediados del verano hasta Abril o Mayo del año siguiente. Plántulas de un año en los mejores sitios pueden desarrollar brotes de 6 a 9 cm de largo y el crecimiento en los años siguientes es determinado y se acelera gradualmente hasta que las plantas tienen 8 o 10 años y presentan un crecimiento terminal que excede 1 m anual en sitios más productivos. Las plántulas de un año sobreviven más y crecen mejor bajo sombra, pero plantas más antiguas requieren de luz directa. (Hermann y Lavender, 1990).

Al igual que casi todas las plantas leñosas, *P. menziesii* depende de una relación micorrízica para una absorción eficiente de agua y minerales. Se han identificado aproximadamente 2.000 especies de hongos como potenciales simbiosis con *P. menziesii* y se han observado tanto estructuras ectomicorrízicas como endomicorrízicas (Hermann y Lavender, 1990).

Los rodales naturales de la especie generalmente comienzan con más de 2.500 individuos ha⁻¹. La altura incrementa lentamente durante los primeros 5 años, pero luego comienza a acelerarse. En un sitio medio, a baja altitud, el alto crecimiento, que promedia los 61 cm año⁻¹ a los 30 años, continúa con un promedio de 15 cm año⁻¹ a los 100 años y 9 cm año⁻¹ a los 120 años de edad. Individuos de 150 a 180 cm de diámetro y 76 m de altura son muy comunes en bosques primarios. La variedad costera es muy longeva, edades como 500 años son muy comunes e incluso algunos individuos han superado los 1.000 años de edad (Hermann y Lavender, 1990).

La ocurrencia natural de *P. menziesii* en rodales extensos es principalmente una consecuencia de incendios forestales. El rápido crecimiento y longevidad de la especie, la corteza gruesa y corchosa de la parte baja del fuste y raíz principal, combinada con su capacidad para formar raíces adventicias, son las principales adaptaciones que la especie ha desarrollado

para sobrevivir por sobre otras especies menos resistentes al fuego y para mantenerse como un elemento dominante en los bosques del Oeste. Sin fuego u otro disturbio drástico, la especie sería reemplazada gradualmente por especies más tolerantes. Bosques de primer crecimiento de *P. menziesii* tienden a ser heteroetáneos más que coetáneos, lo que indica que la especie no fue establecida en un periodo corto de tiempo como ocurre tras grandes incendios u otros disturbios masivos (Hermann y Lavender, 1990).

Invasión de *P. menziesii* en el mundo

Dentro de las coníferas que no pertenecen al género *Pinus*, *P. menziesii* es la especie que mayor número de registros como naturalizada y/o invasora presenta (Richardson y Rejmánek, 2004). Según los mismos autores, la especie ya se encuentra naturalizada en la República Checa, Alemania, Nueva Zelanda, Irlanda y Estados Unidos. En este último país se considera como naturalizada o invasora en ambientes fuera de su rango natural de distribución. Los registros indican que ya se comporta como invasora en Argentina, Chile, Austria, Bulgaria y Gran Bretaña. Por otro lado, Broncano *et al.* (2005) han determinado que *P. menziesii* también se encuentra invadiendo matorral aldeaño a plantaciones de la especie en el Parque Natural Montseny en España. El proceso de invasión comienza 15 años después de la plantación, lo que coincide con la edad en que *P. menziesii* comienza a producir conos. También se determinó que el patrón espacial y temporal de la regeneración en áreas aldeañas a la plantación sugiere que a pesar de que la plantación actuó como fuente inicial de invasión, existen parches aislados que avanzan como resultado de la regeneración. En Argentina Simberloff *et al.* (2002) registraron, una gran cantidad de regeneración de la especie en la Isla Victoria, dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi. En ese estudio se encontró un total de 13 especies introducidas en la isla. Un 52% del total de los individuos encontrados en la isla correspondieron a *P. menziesii*, aunque en su mayoría correspondía a plántulas e individuos muy jóvenes. A través de transectos establecidos en bosques de *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst y *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Ser. et Bizzarri determinaron que sólo dos especies se establecían en el bosque nativo a distancias considerables desde las plantaciones, *P. menziesii* y *Juniperus communis*. L. Sarasola *et al.* (2006), también en Argentina, determinó que *P. menziesii* es capaz de invadir en bosques de *A. chilensis*, alcanzando distancias de hasta 140 m desde la plantación. El viento, mostró tener una relación positiva tanto con la densidad como con la distancia de reclutamiento. Tanto en Argentina como España, los disturbios han marcado una pauta para la invasión de la especie (Sarasola *et al.*, 2006; Simberloff *et al.*, 2002; Broncano *et al.*, 2005), siendo los principales disturbios el pastoreo, ramoneo y algunas actividades de manejo.

Escenario de *P. menziesii* en Chile

En Chile, el buen comportamiento de la especie en la mayor parte de las áreas donde ha sido plantada, la posiciona como una de las opciones de forestación para distintas zonas. Ha sido establecida desde la Región del Maule hasta Magallanes, creciendo de forma excelente en algunas regiones (Loewe *et al.*, 1996, citado por García *et al.*, 2000) A su vez, es considerada la segunda conífera de mayor importancia, con respecto a la superficie plantada. La distribución de las plantaciones se concentra en la Región de la Araucanía,

con una superficie de 6.270 ha, correspondiente a un 41% de las plantaciones a nivel nacional (Cuadro 1).

