

Bosques Seminaturales: UNA OPCIÓN PARA LA REHABILITACIÓN DE BOSQUES DEGRADADOS

Rodrigo Mujica H. • Hans Grosse W. • Burkhard Müller-Using



Bosques Seminaturales: UNA OPCIÓN PARA LA REHABILITACIÓN DE BOSQUES DEGRADADOS

Rodrigo Mujica H.¹
Hans Grosse W.²
Burkhard Müller-Using³
(Editores)



1 Dr. Ciencias Forestales. Instituto Forestal, Sede Valdivia. Casilla 385, Valdivia, Chile. E-mail: rmujica@infor.cl.

2 Dr. Silvicultura. Instituto Forestal, Sede Bío-Bío. Casilla 109-C, Concepción, Chile. E-mail: hgrosse@infor.cl

3 Dr. Ciencias Forestales. Fac. Cs. For., Universidad de Concepción. Casilla 418, Panguipulli, Chile.

E-mail: burkhardmusing@yahoo.de

Bosques Seminaturales:

UNA OPCIÓN PARA LA REHABILITACIÓN DE BOSQUES DEGRADADOS

Registro Propiedad Intelectual 176711
ISBN 978-956-318-012-1

Primera Edición : Diciembre de 2008
Diseño y diagramación : Alejandro Báez Peña
Impresión : Impresores y Editores Austral S.A.
Foto de portada : Paulina Solis Oporto

La información que entrega este libro es resultado del proyecto INFOR/INNOVA 04C10IFD-02 “Bosques Seminaturales: opción tecnológica para la rehabilitación de bosques nativos”. Este proyecto, así como la publicación de este texto fueron financiados por INNOVA Chile, agencia pública de la Corporación de Fomento de la Producción (CORFO).

Los editores agradecen a MSc. Benjamín Olivares, Dr. Oscar Thiers, MSc. Celso Navarro, Sra. Rena Muxica y Srta. Karina Martin por sus valiosos comentarios en la revisión de los capítulos de este libro.



InnovaChile
CORFO

Índice

PRÓLOGO	2
Capítulo 1:	4
OPCIONES DE RECUPERACIÓN PARA BOSQUES DEGRADADOS Rodrigo Mujica	
Capítulo 2:	24
BOSQUES SEMINATURALES EN EL CONTEXTO DEL MANEJO FORESTAL SUSTENTABLE Victor Vargas	
Capítulo 3:	39
EL COMPLEMENTO ENTRE ESPECIES DE DIVERSA TOLERANCIA EN BOSQUES MIXTOS Hans Grosse, Burkhard Müller-Using	
Capítulo 4:	67
MEZCLAS COETÁNEAS DE ESPECIES DEL GÉNERO <i>Nothofagus</i> Y PINO OREGÓN Hans Grosse, Burkhard Müller-Using, Marjorie Martin, Gerardo Vergara	
Capítulo 5:	89
POTENCIAL INVASIVO DE <i>Pseudotsuga menziesii</i> (MIRB.) FRANCO EN BOSQUES NATIVOS DEL CENTRO-SUR DE CHILE: PATRONES Y RECOMENDACIONES. Aníbal Pauchard, Bárbara Langdon, Eduardo Peña	
Capítulo 6:	115
MEZCLAS DE ESPECIES FORESTALES Y EL RIESGO: BASES TEÓRICAS PARA LA EVALUACIÓN FINANCIERA Thomas Knoke	
Capítulo 7:	135
SELECCIÓN DE ESPECIES FRENTE AL RIESGO DE FLUCTUACIONES EN LOS PRECIOS FORESTALES: CONSECUENCIAS ECONÓMICAS PARA DIFERENTES MEZCLAS DE RAULÍ Y PINO OREGÓN Patrick Hildebrandt, Philipp Kirchlechner, Andreas Hahn, Thomas Knoke	

Prólogo

La destrucción de los bosques del mundo continúa a un ritmo realmente preocupante. Más de 13 millones de hectáreas de bosques desaparecen cada año, para dar paso a otros usos de la tierra, principalmente agricultura y ganadería. A esto se suman los millones de hectáreas de bosques que son explotadas sin conceptos de sostenibilidad, lo que conduce a una pérdida en su estructura, productividad, diversidad biológica y por consiguiente, en su capacidad de proveer bienes y servicios a la sociedad. Pasan a convertirse en bosques degradados.

Chile no es una excepción. Las quemas históricas para habilitar terrenos agrícolas - ganaderos y la explotación maderera de los bosques han eliminado o modificado la flora y la fauna original, afectando el paisaje y en algunos casos generando una fuerte degradación de los suelos. Menos notoria, menos impactante, pero igualmente negativa es la degradación de los bosques. Parte importante de las 13,6 millones de hectáreas del bosque nativo chileno se encuentra en algún estado de degradación. Algunos han perdido su estructura original y aunque mantienen su productividad, se han hecho susceptibles al ataque de agentes patógenos; otros han perdido su capacidad de regeneración natural, y son invadidos por especies secundarias que se tornan invasoras; en general han perdido parte de su capacidad para generar bienes y servicios y en consecuencia, han perdido gran parte de su valor. Un bosque sin valor corre el riesgo de desaparecer.

Afortunadamente, el problema de la degradación de los bosques, a la par con la deforestación, se cuenta hoy día entre las preocupaciones de la comunidad internacional. El hecho de que el Plan de acción de Bali (COP UNFCCC, 2007) reconozca el gran potencial de mitigación del cambio climático que tienen los bosques y abra a la discusión de las partes la posibilidad de incentivos por reducción de emisiones por deforestación y degradación de los bosques (REDD), abre nuevas e importantes oportunidades a la actividad forestal.

Para aprovecharlas, es fundamental desarrollar instrumentos políticos y técnicos que hagan posible la recuperación de los bosques degradados. Sin duda que la reciente aprobación de la ley de Recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal es un importante paso en este sentido, pero se requiere de mayor conocimiento técnico y de opciones reales que permitan el proceso de recuperación de los bosques degradados, que permitan, en otras palabras, lograr el manejo sostenible de estos bosques. Cuando hablamos de reducir la degradación o de recuperar los bosques degradados, este concepto cobra su mayor sentido.

En este contexto, la propuesta de recuperación de bosques degradados a través del establecimiento de formaciones boscosas seminaturales, resulta interesante. Desde el

punto de vista meramente silvícola se ve como una opción viable, a través del uso transitorio de especies introducidas de rápido crecimiento, que permitan al propietario del bosque generar beneficios económicos durante el período de recuperación. Sin embargo, es necesario estudiar más detalladamente los aspectos ecológicos y económicos de esta alternativa, así como definir, en el marco de una planificación territorial, las situaciones donde esta práctica podría ser autorizada e incluso fomentada.