Tabla 1. Superficie de plantaciones *P. menziesii* por región y total.
Fuente: Quiroz y Rojas 2003

Región	Superficie (ha)
VI-VIII	247
IX	6.270
X	4.662
XI	4.108
Total	15.287

Durante los últimos años, la superficie cubierta por plantaciones de la especie ha ido en aumento, desde 7.500 ha, aproximadamente, en 1980 hasta más de 15.000 ha en el año 2000. Este aumento se ha concentrado principalmente en la Región de Aysén (Quiroz y Rojas, 2003). Se han encontrado dos zonas donde su crecimiento es extraordinario, que permitirían una amplia distribución de la especie: Curanilahue en la Provincia de Arauco y en la Provincia de Osorno. Otra zona que presenta buenas características es Villarrica, donde se han reportado incrementos que fluctúan entre los 7,5 y 11,8 m³ ha⁻¹ año⁻¹ (Bucarey, 1968, citado por García *et al.*, 2000). El desarrollo de la especie se ve afectado por la zona donde se ubique. En un estudio realizado entre el Maule y Osorno se registran entre 0,32 y 1,14 m de altura como incremento medio anual en rodales jóvenes de 9 a 13 años (Rocuant, 1967, citado por Quiroz y Rojas, 2003). En general, en áreas costeras y valle central se registran los mayores crecimientos en altura, mientras que más al sur (Región de Aysén) este disminuye (Quiroz y Rojas, 2003).

Invasión de *P. menziesii* en Chile

En Chile la situación de *P. menziesii* ha sido estudiada en tres oportunidades, siendo reportada como naturalizada en el Parque Nacional Conguillío (Teillier *et al.*, 2003) y en la Reserva Nacional Coyhaique (Langdon *et al.*, 2007) y como invasora en la Reserva Nacional Malalcahuello (Peña y Pauchard, 2001; Peña *et al.*, 2007; Peña, 2007b), donde se encuentra invadiendo bosques naturales de *Nothofagus* spp., tanto en sitios con intervención antrópica como sin esta (Peña, 2007b). También es reportada en forme anecdótica como naturalizada bajo bosques de lenga en las termas de Chillán (Peña, 2007a) Esto contrasta con observaciones hechas por Richardson *et al.* (1994), quienes afirman que, dentro de categorías amplias de cobertura, los bosques son menos vulnerables ante una invasión, en comparación con sistemas como pastizales, matorrales y dunas, entre otros.

P. menziesii puede presentar altas densidades de plántulas como fue registrado en la Reserva Nacional Coyhaique (Langdon *et al.*, 2007), donde bajo un rodal de la especie

se encontró una densidad promedio de 976.575 plántulas ha⁻¹. Sin embargo, se observó escasa regeneración ya establecida en lugares donde existían claros o la cobertura de copas era menor. Complementariamente, en un estudio realizado en la X Región, Wienstroer *et al.* (2003) determinaron que *P. menziesii* presenta un comportamiento altamente competitivo frente a Coigüe (*N. dombeyi*), Roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.) y Raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp. Et Endl) Oerst) en claros asoleados, lo que sustenta la posibilidad de que esta especie logre superar al bosque nativo.

PATRONES DE INVASIÓN EN EL ÁREA DE ESTUDIO

Caracterización de los rodales padres

Los seis rodales seleccionados para la realización del muestreo presentaron entre 15 y 52 años de edad (Las Quinientas y Las Palmas, respectivamente) (Cuadro 2). Las características morfológicas medidas variaron acorde a la edad de los individuos. La mayor altura media la presentaron los individuos del predio Quechuco, 38,82 m, considerablemente mayor que la altura media de los predios restantes. En cuanto a diámetro, el mayor diámetro medio lo presentaron los individuos del predio VOIPIR, con 58,14 cm de Dap, correspondiendo al rodal de mayor edad. Los individuos de menor tamaño se encontraron en el predio Las Quinientas, dado que se trataba de individuos aún jóvenes. Las densidades, al igual que los atributos morfológicos fueron muy variables. Los distintos manejos silvícolas han originado rodales con densidades que van desde los 1911 individuos ha⁻¹ en Las Quinientas a sólo 178 individuos ha⁻¹ en Las Palmas.

Tabla 2. Edad y características morfológicas de los rodales seleccionados.

Sitio	Año plantación	Dap (cm)	Altura (m)	Densidad (individuos ha ⁻¹)
1 - Las Quinientas	1993	13,30	8,70	1911
2 - Los Lleuques	1977	34,43	15,80	756
3 - VOIPIR	1968	58,14	31,67	311
4 - Quechuco	1980	39,51	38,82	533
5 - Las Palmas	1956	41,75	34,50	178
6 - Arquihue	1973	42,02	30,83	267

Caracterización de la vegetación

En los seis predios seleccionados la plantación se encontraba adyacente a bosque nativo. Se determinó que presentaban distintos grados de intervención y degradación. En el predio Las Quinientas, el bosque presentaba un alto grado de intervención antrópica, principalmente a través de la corta de quila y la presencia de ganado bovino. En el predio los Lleuques, el bosque estaba altamente degradado, formando un matorral con escasa presencia de individuos arbóreos. En los predios VOIPIR, Las Palmas y Arquihue el bosque presentaba algunos signos de intervención antrópica, como individuos de especies exóticas plantados, extracción de individuos de especies nativas y presencia de ganado. En el predio Quechuco, el bosque nativo adyacente presentó altos niveles de intervención, debido principalmente a la presencia de especies exóticas, algunas plantadas y otras creciendo naturalmente.

La composición del bosque varió ampliamente entre los predios muestreados (Cuadro 3), tanto en riqueza como en abundancia de especies. La mayor riqueza de especies nativas presentes en el dosel superior se encontró en VOIPIR y en Arquihue, con cinco especies cada uno. Les siguió el predio Las Quinientas, con cuatro especies nativas arbóreas. La especie más recurrente fue Roble (*N. obliqua*), presente en cuatro de los seis predios con una abundancia media (abundante) en todos ellos. De las especies presentes en el sotobosque, quila se presentó en todos los predios, en distintas abundancias. En tres de los predios se presentó al menos en un transecto de forma muy abundante.

Tabla 3. Riqueza y nivel de abundancia de especies presentes en los transectos establecidos en los predios muestreados. ~ : muy abundante, ° : abundante y *: rara.