Este libro es absolutamente pionero en este tema, sentando las bases para nuevas alternativas de recuperación de bosques nativos degradados. La propuesta es interesante, por lo que es necesario profundizar las investigaciones de modo de definir con mayor certeza las oportunidades y las posibles amenazas.

José Antonio Prado
Roma, Italia, octubre de 2008.

OPCIONES DE RECUPERACIÓN PARA BOSQUES DEGRADADOS

Rodrigo Mujica

Dr. Ciencias Forestales. Instituto Forestal, Sede Valdivia. Casilla 385, Valdivia, Chile. E-mail: rmujica@infor.cl.

➤ 1. Introducción

La utilización de los bosques ha originado fuertes controversias en todo el mundo. Esto, debido al creciente interés por parte de la ciudadanía de cuidar el medio ambiente y la negativa percepción que se tiene sobre la forma como este recurso natural ha sido explotado.

Actualmente, existen 3.952 millones de hectáreas de bosques en el mundo, lo que equivale al 30% del área total de la tierra (excluyendo el territorio de la Antártica) y 0,62 hectáreas per cápita (FAO, 2005).

En términos generales, los países desarrollados están tratando de recuperar sus ecosistemas forestales e incrementar la superficie cubierta con bosque, luego de haberlos sometido a un uso destructivo en el pasado (Dobson *et al.*, 1997; Burschel y Huss, 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; FAO, 2005).

En cambio, los países en vías de desarrollo, que cuentan con aproximadamente 80% del

recurso, aún se encuentran en el proceso de deforestación, es decir, en la conversión del bosque a otro tipo de uso del suelo. Las pérdidas forestales mundiales se estiman en alrededor de 13 millones de hectáreas por año (0,4% anual), y prácticamente todas ocurren en países en vías de desarrollo. El principal factor que ha llevado a la deforestación es la demanda por tierras para cultivos agrícolas, siendo este factor la causa del 42% de la disminución anual actual del bosque nativo mundial. Otros factores que contribuyen a la pérdida de bosques son: el sobrepastoreo, la tala rasa con fines madereros industriales, la extracción excesiva de leña, la sustitución por plantaciones forestales de rápido crecimiento, los incendios forestales, las plagas y otras pérdidas naturales, y el desarrollo urbano e industrial (FAO, 2005).

En Chile, la utilización histórica de los bosques no se ha diferenciado de la tendencia mundial: han sido sometidos a un uso destructivo. No obstante, actualmente la sociedad chilena está más consciente de la necesidad de conservar y manejar sustentablemente los bosques. Un claro efecto de lo anterior, es que Chile es uno de los pocos países en vías de desarrollo que se destaca por haber reducido drásticamente la deforestación (FAO, 2005). En el marco de un mundo globalizado, esto es relevante e importante de reconocer. Sin embargo, gran parte de los bosques remanentes de este proceso de explotación, 13,6 millones de hectáreas (CONAF-CONAMA, 1999), se encuentran en diferentes estados de degradación, tanto desde un punto de vista ecosistémico, como también maderero (PAF-Chile, 1994; INFOR, 2004). Como esta realidad tiene un fuerte impacto negativo en términos económicos y sociales para el país, es imperativo que se tomen decisiones de carácter político para revertir esta situación.

En este sentido, la reciente promulgación de la Ley de Recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal es un enorme avance en pos de recuperar los bosques nativos degradados. El concepto de recuperación forma parte del título y objetivo de esta ley. No obstante, es importante tener presente que este cuerpo legal no es suficiente por sí solo para recuperar los bosques nativos. La Ley de Bosque Nativo representa tan solo un instrumento de política y su implementación depende de una serie de otros aspectos, que deben ser abordados en forma complementaria en el corto, mediano y largo plazo (Mujica, 2004). Esto significa, que es indispensable analizar, completar y combinar adecuadamente instrumentos de política (Merlo y Paveri, 1997; Schmithüsen, 2000; Lazdinis *et al.*, 2003). Ahora bien, antes de definir y combinar instrumentos de política tiene que existir imperiosamente un propósito consensuado, lo que significa contar con una política forestal (Fredriksson, 2003). Según Merlo y Paveri (1997) y Sutton (1999), la política forestal se debe entender como un modelo racional, que identifica el problema, analiza las opciones y posibilidades de solución en el marco de un proceso participativo, define los objetivos y establece la forma de cómo alcanzarlos y monitorearlos. En otras palabras, una política forestal debería respondernos lo siguiente: ¿qué es lo que queremos de nuestros bosques nativos? y ¿de qué manera lo logramos?

El presente artículo es una contribución a estas interrogantes y se centra en el desafío de la recuperación de los bosques degradados. En este contexto se analizan los objetivos de la recuperación de bosques y en por qué y cómo la cubierta forestal puede ser re-establecida en diferentes circunstancias, y la razón ecológica y socio-económica para eso.

2. Extensión de los bosques

La evaluación de los bosques a nivel mundial, así como en Chile, se relaciona principalmente con la extensión de éstos. El área de bosques es una variable básica fácil de comprender, que da una primera indicación sobre la importancia relativa de los bosques en un país o región, pudiendo además ser utilizada como información estratégica para reducir la deforestación y recuperar los bosques degradados.

Durante varias décadas la FAO ha evaluado los bosques en el mundo, tarea que no ha sido fácil debido a información incompleta en diferentes países. De acuerdo a la última "Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales" que FAO realizó en el año 2005 (FRA, 2005), el área de bosque total se calcula en 3.952 millones de hectáreas, es decir, 30% del área total de tierras, lo que corresponde a un promedio de 0,62 hectáreas per cápita. Del área total de bosques a nivel mundial, 36,4% está clasificado como bosques primarios (bosques de especies nativas, en donde no existen indicios evidentes de actividad humana y en donde los procesos ecológicos no se han alterado de manera significativa), 52,7% se considera bosques naturales alterados (bosques de especies nativas regeneradas de manera natural en donde existen claros indicios de actividad humana), 7,1% son bosques seminaturales (bosques de especies nativas establecidas a través de plantación, siembra o regeneración natural asistida) y 3,8% son clasificados como bosques plantados (bosques de especies exóticas, y en algunos casos especies nativas, establecidas mediante la plantación o siembra con el propósito de suministrar servicios, madera y/o bienes no madereros) (FAO, 2005).