Especie\Sitio	1	2	3	4	5	6
Especies arbóreas						
<i>Laurelia philipiana</i> Looser.			°		°	°
<i>Nothofagus alpina</i> (Poepp. Et Endl) Oerst	*		°*			
<i>Aetoxicon punctatum</i> R. et Pav.			°*			
<i>Gevuina avellana</i> Mol.			*			
<i>Eucryphia cordifolia</i> Cav.			*			*
<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst.	°			°	°	°
<i>Luma apiculata</i> (D.C.) Burret.				*		*
<i>Nothofagus dombeyi</i> (Mirb.) Oerst.	°			°		
<i>Drymis winteri</i> J.R. et G. Forster.						*
<i>Saxegothea conspicua</i> Lindl.		°				
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels ex MacBride.		°				
<i>Persea lingue</i> Ness	°					
<i>Embotrium coccineum</i> J.R. et G. Forster.		°				
Especies en sotobosque						
<i>Aristotelia chilensis</i> (Mol) Stuntz	*				°	
<i>Lapageria rosea</i> Ruiz et Pavón	°			° ~		
<i>Chusquea quila</i> Kuhnt.	°	°*	°	° ~	~ °	~
<i>Fuchsia magellanica</i> Lam.						°
<i>Berberis</i> sp.		° ~				
<i>Cortaderia</i> sp.		°				
Otras			°	° ~		
Especies herbáceas						
		~			~ °	
Especies exóticas						
<i>Rubus</i> sp.						°
<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.				°	*	
<i>Cupressus</i> sp.				°	*	
<i>Sequoia sempervirens</i> (D.Don) Endl.				°		

Un símbolo significa que en ambos transectos la abundancia fue la misma y signos diferentes significa que esta varió entre transectos.

Caracterización de la regeneración de *Pseudotsuga menziesii*

La regeneración natural de la especie presente en los predios estudiados varió en cuanto a su densidad, altura y distancia desde el rodal padre.

En el predio Las Quinientas no se encontró regeneración de la especie (Figura 3), ni bajo el rodal ni en el sitio adyacente. Esto se debe probablemente a la corta edad de la plantación, que a pesar de presentar conos, estos pueden producir semillas inviables. En el predio Los Lleuques, la regeneración se concentró en los primeros 20 m desde el rodal padre (Figura 3), alcanzando una media de 3.500 individuos ha⁻¹ en la primera sección. Esta disminuyó drásticamente en los próximos 20 m, alcanzando una densidad media de 1.000 individuos ha⁻¹, cifra considerablemente alta y muy similar a la utilizada en las plantaciones comerciales. La altura de los individuos presentes también fue variable (Figura 3), 7,5 m los individuos de mayor tamaño, 3 m los individuos de tamaño medio y hasta 22 cm el más pequeño.

En el predio VOIPIR sólo se encontró regeneración en la primera sección (20 m) desde la plantación (Figura 3), con una media que no superó los 1.000 individuos ha⁻¹. Aunque sigue siendo una cantidad considerable de regeneración, esta no superó los 10 cm de altura (Figura 3), lo que indica que la regeneración aún no logra establecerse de manera definitiva. Además, esta se encontraba creciendo principalmente a orillas de un camino y no bajo el dosel del bosque nativo adyacente.