En Chile, los bosques cubren una superficie de 15,6 millones de hectáreas, lo que representa el 20,7% de la superficie del territorio nacional (CONAF-CONAMA, 1999) y corresponde a un promedio de 0,98 hectáreas per cápita. En Chile los bosques se diferencian principalmente entre bosques nativos y plantaciones forestales. Los bosques nativos cubren una superficie aproximada de 13,4 millones de hectáreas, lo que representa el 17,8% de la superficie del territorio nacional. Estos se clasifican de acuerdo a su estructura en bosque adulto, bosque adulto/renoval, renoval y bosque achaparrado. En tanto, las plantaciones forestales principalmente de *Pinus radiata* y especies del género *Eucalyptus*, abarcan una superficie cercana a los 2,1 millones de hectáreas equivalentes al 2,8% de la superficie del territorio nacional. Por su parte, el bosque mixto alcanza una superficie de 87.625 hectáreas.

La diferencia entre la clasificación de bosques utilizada por Chile y por FAO es un reflejo de lo que ocurre a nivel mundial, ya que cada país ha establecido su propia tipología y FAO, así como otras organizaciones vinculadas con el desarrollo sustentable de los bosques, tratan de homologar definiciones y clasificaciones de bosques con el propósito de evaluar lo que ocurre con los recursos forestales a nivel planetario.

En el marco del compromiso de Chile de contribuir con la Evaluación de los Recursos Forestales del 2005, se elaboró un informe que ajustó la clasificación nacional a la utilizada por FAO. Este ejercicio evidenció que la clasificación de los bosques nativos utilizada en Chile no está acorde con la tendencia mundial de clasificar los bosques en función del estado de conservación y propósito de utilización. Esto no es un tema menor, ya que en

el contexto de la implementación de la Ley de Recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal se establecerán prioridades de focalización de los esfuerzos y los recursos disponibles. Uno de los criterios a considerar será el nivel de degradación del recurso existente y la potencial provisión de bienes y servicios que se espera brinden estos bosques una vez que se hayan recuperado.

Los países más exitosos en la recuperación de sus bosques degradados, como Alemania, Austria, Finlandia, Francia, Suiza, Suecia, entre otros, clasifican la gran mayoría de sus bosques en la categoría de “bosques seminaturales”. Intrínsecamente aceptan que la naturalidad original de los bosques que fueron degradados no es recuperable totalmente, pero sí la provisión de bienes madereros y no madereros, así como la de sus servicios ecosistémicos. Para países en vías de desarrollo, como Chile, esta opción de recuperación de bosques debería ser seriamente analizada.

► 3. Deforestación

El principal proceso de reducción de bosques a nivel mundial es la deforestación, es decir, la conversión de bosques a otros usos de suelo (FAO, 2005). Los resultados de FRA 2005 fueron similares a las evaluaciones anteriores: el área total de bosque sigue disminuyendo a nivel mundial. La deforestación, sobre todo para convertir los bosques en tierras agrícolas, prosigue un ritmo alarmante: 13 millones de hectáreas al año. No obstante, el aumento de la forestación y la expansión natural de los bosques secundarios han reducido notablemente la pérdida neta de bosques. El cambio neto en el período 2000-2005 se calcula en -7,3 millones de hectáreas al año, frente a -8,9 millones de hectáreas anuales en el periodo 1990-2000. Esto significa que la pérdida neta de bosques se redujo en 4.800 hectáreas diarias entre ambos períodos.

Los bosques primarios y los bosques naturales alterados constituyen aquellos tipos de bosques que están en retroceso, mientras que los bosques seminaturales y los bosques plantados han aumentado en los últimos años. Esto significa, que la parcial compensación de pérdida de bosques a nivel mundial es solamente en superficie y en ningún caso en calidad (FAO, 2005).

Cabe destacar, que desde 1990 se han perdido o se han alterado a nivel mundial alrededor de 6 millones de hectáreas de bosques primarios cada año y no hay indicios de que este ritmo de cambio disminuya en el corto plazo. Esta pérdida de bosque se debe no solo a la deforestación, sino también a la modificación de los bosques por cortas selectivas, lo que hace que los bosques primarios pasen a la clase de bosques naturales alterados e incluso pasen a ser considerados como bosques degradados (FAO, 2005).

En Chile la superficie de bosque aumentó entre 1990 y 2005 en 858.000 hectáreas. Sin embargo, la superficie de bosque nativo ha disminuido. En el mismo período se perdieron 10.000 hectáreas de bosques primarios y 52.000 hectáreas de bosques naturales alterados (clasificados en Chile como renovales). El cambio neto positivo del período 1990-2005 se debe al incremento de 920.000 hectáreas de plantaciones con especies exóticas con fines productivos madereros (FAO, 2005). De estos cambios el más significativo es la

pérdida de bosque nativo, ya que no es aceptable que se sustituyan bosques primarios o bosques naturales alterados (renovales) por plantaciones de especies exóticas o cultivos agropecuarios. Es importante reconocer, que Chile es uno de los pocos países en vías de desarrollo que ha reducido drásticamente la deforestación. Sin embargo, aún persiste un nivel de pérdida de bosque nativo que debe ser frenado en el corto plazo.

4. Degradación

A nivel mundial existe consenso sobre el actual estado que presentan los bosques que han sido utilizados por el hombre y no han sido eliminados: gran parte de estos ecosistemas se encuentran degradados. Esto también ha llevado a que exista consenso en relación con la importancia de recuperar estos bosques. Intrínsecamente se está consciente que los bosques degradados no solamente pierden su estructura y diversidad biológica, sino también muchos bienes y servicios ecosistémicos que entregaban anteriormente a la sociedad (Lamb y Gilmour, 2003; Maginnis y Jackson, 2005; Sabogal, 2005).

En todo el mundo los bosques severamente degradados son fáciles de reconocer. Es muy probable que ante situaciones reflejadas en las Figuras 1a y 1b, no haya duda alguna que son bosques degradados. Pero cuándo se considera un bosque como degradado?Cuál sería la condición límite para definir un bosque como degradado? Por otro lado, ¿qué esperamos de los bosques degradados en el futuro? ¿Cuáles son los objetivos de su recuperación? ¿Cuáles son las opciones de recuperación para los bosques degradados?