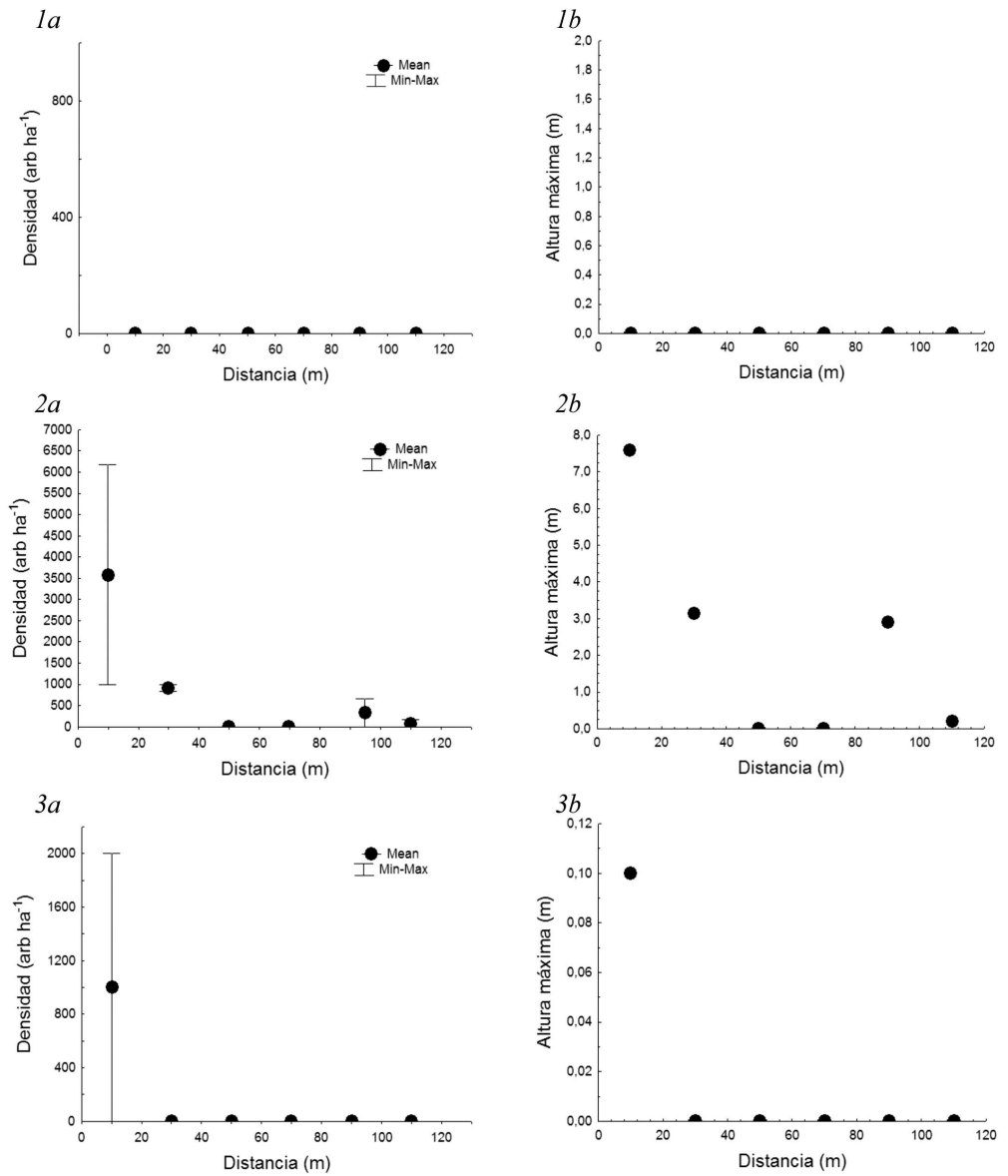


Figura 3. Caracterización de la regeneración en los predios 1 (Las Quinientas), 2 (Los Lluques) y 3 (VOIPIR), indicando la densidad (a) y la altura máxima (b) a diferentes distancias de la plantación (0 a 120 metros).

En el predio Quechuco, la regeneración muestra el clásico patrón de invasión (Figura 4), en el cual la mayor densidad se concentra en los primeros metros de la fuente de semillas y luego disminuye paulatinamente. En este caso, la mayor densidad, alcanza una media de 28.583 individuos ha^{-1} , disminuye a 8.416 individuos ha^{-1} en los siguientes 20 m. La densidad continúa disminuyendo, hasta llegar a cero en la quinta sección para luego reaparecer en la última sección, a más de 100 m de la fuente de semillas, con una densidad de 500 individuos ha^{-1} . Probablemente esto se deba a la presencia de claros con suelo mineral expuesto en esta sección. Las alturas máximas registradas para estos individuos sobrepasaron los 80 cm en todas las secciones, con un máximo de 1,28 m el individuo registrado en la segunda sección (Figura 4).

Una tendencia similar a la del predio Quechuco se encontró en el predio Las Palmas (Figura 4). Muestra altas densidades en la primera sección con una media de 30.416 individuos ha^{-1} , una disminución que llegó hasta los 2.416 individuos ha^{-1} pasados los 40 m desde la plantación y desapareciendo pasados los 60 m. La altura mostró el mismo comportamiento que la densidad de regeneración (Figura 4), disminuyendo paulatinamente desde la primera sección hacia las siguientes. La mayor altura registrada, en la primera sección fue de 1,23 m y la menor altura máxima registrada fue de 43 cm en la tercera sección.

El comportamiento que presentó la regeneración en Arquihue fue más errático que la registrada en los dos sitios anteriores (Figura 4). La mayor densidad de regeneración, 3.500 individuos ha^{-1} , se encontró en la tercera sección, entre los 40 y 60 m desde la plantación, aunque en los primeros 20 m esta no fue mucho menor y superó los 3.000 individuos ha^{-1} . Las alturas máximas registradas en cada sección fueron muy variables. La mayor altura, 1 m, se registró en la primera sección (Figura 4). Sólo 3 cm de altura presentó el individuo más alto de la segunda sección, transformándose en uno de los individuos más pequeños registrados.