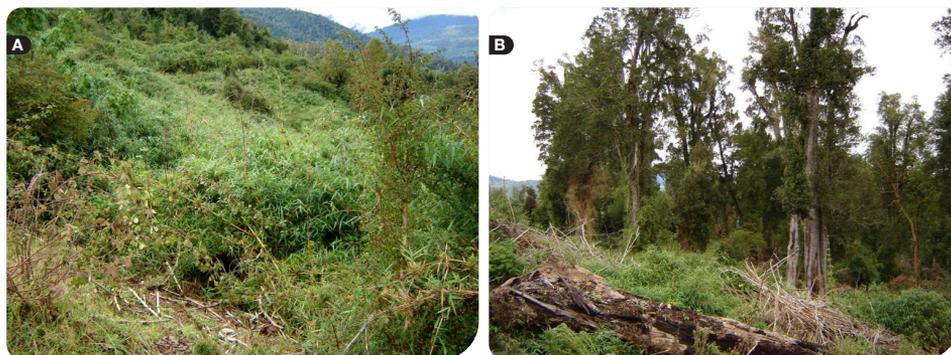


Figura 1. Bosques Degradados

Estas inquietudes no son fáciles de responder y deben ser una de las causas por las cuales la degradación y la recuperación de los bosques son temas que no se han abordado adecuadamente. A esto se suma el hecho que la deforestación sigue siendo la principal preocupación a nivel mundial, siendo ésta además mucho más fácil de evaluar y contrarrestar. En todo caso, para aquellos países que han logrado detener la deforestación masiva, como Chile, la degradación de sus recursos forestales y las opciones para recuperarlos son temas cada vez más relevantes.

4.1 DEFINICIÓN DE DEGRADACIÓN

El término “degradación” significa la pérdida de la estructura forestal, su productividad y la diversidad de especies nativas. Un bosque degradado puede aún tener árboles, pero ya perdió su integridad ecológica original. FRA 2005 define la degradación forestal como cambios dentro de un bosque que afectan la estructura y la función del sitio o rodal y así reducen su capacidad de entregar productos o servicios. Según CBD/UNEP (2000) y OIMT (2002) un bosque degradado es un bosque que debido a las actividades del hombre ha perdido su estructura, función, composición de especies o productividad normalmente asociada con el tipo de bosque natural que se espera encontrar en ese sitio. Por consiguiente un bosque degradado provee una cantidad reducida de bienes y servicios en un determinado lugar y únicamente mantiene una diversidad biológica limitada.

A pesar de que las definiciones existentes son similares, en la práctica la degradación es mucho más subjetiva; existen percepciones muy diferentes sobre lo que es un bosque o un paisaje forestal degradado. Estas percepciones dependen sobre todo del nivel y tipo de preparación técnica que se tenga, lo que a su vez influye sobre lo que se espera de los bosques. Por ejemplo, la sociedad puede percibir un bosque con abundante presencia de árboles y arbustos exóticos como un bosque sano y hermoso, mientras que profesionales vinculados con los bosques nativos percibirán el mismo bosque como un bosque nativo altamente degradado. Amantes de la naturaleza pueden percibir un bosque con árboles nativos chuecos y abundante vegetación arbustiva como un ecosistema sano, mientras que un forestal lo percibe como un bosque degradado. Incluso, el hecho de tener la misma preparación profesional no implica que exista consenso frente al nivel de degradación de un bosque explotado; si hay 3 forestales es muy probable que haya 3 percepciones de degradación. Casi inevitablemente la “degradación” depende del punto de vista. No todos las partes interesadas en los bosques estarán de acuerdo en clasificar o definir un bosque como degradado (Lackey, 2004).

Además, tampoco existe consenso sobre la escala que se debe considerar para definir la degradación. Los casos anteriormente mencionados se refieren a rodales, pero que ocurre con la degradación del paisaje forestal? Es posible que encontremos una serie de rodales en buen estado, pero de tamaños pequeños en forma discontinua. En este caso la degradación se presenta a nivel de la estructura espacial del paisaje y no necesariamente a nivel de rodal. Esto significa, que la pérdida de bosques no solamente es grave por la disminución de rodales, sino que también es perjudicial para la pérdida de conectividad entre los rodales que quedan (Saunders *et al.*, 1991; Bustamante y Grez, 1995; Lamb y Gilmour, 2003; Maginnis y Jackson, 2005). Éste, que es uno de los impactos más negativos y complejos de la pérdida de bosques, se denomina fragmentación. El aumento de la relación de perímetro y área de bosque, llamado “efecto borde”, reduce la diversidad biológica y aumenta el aislamiento de hábitats (Skole y Tucker, 1993; Dale y Pearson, 1997; Noss, 2000; Armenteras *et al.*, 2003; Echeverría *et al.*, 2006).

A nivel mundial, el organismo que ha abordado la degradación de los bosques con mayor profundidad es la Organización Internacional de Maderas Tropicales (OIMT). Esta organización clasifica los bosques en primarios, naturales modificados y plantados. En la categoría de bosques naturales modificados incluye los bosques degradados que son bosques o tierras forestales que se han alterado más allá de los efectos normales de los procesos naturales

mediante el uso insostenible. Se distinguen tres condiciones diferentes en esta categoría (Lamb y Gilmour, 2003):

- ➡ **Bosque primario degradado:** bosque primario cuya cobertura boscosa inicial se ha visto afectada por la explotación insostenible de madera y/o productos forestales no maderables de modo tal que se ha alterado su estructura, procesos, funciones y dinámica más allá de la resistencia a corto plazo del ecosistema, afectándose la capacidad del bosque para recuperarse plenamente de la explotación en el corto o mediano plazo;
- ➡ **Bosque secundario:** vegetación boscosa que ha vuelto a crecer en tierra donde la cobertura boscosa original fue en su mayor parte desmontada (con menos del 10% de la cobertura boscosa original). Los bosques secundarios por lo general se desarrollan naturalmente en tierras abandonadas después de cultivos migratorios, el asentamiento de la agricultura o pastizales, o después del fracaso de plantaciones de árboles;
- ➡ **Tierras forestales degradadas:** tierras previamente boscosas que fueron severamente dañadas por la extracción excesiva de productos forestales maderables y/o no maderables, prácticas deficientes de manejo, incendios reiterados, el pastoreo u otras alteraciones o usos de la tierra que dañan el suelo y la vegetación en tal grado que se inhibe o retrasa seriamente el restablecimiento del bosque posterior al abandono.

Basándose en una variedad de fuentes, la OIMT (2002) estimó que en los trópicos existen 500 millones de hectáreas de bosque primario y secundario degradado y 350 millones de hectáreas de terrenos forestales degradados. Lamentablemente, no existen estadísticas oficiales sobre bosques degradados a nivel mundial, ya que las diferentes percepciones sobre degradación han complicado la misma definición y así su evaluación. En todo caso se parte de la premisa que los países que han frenado la deforestación masiva y se encuentran en el proceso de recuperación de sus bosques degradados, deberán definir los diversos tipos y niveles de degradación con el propósito de focalizar esfuerzos y facilitar la recuperación de bosques.

4.2 RECUPERACIÓN DE BOSQUES DEGRADADOS

La degradación de los bosques debe ser enfrentada de diferentes maneras y a diferentes escalas. Las intervenciones a nivel de rodal son importantes, pero tienen que ser coordinadas con una planificación efectiva a nivel de paisaje (Lamb y Gilmour, 2003; Maginnis y Jackson, 2005). En este contexto, surge como fundamental la planificación territorial. Este enfoque facilita el proceso de toma de decisiones, ya que acota los cursos de acción a las capacidades y limitantes de los bosques contenidos en el territorio en particular, define la oferta actual y futura de bienes y servicios, prioriza las áreas de acción y asegura su monitoreo. Por lo general, el territorio se define como una unidad política-administrativa de nivel medio (provincia, comuna) o se delimita al área de una cuenca particular.

Con el propósito de conceptualizar la degradación y su recuperación de una manera

simple, el presente capítulo se concentra en consideraciones biológicas y socioeconómicas a nivel de rodal, aunque hace cierta referencia a aspectos a nivel de paisaje.

4.2.1 Recuperación natural

Algunos bosques degradados se pueden recuperar naturalmente, pero muchos no. Además, la recuperación natural puede tener diferentes escalas de tiempo, lo que depende del nivel de degradación de los bosques y ciertas condiciones del entorno.

Con el propósito de ilustrar la existencia de diferentes niveles de degradación de bosques, se describen las siguientes situaciones a modo de ejemplo (Figura 2):

- ➡ La situación ilustrada con el punto BO refleja un bosque original, sin intervención humana, con altos niveles de diversidad biológica, biomasa y productividad.
- ➡ El punto BD1 refleja un bosque severamente degradado, el que ha perdido la mayoría de su diversidad biológica original, biomasa y productividad. En estas situaciones el bosque original fue sometido a una explotación casi total. Por lo general, estos bosques se caracterizan por contar con abundante presencia de *Chusquea spp.*, la que obstaculiza el establecimiento de especies arbóreas. Este tipo de bosque podría estar representado por la Figura 1a.
- ➡ El punto BD2 refleja un bosque que se encuentra degradado producto de “floreos” o cortas selectivas de los mejores individuos. Esta intervención redujo la biomasa y productividad del bosque. Sin embargo, aún están presentes especies arbóreas y arbustivas del bosque primario. Estos bosques son considerados degradados, sobre todo, del punto de vista maderero, ya que los árboles residuales son de mala calidad. Este tipo de bosque podría estar representado por la Figura 1b.
- ➡ El punto BS comprende bosques secundarios (renovales), es decir, bosques originados ya sea de semillas y/o reproducción vegetativa después de la perturbación antrópica. La mayor parte de los bosques secundarios en Chile se originaron por el abandono de terrenos que fueron ocupados para actividades agropecuarias, luego de haber sido deforestados o severamente degradados. Los bosques secundarios han recuperado parte de su diversidad biológica original, pero están dominados por especies intolerantes que pertenecen a una etapa inicial de la sucesión y generalmente tiene una cantidad inferior de especies de flora y fauna en comparación con el bosque original.

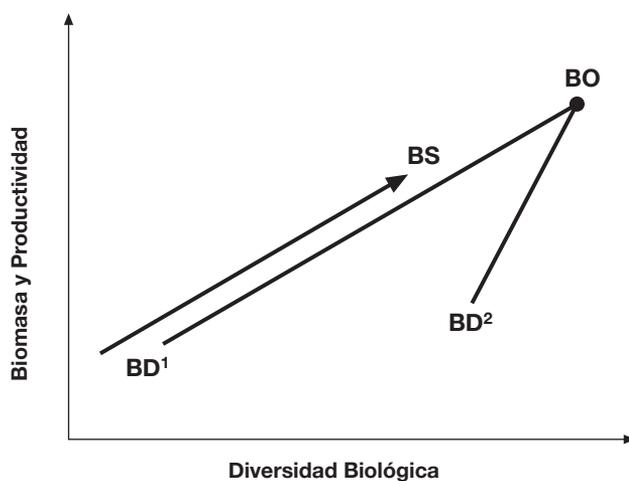


Figura 2. Diferentes niveles de degradación de bosques.
Modificado de Lamb y Gilmour (2003).

Las condiciones del entorno que se deben cumplir para que un bosque degradado se pueda recuperar naturalmente son las siguientes:

- ➡ El agente que ocasiona la degradación tiene que ser eliminado, lo que implica la acción del hombre, así como la presencia de animales.
- ➡ Plantas y animales tienen que permanecer en el sitio o en la zona como fuente para la nueva colonización. No solamente tienen que estar presente, también tienen que poder desplazarse por el paisaje y re-colonizar el área degradada. Si esas poblaciones de fuente están más lejos y el grado de empobrecimiento biológico del paisaje a intervenir es mayor, el proceso de re-colonización será más lento. Por el otro lado, si existe mayor cantidad y tamaño de fragmentos el proceso será más rápido.
- ➡ Los suelos en el sitio tienen que estar razonablemente intactos. Con erosión severa o una pérdida significativa de fertilidad los suelos pueden haber dejado de ser aptos para las especies originales. Posiblemente especies exóticas tolerantes al ambiente modificado pueden tomar su lugar.

4.2.2 Recuperación asistida

La recuperación natural de bosques degradados es una opción viable en la medida que los interesados estén dispuestos a esperar el tiempo necesario para que esto ocurra. Por lo general, la escala de tiempo requerida para la recuperación natural es superior a la escala de tiempo humana, por lo que la mayoría de las partes interesadas en los bosques

llevan a cabo diversas actividades con el propósito de acelerar y dirigir la recuperación de los bosques degradados de acuerdo a un objetivo. En algunos casos el objetivo es la recuperación del ecosistema y la diversidad biológica original; en otros, el objetivo es simplemente utilizar el sitio y bosque para propósitos productivos. A continuación se describen las opciones de recuperación para bosques degradados, a nivel de rodal, que pueden ser fomentadas (Lamb y Gilmour, 2003).