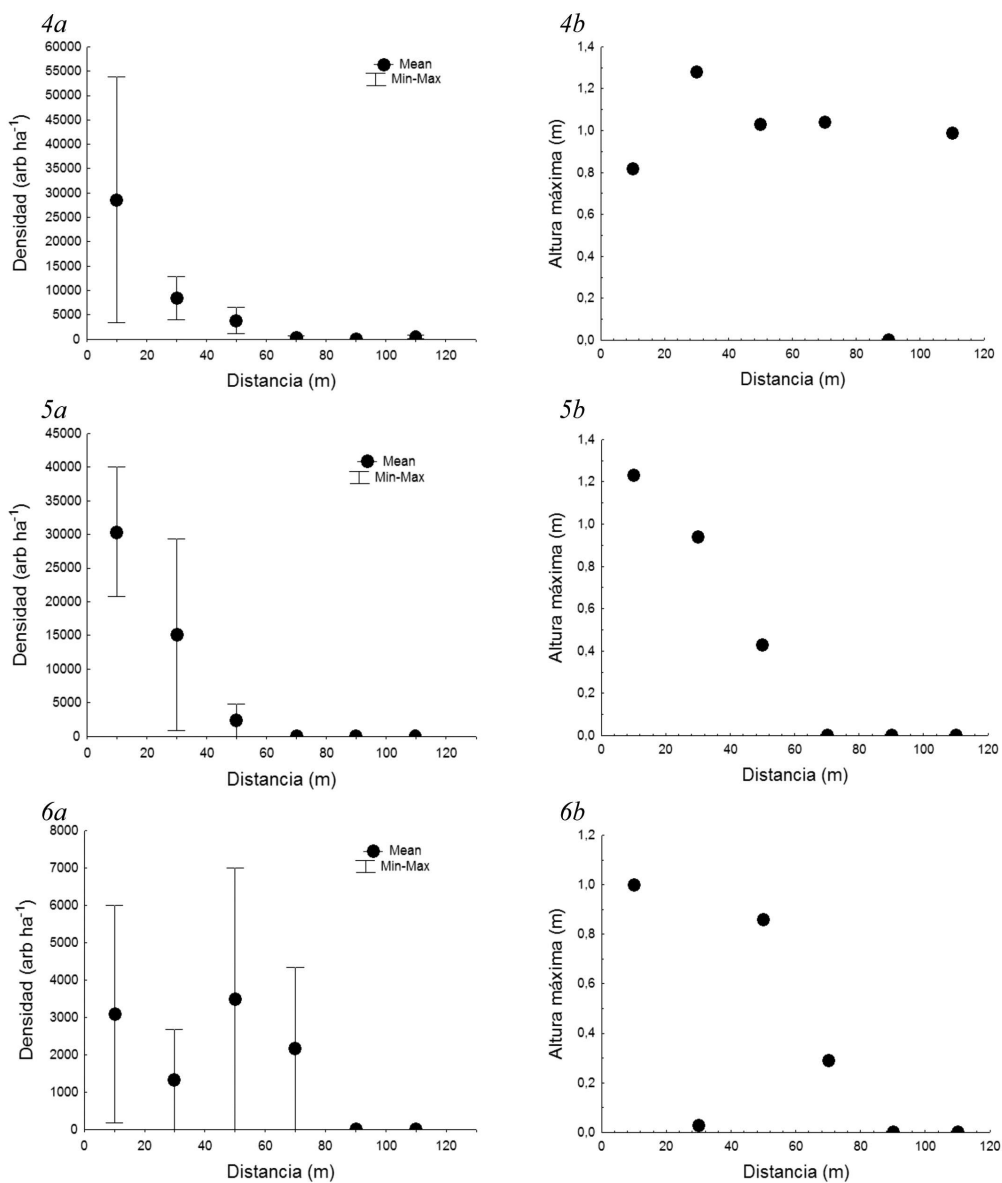


Figura 4. Caracterización de la regeneración en los predios 4 (Quechuco), 5 (LasPalmas) y 6 (Arquihue), indicando la densidad (a) y la altura máxima (b) a diferentes distancias de la plantación (0 a 120 metros).

Discusión

La potencial invasión de *P. menziesii* responde a factores del sitio como de la población establecida de la especie (Figura 5). El sitio sólo será invadible si existen las condiciones climáticas y de tipo de ecosistema (ecosistemas abiertos), que permitan el establecimiento con poca o nula competencia de la especie. Sin embargo, otros factores de perturbaciones como el manejo silvícola y la construcción de caminos pueden generar un proceso de invasión. Estos elementos son especialmente relevantes a considerar cuando se está pensando en intensificar la plantación de *P. menziesii* en áreas colindantes con bosque nativo o en tratamientos de “enriquecimiento” de bosques naturales. Por otro lado, los atributos genéticos de la especie y su desempeño en el sitio también determinan las posibilidades de procesos invasivos. Por ejemplo, la tolerancia a la competencia y la capacidad de producción temprana y masiva de semillas facilitarían la dispersión de la especie en los ecosistemas naturales. Por lo tanto, los patrones de invasión reportados en este estudio deben considerarse de acuerdo a las condiciones del sitio y la población de *P. menziesii* específica para cada condición estudiada. De esta manera, una mirada comparativa entre los distintos sitios estudiados nos permitirá entender en que condiciones existe un mayor riesgo de invasión de la especie.



Figura 5. Diagrama de los principales procesos involucrados en la invasión de *Pseudotsuga menziesii*

En los puntos muestreados en este estudio, se encontró una alta variabilidad en los patrones de regeneración de *P. menziesii*. Esta fue mucho más abundante en los predios Quechuco y Las Palmas, en los cuales las densidades superaron los 28.000 individuos ha^{-1} . Un nivel medio de regeneración se encontró en los predios Arquihue y Los Lleuques, con densidades de 3.500 individuos ha^{-1} , baja densidad se encontró en el predio VOIPIR, 1.000 individuos ha^{-1} y en Las Quinientas no se encontró regeneración. En este último predio se debe exclusivamente a la corta edad de la plantación, la que no ha alcanzado la edad de inicio de la producción de conos. Por otro lado, existieron diferencias en la distancia alcanzada por la regeneración desde los árboles padres. Sólo en los predios Quechuco y Los Lleuques se detectó regeneración más allá de los 100 m desde la fuente de semillas. Según la definición establecida por Richardson *et al.* (2000), en estos sitios la regeneración ya se estaría comportando como invasora. En Arquihue y Las Palmas la regeneración sólo se encuentra hasta los 100 y 80 m desde la fuente de semillas, por lo tanto el proceso de invasión aún no estaría presente. Lo mismo sucede en el predio VOIPIR, donde sólo se encontró regeneración en los primeros 20 m desde la plantación. Lo anterior no significa que en esos tres sitios el proceso de invasión no pueda ocurrir en el futuro, significa que la especie ya se encuentra naturalizada en el lugar y está pasando por una etapa temprana de crecimiento poblacional. Distinto es el caso de Las Quinientas, donde la especie debe superar primero la etapa de establecimiento y naturalización. Una situación similar a esta es la que Langdon *et al.* (2007) reporta en la Reserva Nacional Coyhaique. La especie presenta abundante regeneración bajo el dosel de la plantación, pero no es capaz de establecerse sino en claros que permiten el mayor ingreso de luz.

Sarasola *et al.* (2006) en Argentina, encontraron que las densidades de regeneración de *P. menziesii* en un bosque de *A. chilensis* no superan los 7.000 individuos ha^{-1} . Sólo en uno de los cuatro sitios de estudio de Sarasola *et al.* (2006), la regeneración superó los 100 m desde la plantación. Broncano *et al.* (2005) determinaron que la distancia desde la plantación, junto a otros factores, tiene un efecto significativo sobre la densidad de regeneración de *P. menziesii* en matorral del Parque Nacional Montseny, España, y que la naturalización comienza inmediatamente una vez que la plantación alcanza la edad reproductiva y las prácticas de manejo como raleo abren el dosel o disturbios como pastoreo despejan el suelo. En Chile, el estudio realizado por Peña (2007b) demostró que *P. menziesii* está invadiendo en la Reserva Nacional Malalcahuello, superando los 100 m desde la plantación en los tres puntos muestreados. Las densidades registradas en dicho estudio (39.500 individuos ha^{-1}) son muy similares a las encontradas en los predios del presente estudio. Estas variaron desde los 250 individuos ha^{-1} hasta los 28.000 individuos ha^{-1} aproximadamente en los primeros 25 m desde la fuente de semillas.