- ➡ **Restauración:** recuperación de biomasa, productividad y diversidad biológica presente originalmente. El propósito es la recuperación del ecosistema original, por lo que el bosque deberá tener solo especies de flora y fauna nativas. No deberá haber presencia de especies exóticas. En este caso se deben re-establecer todos los servicios ecosistémicos del bosque original.
- ➡ **Rehabilitación:** recuperación de biomasa, productividad y parte de la diversidad biológica. No necesariamente se recuperan todas las especies de flora y fauna originalmente presentes. Incluso, por motivos ecológicos o económicos el nuevo bosque puede incluir especies que no estaban presentes originalmente. Puede ser que el sitio degradado ya no sea apto para algunas de las especies originales y muchas veces es necesario utilizar especies con alto valor maderero con el propósito de solventar los esfuerzos de rehabilitación. Se re-establecen la mayoría de los servicios ecosistémicos del bosque original.
- ➡ **Reparación:** recuperación de biomasa y productividad en un sitio degradado utilizando principalmente especies arbóreas exóticas de rápido crecimiento. La mayoría de las veces se establecen plantaciones con una sola especie y las especies nativas, que regeneran naturalmente, solo están presentes en forma secundaria en el sotobosque. El principal beneficio es económico. No se recupera la diversidad biológica original, por lo que estos bosques no son los más adecuados para la recuperación del paisaje forestal. En todo caso, es posible re-establecer algunos servicios ecosistémicos del bosque original.

La diferencia entre las tres situaciones es el grado de recuperación de la diversidad biológica original. Sin embargo, son similares en relación a la recuperación de biomasa y productividad. Las diferencias entre estas opciones de recuperación de bosques degradados se muestran en Figura 3.

Sin intervención humana los bosques degradados representados por BD1 y BD2 pueden recuperar gradualmente su riqueza de especies nativas, biomasa y productividad, es decir, pueden lentamente volver a su condición original (BO). La rapidez de este proceso depende de las condiciones del entorno mencionadas en el capítulo 4.2.1. Este proceso se puede acelerar a través de la intervención humana; lo que significa que se estaría optando por la restauración (RES). En caso que la opción de recuperación apunte solamente a incrementar la biomasa y productividad, se estaría optando por la reparación (REP) de los bosques degradados BD1 y BD2. En este caso, gran parte de la riqueza de especies nativas que aún tienen algunos bosques degradados, como BD2, se elimina con el propósito de facilitar el crecimiento de especies de rápido crecimiento, que por lo general son exóticas. En algunos casos, el nivel de biomasa y productividad puede superar la condición original como resultado de la preparación del sitio o el uso de fertilizantes. Una

opción de recuperación intermedia entre restauración y reparación lo constituye la rehabilitación (REH). En este caso se pretende recuperar la biomasa, productividad y parte de las especies originales. En algunos casos habría que realizar esfuerzos para incorporar especies nativas, como desde la condición BD1 y en otros casos se sacrifica algo de diversidad biológica, como desde la condición BD2. Teóricamente se puede aplicar cada una de las alternativas descritas para cualquier condición de bosque degradado. Es importante tener presente, que en caso de no optar por alguna opción de recuperación existe la posibilidad que los bosques degradados se sigan degradando. Esto está representado por la condición BD3 donde el bosque perdió aún más biomasa, productividad y diversidad biológica en relación con la condición BD2.

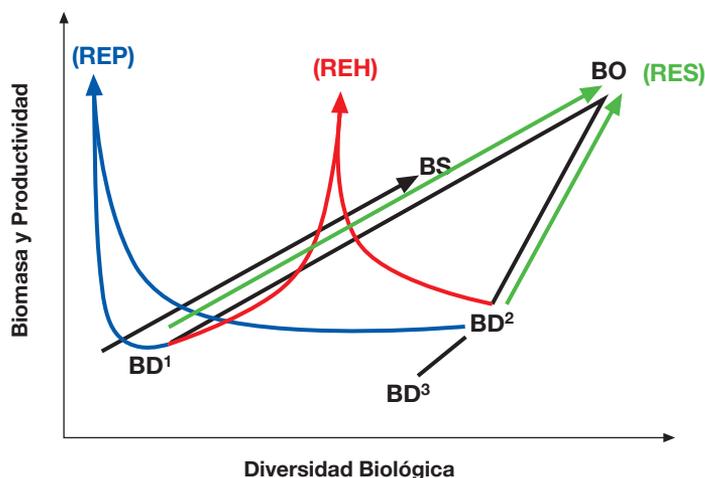


Figura 3. Opciones de recuperación de bosques degradados: reparación, restauración y rehabilitación. Modificado de Lamb y Gilmour (2003).

4.3 VISIONES CRÍTICAS A LAS OPCIONES DE RECUPERACIÓN

En Chile la principal forma de recuperación de bosques degradados ha sido la reparación, es decir, la recuperación de biomasa y productividad de los sitios. Esta práctica ha sido fomentada por el Estado e implementada masivamente por parte del sector privado. No obstante, el establecimiento de plantaciones forestales con especies exóticas ha sido también ampliamente criticada por algunas partes interesadas del sector forestal y ambiental, debido a negativos impactos sociales y ambientales. La extensa superficie de plantaciones se relaciona con una disminución de la población en las comunas donde éstas se encuentran y un aumento de la cesantía en vista de la escasa mano de obra que se contrata (Díaz, 2002; Del Fierro, 2004; van Dam, 2006). Las comunas con plantaciones están dentro de las comunas más pobres del país (CASEN, 2004). Además, en las zonas forestales de plantaciones existe un profundo quiebre en la cosmovisión, la economía y la vida cotidiana de las comunidades mapuches del área (Del Fierro y Díaz, 2005). A esto se agrega, la sustitución de bosques nativos por plantaciones forestales, lo que ha significado la pérdida definitiva de flora y fauna autóctona y efectos ambientales negativos (Lara *et al.*, 1989; Lara y Veblen, 1993; Otero *et al.*, 1994; Lara *et al.*, 1996; Olivares, 1999).

Así mismo, estas formaciones boscosas cuentan con una reducida oferta en cantidad y calidad de bienes y servicios ecosistémicos para la población (Lamb y Gilmour, 2003) e incluso la disminución de algunos cursos de agua se le ha atribuido a las plantaciones forestales (Otero *et al.*, 1994; Pérez, 2000; Cornejo, 2003; Del Fierro y Díaz, 2005). Además, en vista que estas formaciones forestales son monocultivos, los riesgos fitosanitarios se ven incrementados (Machín de Oñoro, 1991; Evans, 1996 y 1998). El mismo manejo de las plantaciones forestales se asocia con prácticas poco amigables con el medioambiente, como la tala rasa y el uso extensivo de químicos. Además, en los últimos años se ha generado una fuerte controversia en la relación con el uso de organismos genéticamente modificados en las plantaciones forestales.

Por otro lado, la restauración que tiene como propósito recuperar el ecosistema original también es criticada, siendo incluso cuestionada la real factibilidad de una restauración (Vitousek, 1997; Lockwood y Pimm, 1999). La implementación de esta opción de recuperación de bosques implica que se conocen la identidad y las poblaciones de flora y fauna que existían en un bosque antes de ser intervenido. Esto muchas veces no es el caso, y solo se puede inferir la naturaleza del ecosistema original desde descripciones o restos de comunidades (Hobbs, 2004). La restauración además considera a los ecosistemas forestales como estáticos, sin cambiar en el tiempo, lo que no es así (Lamb y Gilmour, 2003). Estos ecosistemas sufren cambios sucesionales, a menudo en un período de cientos de años, y tienden a ecosistemas maduros donde existe comúnmente un estado de equilibrio dinámico. Bajo esta premisa, a que estado sucesional tenderían los esfuerzos de la restauración? Nuestro conocimiento de los procesos ecológicos no es perfecto y nuestra capacidad de predecir o dirigir sucesiones ecológicas es limitada (Hobbs, 2004). Un claro ejemplo de esto es la incertidumbre sobre los impactos que tiene y tendrá el cambio climático sobre los ecosistemas forestales (Vitousek, 1997; Harris *et al.*, 2006). Además, en algunos casos la restauración puede resultar muy difícil porque algunas de las especies originales se extinguieron y especies exóticas se pueden haber naturalizados, como es el caso de algunos ecosistemas forestales en nuestro país. La recientemente promulgada Ley de Bosque Nativo reconoce esta situación al aceptar la presencia de especies exóticas en los bosques nativos, sin perder su condición de ecosistema forestal nativo. Desde una perspectiva socioeconómica, en algunos casos la pérdida de diversidad biológica y suelo es tan severa, que las medidas de restauración a implementar serán muy costosas. En estos casos se originan limitaciones socioeconómicas, ya que los propietarios de este recurso degradado no estarán dispuestos a renunciar a la limitada productividad de éste con el objetivo que se recupere el ecosistema original en un periodo de tiempo que va más allá de la escala humana (Raven *et al.*, 1998; Halvorson, 2004). Debido a lo anteriormente planteado, la restauración es considerada por algunas partes interesadas como una tarea extremadamente difícil de implementar (Davis y Slobodkin, 2004).

La rehabilitación es una opción de recuperación de bosques degradados que puede situarse en el medio de la reparación y restauración. En este caso se pretende recuperar la biomasa, productividad y parte de las especies originales. La implementación de la rehabilitación lleva a crear bosques seminaturales. Estas formaciones boscosas son las más abundantes en aquellos países que fueron los primeros en deforestar y degradar sus bosques, y al mismo tiempo los primeros en recuperarlos. Países como Alemania, Austria, Finlandia, Francia, Suiza, Suecia, entre otros, aceptaron que la recuperación de los

ecosistemas originales no era una opción viable, pero si la provisión de bienes madereros y no madereros, así como la de los servicios ecosistémicos. En Chile, a pesar que esta opción, que representa un equilibrio entre las consideraciones económicas y ambientales, no ha sido fomentada, existe una enorme superficie de bosques seminaturales, bosques con mezclas de especies nativas y exóticas, que ha sido desarrollada principalmente por pequeños y medianos propietarios forestales.

4.4 BIENESTAR HUMANO

El bienestar humano, que es el fin último de la recuperación de los bosques degradados, depende fundamentalmente del bienestar material, la salud, las buenas relaciones sociales, la seguridad y la libertad. Todos estos factores se ven afectados por cambios en los bienes y servicios que prestan los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En este contexto cabe mencionar, que los bienes y servicios que prestan los ecosistemas forestales contribuyen de forma significativa al empleo y a la actividad económica de un país y que por lo tanto, la degradación de los bosques implica la pérdida de muchos de estos bienes y servicios, lo que se traduce en la pérdida del capital natural. El problema es que estas pérdidas no aparecen bien reflejadas en los indicadores económicos de bienestar habituales como el Producto Interno Bruto (PIB) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Por el contrario, la utilización irracional de los bosques y la consiguiente mayor producción de madera podría incluso incrementar el PIB.

A pesar de esto, la sociedad está cada vez más consciente que la degradación de los bosques causa un daño significativo al bienestar humano. Se sabe, que cuando la oferta de bienes y servicios de un ecosistema es superior a la demanda, un aumento de la oferta tiende a mejorar el bienestar humano sólo de forma marginal. Por el contrario, cuando la oferta de bienes y servicios es limitada, una pequeña reducción puede hacer disminuir significativamente el bienestar humano. Esto se traduce en un consenso sobre la necesidad de realizar esfuerzos para recuperar los ecosistemas degradados, no solamente con fines ambientales, sino que también con fines económicos. El bienestar humano se ve fortalecido a largo plazo al maximizar las condiciones ambientales y económicas (Figura 4a).

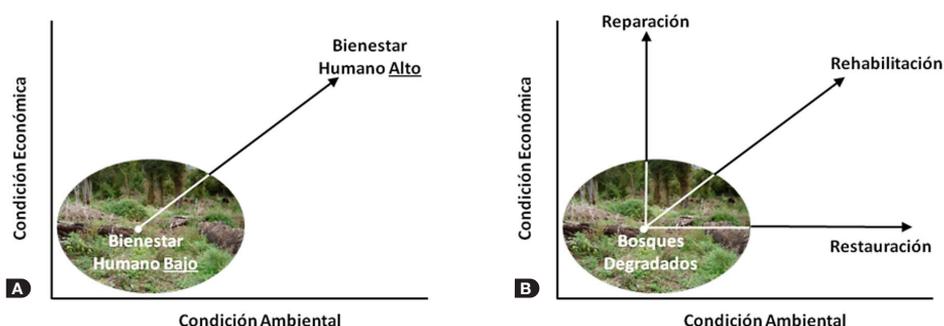


Figura 4. El Bienestar Humano en función de condiciones económicas y ambientales y su relación la reparación, restauración y rehabilitación.

La reparación, que se centra en la recuperación de la biomasa y productividad, conlleva principalmente a mejoras económicas. La restauración, que se focaliza en la recuperación de la diversidad biológica original, tiene mayores beneficios ambientales. Por lo tanto, ninguna de estas opciones, a pesar de ser muy válidas y ser implementadas en todo el mundo, maximiza el bienestar humano. En caso de la reparación, los beneficios ambientales son limitados, y en caso de la restauración, los beneficios económicos son limitados. En este contexto, la rehabilitación surge como una opción muy plausible para recuperar los bosques degradados, ya que fomenta en forma equilibrada mejoras económicas y ambientales. Esto significa, que la rehabilitación se encuentra en el marco teórico de lo que se requiere para maximizar el bienestar humano y por lo tanto, éste se ve más favorecido por la rehabilitación que por la reparación y la restauración (Figura 4b).