Los registros de altura máxima permiten determinar si la regeneración ya se encuentra establecida en el lugar y es capaz de sobrevivir. En los predios donde está ocurriendo el proceso de invasión, se encuentran los individuos más altos, alcanzando los 7,5 m de altura en Los Lleuques y 1,3 m en Quechuco. Esos individuos han sobrevivido varios años para alcanzar esas dimensiones, lo que confirma la capacidad de crecer sin mayores inconvenientes en el lugar. Totalmente contraria es la situación en VOIPIR. Además de crecer sólo bajo el dosel de la plantación y unos pocos metros más allá, la regeneración no supera los 10 cm de altura, lo que no garantiza su sobrevivencia para los próximos años. En Las Palmas y Arquihue la situación es intermedia. Existen individuos muy

pequeños (3 cm de altura) en Arquihue e individuos establecidos que alcanzan 1,2 m en Las Palmas. La menor altura alcanzada en estos sitios indica que en ellos el proceso de naturalización y posible invasión comenzó de manera posterior al proceso de naturalización e invasión en Quechuco y Los Lleuques. Paralelamente, una mayor altura indica que en un periodo no superior a los 15 años, estos individuos ya serán capaces de producir semillas viables y que se transformarán en nuevas fuentes de semilla y por lo tanto nuevos focos de avance de la invasión. Por otro lado, el amplio rango de alturas presentes indica que la lluvia de semillas se ha producido en varias oportunidades, originando una regeneración heteroetánea. Dada la edad de inicio de la producción de semilla (15 a 20 años (Hermann y Lavender, 1990; Sarasola *et al.*, 2006; Broncano *et al.*, 2005; Simberloff *et al.*, 2002)), la periodicidad de la producción de semillas (producción masiva cada 7 años en promedio (Hermann y Lavender, 1990)) y la edad de los rodales padres seleccionados es muy probable que los rodales estudiados hayan producido grandes cantidades de semillas en una o más oportunidades. Este patrón temporal de semillación, explicaría la variabilidad de alturas y, por lo tanto, edades de los individuos de regeneración. En Chile, la edad de rotación de *P. menziesii* es de 45 a 70 años (Quiroz y Rojas, 2003), por lo que en una plantación normal, el ciclo de producción de semillas podría ocurrir entre 4 y 8 veces respectivamente, aumentando la presión de propágulos y por lo tanto el peligro de una invasión.

La vegetación que circundaba a la plantación estudiada también tiene relación con la regeneración de *P. menziesii* presente en el lugar, principalmente dado que la especie requiere de luz directa a partir del segundo año de crecimiento para asegurar su sobrevivencia (Hermann y Lavender, 1990). En el caso de Los Lleuques, sitio donde la especie ya se encuentra invadiendo, la vegetación presentaba un avanzado grado de degradación y perturbación, lo que facilita el proceso de invasión (Richardson, 2001). Además existían en el lugar escasos individuos adultos de especies arbóreas, lo que permitía el paso de luz solar directa casi a la totalidad del sitio. En el caso de Quechuco, a pesar de la presencia de ejemplares adultos de especies arbóreas y una gran abundancia de quila, la especie logró establecerse y avanzar sin mayores complicaciones. Esto probablemente se deba a la presencia de pequeños claros, libres de competencia, donde la regeneración puede establecerse y sobrevivir. En Las Palmas, en cambio, la gran abundancia de quila y especies herbáceas en las últimas secciones de los transectos fue determinante para no permitir el establecimiento de la regeneración, muy densa en aquellas secciones libres de competencia (primeros 60 m desde la plantación). En Arquihue y VOIPIR la situación es similar. Un denso sotobosque o dosel superior, según el caso, basta para determinar la presencia o ausencia de regeneración de *P. menziesii*, ya que en aquellas secciones libres de competencia y con presencia de luz solar directa esta ha sido capaz de establecerse. Broncano *et al.* (2005) determinó que la estructura del sotobosque tiene un efecto significativo sobre la densidad de la regeneración y que al parecer, son los disturbios y la disponibilidad de luz los factores que facilitan el establecimiento de la regeneración.

A la fecha en Chile, *P. menziesii* es una especie invasora, pero dicho potencial se expresará con mayor intensidad en la estepa patagónica y alto andina que presenta una mayor proporción de suelo mineral expuesto (Peña, 2007b), proceso que se observa en bosques de *N. dombeyi* en la Isla Victoria en Argentina. En sitios de baja cobertura *P. menziesii* puede llegar a presentar una alta competencia superando a las especies nativas, tal como fue determinado en un bosque nativo del sur de Chile por Wienstroer *et al.* (2003). Por

otro lado, la fuerte competencia de las especies herbáceas en la mayoría de los rodales ubicados a menor altitud en la zona templada de Chile reduce la posibilidad de un establecimiento exitoso en praderas o en rodales de especies nativas (Peña, 2007b). Sin embargo, los disturbios permanentes por parte del ganado y de intervenciones silvícolas que induzcan una fuerte apertura del dosel podrían favorecer el establecimiento bajo rodales nativos.

RECOMENDACIONES DE MANEJO

Para evitar procesos de invasión de *P. menziesii* y así como de otras especies arbóreas, es necesario reconocer algunos elementos claves de la introducción y el manejo de especies exóticas:

- ➡ **Análisis de riesgo de nuevas introducciones.** La introducción de una nueva especie, así como la masificación de una especie introducida, deben considerar un análisis de riesgo. Para ello, existen metodologías discutidas en la literatura (Heger y Trepl, 2003) que permiten evaluar los procesos claves de la invasión y confrontarlos con las condiciones ambientales en que la especie será introducida o su cultivo será masivo. Mediante este tipo de análisis también es posible identificar que atributos del invasor o del sitio determinarían el mayor potencial de invasión, permitiendo así poder modificar ambas variables en el caso que la invasión provoque daños económicos o ambientales. Por ejemplo, se podrán seleccionar clones con menor tasa de producción de semillas o se podrán elegir áreas de plantación alejadas de posibles áreas invadibles.
- ➡ **Iniciativas para el establecimiento de pino oregón al interior/alrededor de bosque nativo** deben ser evaluadas en relación a cada sitio. Programas de establecimiento de *P. menziesii* en áreas con bosques u otros ecosistemas naturales deben considerar las particularidades de cada sitio. Por ejemplo, en ambientes naturales abiertos como estepas altoandinas o matorrales, la relativa baja competencia de la vegetación nativa puede permitir la invasión de la especie. Por otro lado, si el sotobosque natural es denso (*Chusquea quila*) las oportunidades para un exitoso establecimiento fuera del área plantada se reducen considerablemente. Sin embargo, es necesario tener una mirada de largo plazo al analizar el entorno circundante, porque en algunos casos, especialmente en zonas manejadas, la situación de la vegetación puede cambiar en el tiempo.
- ➡ **Edades de rotación** deben considerar el máximo en la producción de semillas. Un elemento fundamental a considerar para limitar la potencialidad de invasión es la relación entre la edad de rotación y la edad de máxima semillación. Para *P. menziesii* la edad de máxima semillación se alcanza tardíamente, lo que permitiría acortar la rotación razonablemente para evitar la máxima producción de semillas. Además, esto facilitaría el control de los individuos establecidos en la vegetación natural antes de que comiencen su producción de semillas.
- ➡ **Limitar las posibilidades de dispersión de semillas.** En países como Nueva Zelanda, lineamientos básicos para el establecimiento se han utilizado para evitar

la dispersión de semillas de coníferas en el paisaje. Estas medidas incluyen considerar la dirección predominante del viento y utilizar cortavientos con especies no invasoras al planificar las nuevas plantaciones.

- ➡ Limitar las perturbaciones y suelo mineral descubierto. Como hemos planteado en la discusión, *P. menziesii* requiere de condiciones bajas de competencia radicular que generalmente se dan en zonas perturbadas (orillas de caminos, canteras de áridos). Por ello, los esquemas silviculturas deben considerar disminuir al máximo las perturbaciones del suelo como huellas de saca o caminos secundarios. Si estas perturbaciones no se pueden evitar, se debe considerar el establecimiento de especies nativas mediante métodos de restauración, o como opción final el control de la regeneración de la especie.
- ➡ Se debe controlar la regeneración natural de la especie. *P. menziesii* al no reproducirse vegetativamente es comparado con otras especies arbóreas invasoras, fácil de controlar en sus estados juveniles. Sin embargo, la alta tasa de producción de semillas, acentúa la importancia de un control temprano de aquellos individuos establecidos fuera de la plantación. Este control debe ser repetido en el tiempo ya que la especie continuamente está liberando semillas y las ventanas de oportunidad (combinación clima, suelo descubierto y presencia de semillas) varían anualmente. Respecto a la edad de control, no resultaría eficiente el control de individuos recién establecidos (menores a 50cm) ya que la mortalidad es alta en esta fase. Sin embargo, aquellos individuos superiores a este tamaño tienen altas posibilidades de convertirse en adultos.
- ➡ Seleccionar variedades/genotipos con baja producción de semillas. Para continuar con los planes de expansión de *P. menziesii* en Chile, es necesario pensar decididamente en seleccionar variedades y genotipos con características no invasoras. El atributo más fácil de seleccionar es una baja producción de semillas, característica que no afecta los atributos de crecimiento y calidad de la madera. Incluso, es necesario considerar el desarrollo de una variedad estéril que eliminaría el problema de invasión.

➤ Conclusiones

Pseudotsuga menziesii ya es considerada una especie invasora en muchos países del mundo y se reconoce mundialmente su gran potencial invasor. En Chile, ha sido categorizada como tal en sólo una oportunidad, en la Reserva Nacional Malalcahuello. En el presente estudio se ha determinado que la especie ya se encuentra naturalizada en 5 de los 6 predios seleccionados, y que comenzó el proceso de invasión en dos de ellos. Para el desarrollo de un proceso de invasión de ecosistemas naturales, como el bosque nativo chileno, resultan relevantes las variables de la población de la especie introducida, como un corto periodo entre masivas producciones de semillas, el tamaño de estas y un período juvenil. Sin embargo, dada la relativa homogeneidad del material genético y los tratamientos silvícolas de la especie resulta más relevante para determinar el proceso invasivo, las condiciones ambientales de los sitios adyacentes a las plantaciones. En especial, se

detectó que las naturales de composición y estructura del bosque, dadas por un componente climático-vegetacional, y las condiciones de perturbación, generadas por la actividad antrópica, limitan o potencian la invasión de la especie. La masificación de las plantaciones de *P. menziesii* en forma de rodales puros o como medio de “enriquecimiento” de bosques naturales debe considerar los potenciales impactos de los procesos de invasión aquí reportados.

▣ Agradecimientos

Agradecemos a Rodrigo Mujica, Gerardo Vergara y el personal de INFOR. A Burkhard Müller-Using por su apoyo técnico. Estudio financiado por el proyecto “Bosques seminaturales: Opción tecnológica productiva para la rehabilitación de bosques nativos”, INFOR - INNOVA, Chile. A. Pauchard y B. Langdon son parcialmente financiadas por ICM 05-002 y Conicyt-Chile PFB-23.

▣ Bibliografía

Broncano, M., Vilá, M. y Boada, M. 2005. Evidence of *Pseudotsuga menziesii* naturalization in montane Mediterranean forests. *Forest Ecology and Management* 211: 257-263.

García, E., Sotomayor, A., Silva, S. y Valdebenito, G. 2000. Establecimiento de Plantaciones Forestales. *Pinus radiata*, *Pinus ponderosa* y *Pseudotsuga menziesii*. INFOR, Chile.

Grotkopp, E., Rejmánek, M. y Rost, T. 2002. Toward a causal explanation of plant invasiveness: Seedling growth and life-history strategies of 29 pine (*Pinus*) species. *Am. Nat.* 159(4), 396-419.

Heger, T. y Trepl, L. 2003. Predicting Biological Invasions. *Biological Invasions* 5(4):313-321.

Hermann, R. y Lavender, D. 1990. *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco Douglas-fir. En: Burns, R.M., Honkala, B.H. (Eds.), *Silvics of North America*, Vol. 1, Conifers. USDA Forest Service and Agriculture Handbook. 654: 527-540.

Heywood, V. 1989. Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants. In: JA Drake; HA Mooney; F di Castri; RH Groves; FJ Kruger; M Rejmanek & M Williamson (eds.). *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley. Chichester, UK. Pp. 31-60

Hierro, J., Maron, J. y Callaway, R. 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology* 93: 5-15.

INFOR. 2007. Bosques Seminaturales: Opción tecnológica productiva para la rehabilitación de bosques nativos. Sin publicar.

Kay, M. 1994. Biological control for invasive tree species. *New Zealand For.* 39(3), 35-37.

Langdon, B., Peña, E., Pauchard, A. y Vera, P. 2007 Naturalización e invasión de *Pinus contorta*, *Pinus sylvestris* y *Pseudotsuga menziesii* en la Provincia de Coyhaique. Sin publicar.

Mack, R., Simberloff, D., Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M. y Bazzaz, F. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Ecological Applications* 10:689-710.

Pauchard, A., y Shea, K. 2006. Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biological Invasions* 8: 399-413

Peña, E., Hidalgo, M., Langdon, B. y Pauchard, A. in press. Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. invasion in a Natural Reserve in southern South America. *Forest Ecology and Management* 00:00-00 DOI: 10.1016/j.foreco.2008.06.020

Peña, E., Langdon, B. y Pauchard, A. 2007 Árboles exóticos naturalizados en el bosque nativo chileno. *Bosque Nativo* 40: 3-7

Peña, E. y Pauchard, A. 2001. Coníferas introducidas en áreas protegidas: un riesgo para la biodiversidad. *Bosque Nativo*. *Bosque Nativo* 29:3-7.

Peña, E. 2007a. Especies invasoras amenazan el paisaje. *La Discusión Rural*:12-13. *Diario la Discusión de Chillán*. Agosto de 2007

Peña, E. 2007b. Naturalización e invasión de tres especies arbóreas introducidas en ecosistemas de la zona centro sur de Chile. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes. Universidad de Córdoba. Córdoba-España. 132 p.

Quiroz, I. y Rojas, Y. 2003. *Pino ponderosa* y *Pino oregón*: Coníferas para el sur de Chile. Instituto Forestal, Sede Los Lagos. 316 p.

Rejmánek, M. y Richardson, D. 1996. What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? *Ecology* 77 (6): 1655-1661

Reukema, D. 1982. *Seedfall* in a young-growth Douglas-fir stand: 1950-1978. *Canadian Journal of Forest Research*. 12(2): 249-254.

Richardson, D. y Higgins, S. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere. En: Richardson D.M. *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge.

Richardson, D. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation biology* 12: 18-26.

Richardson, D. y Rejmánek, M. 2004. Conifers as invasive aliens: A global survey and predictive framework. *Diversity and Distribution* 10(5-6): 321-331.

- Richardson, D. 2001. Plant invasions. En: Levin, S., *Encyclopedia of Biodiversity* 4: 677-688. Academic Press, San Diego
- Richardson, D., Pyšek, M., Rejmanek, M., Barbour, F., Panetta y West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distribution* 6:93-107
- Richardson, D., Van Wilgen, B. y Nuñez, M., 2008. Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? *Biol. Invasions*, in press.
- Richardson, D., Williams, P. y Hobbs, R. 1994. Pine invasion in the southern Hemisphere: Determinants of spread and Invasibility. *Journal of Biogeography*. 21: 511-527.
- Rouget, M. y Richardson, D. 2003. Understanding patterns of plant invasion at different spatial scales: quantifying the roles of environment and propagule pressure. *Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions*, pp. 3-15
- Rouget, M., Richardson, D., Milton, S. y Polakow, D. 2004. Predicting invasion dynamics of four alien *Pinus* species in a highly fragmented semi-arid shrubland in South Africa. *Plant Ecol.* 152, 79-92.
- Sala, O., Chapin, S., Armesto, J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L., Jackson, R., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D., Mooney, H., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M., Walker, B., Walker, M. y Wall, D. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Sarasola, M., Rusch, V., Schlichter T. y Ghera, C. 2006. Invasión de coníferas forestales en áreas de estepa y bosques de ciprés de la cordillera en la región Andino Patagónica. *Ecología Austral* 16:143-156.
- Siebert, H., Von Einsiedel, S. y Freiin, A. 2003. Mejoramiento de la calidad fustal en plantaciones de *Pseudotsuga menziesii* al crecer en asociación con *Acacia melnoxydon*. *Bosque* 24(3):75-83.
- Simberloff, D., Relva, M., y Nuñez, M. 2003. Introduced species and management of a Nothofagus/Austrocedrus forest. *Environmental* (31), 263-275.
- Simberloff, D., Relva, M. y Nuñez, M. 2002. Gringos en el bosque: introduced tree invasión in a native Nothofagus/Austrocedrus forest. *Biological Invasions* 4: 35-53.
- Teillier, S., Rodríguez, R. y Serra, M. 2003. Lista preliminar de plantas leñosas, alóctonas, asilvestradas en Chile Continental. *Chloris Chilensis*. Año: 6. N°: 2.
- Vitousek, P., D'Antonio, C., Loope, L., Rejmánek, M. y Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21(1):1-16.

Wienstroer, M., Siebert, H. y Müller-Using, B. 2003. Competencia entre tres especies de *Nothofagus* y *Pseudotsuga menziesii* en plantaciones mixtas jóvenes, establecidas en la precordillera andina de Valdivia. *Bosque* 24(3): 17-30.

Zalba, S. y Villamil, C. 2002. Woody plant invasión in relictual grasslands. *Biol Invasions* (4), 55-72