En todo caso, la elección de las opciones de recuperación de bosques debería estar acorde con la planificación del territorio. En este contexto, la participación de la sociedad civil es imprescindible y no debería ocurrir que intereses particulares de empresas privadas u organismos no gubernamentales definan el paisaje forestal. Además, se corre un alto riesgo de fracaso en caso de no considerar la opinión de la comunidad. La recuperación de bosques es un proceso de largo plazo, por lo que el éxito depende de la implementación de medidas de consenso. Los científicos y técnicos debiesen aportar la mayor cantidad de información posible sobre las ventajas y desventajas de optar por una u otra opción de recuperación de bosques, pero la decisión definitiva la debiese tomar la sociedad (Lackey, 2004).

► 5. Conclusiones

Países en vías de desarrollo, como Chile, tienen el desafío de crecer económicamente sin degradar aún más sus recursos naturales. Es más, se deben realizar esfuerzos para recuperar aquellos recursos naturales que fueron degradados, con el propósito de incrementar la oferta de bienes y servicios para la sociedad, y así mejorar el bienestar humano.

En relación con la recuperación de los bosques es importante tener presente que existen tres opciones: la reparación, la restauración y la rehabilitación. Estos tres enfoques recuperan la productividad y biomasa, pero difieren en el énfasis de la recuperación de la diversidad biológica original. La reparación se focaliza en aspectos económicos, la restauración en aspectos ambientales y la rehabilitación en un equilibrio entre lo económico y ambiental. Debido a esto se puede considerar que la rehabilitación promueve de mejor manera el bienestar humano. En todo caso, las tres opciones son válidas y han sido implementadas en Chile, sobre todo la reparación. En Chile existen actualmente 2,1 millones de hectáreas de plantaciones forestales, siendo la mayor parte de esta superficie establecida con apoyo estatal a través del D.L. 701 que se promulgó en 1974. Por otra parte, la recientemente promulgada Ley de Bosque Nativo fomentará la recuperación, conservación y manejo de este recurso natural a través de subsidios. Este cuerpo legal reconoce que existen bosques nativos degradados, pero tiende a fomentar la restauración y en ningún caso bosques seminaturales.

A pesar que en Chile la rehabilitación es una opción de recuperación de bosques poco analizada y no fomentada, existen bosques seminaturales que han sido establecidos principalmente por pequeños y medianos propietarios forestales. El propósito ha sido recuperar parte de la diversidad biológica nativa, en el marco de una iniciativa que tiene que ser económicamente viable. Estos propietarios consideran que la recuperación de los ecosistemas forestales originales no es una opción viable, pero sí la provisión de bienes madereros y no madereros, así como la de muchos servicios ecosistémicos.

Los primeros años de implementación de la Ley de Bosque Nativo pondrán de manifiesto que existen situaciones de degradación que este cuerpo legal no abordará, por lo que los propietarios tenderán a buscar otras opciones para recuperar la productividad de sus bosques. Con el propósito que en estas situaciones no se establezcan solamente plantaciones con especies exóticas y se pierda la aún existente diversidad biológica nativa, es importante que se reconozca y fomente la rehabilitación y la formación de bosques seminaturales como una opción de recuperación de bosques degradados.

▶ 6. Resumen

En Chile, la utilización histórica de los bosques nativos no se ha diferenciado de la tendencia mundial: han sido sometidos a un uso destructivo. No obstante, actualmente la sociedad chilena está más consciente de la necesidad de conservar y manejar sustentablemente los bosques. Un claro efecto de lo anterior, es que Chile es uno de los pocos países en vías de desarrollo que se destaca por haber reducido drásticamente la deforestación de bosque nativo. En el marco de un mundo globalizado, esto es relevante e importante de reconocer. Sin embargo, gran parte de los bosques nativos remanentes de este proceso de explotación, 13,6 millones de hectáreas, se encuentran en diferentes estados de degradación. El reconocimiento de esta situación por parte de la sociedad chilena, llevó a que en el año 1992 se iniciase la tramitación de la ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal, que fue promulgada finalmente en julio de 2008. El mismo título de esta emblemática ley reconoce implícitamente que el bosque nativo se encuentra degradado, ya que postula que debe ser recuperado. Lo anterior no causa mayores problemas y es considerado un consenso. Sin embargo, en nuestro país recién estamos iniciando el proceso de recuperación de nuestros bosques degradados, por lo que en el corto plazo surgirán una serie de interrogantes que podrían causar desacuerdos.

Las interrogantes que surgirán tienen relación con la definición de bosque degradado o niveles de degradación, así como también sobre las opciones de recuperación. A pesar que el término “degradación” se encuentra definido conceptualmente, en la práctica, la degradación es muy subjetiva; existen percepciones muy diferentes sobre lo que es un bosque o un paisaje forestal degradado. La experiencia indica que para algunos un bosque será degradado y para otros no. Incluso, cuando existe un cierto consenso sobre la degradación, no siempre se estará de acuerdo sobre las opciones de recuperación del bosque degradado. En este sentido, se deberá definir para que tipos de bosques y para qué nivel de degradación de bosques, se fomentará la restauración, la rehabilitación o la reparación. Estas tres opciones de recuperación de bosques degradados tienen como objetivo recuperar la biomasa y la productividad; sin embargo, difieren en el énfasis de

la recuperación de la diversidad biológica original. Los diversos procesos y organizaciones internacionales han manifestado, en términos conceptuales, que las alternativas de solución para revertir la degradación de los bosques deben regirse bajo el esquema conceptual de la sustentabilidad. Esto implica que se deben considerar aspectos ambientales, económicos y sociales. Así mismo, se considera que es necesario enfrentar la degradación de diferentes maneras y a diferente escala. Las intervenciones a nivel de sitio son importantes, pero tienen que estar acorde con una planificación efectiva a nivel de paisaje. Esto significa, que las opciones de recuperación deben ser definidas en el marco de un proceso participativo, en vista que el tiempo y los costos involucrados no son menores y por tanto, deben ser apoyados por instrumentos de política estatales.

7. Bibliografía

Altamirano, A., Echeverría, C. y Lara, A. 2007. Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetacional de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* del centro-sur de Chile. Revista Chilena de Historia Natural. Vol.80 (1): 27-42.

Armenteras, D. Gast, F. y Villareal, H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. Biological Conservation. Vol.113 (2): 245 - 256.

Bustamante, R. y Grez, A. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. Ambiente y Desarrollo. 11: 58-63.

Burschel, P. y Huss, J. 1997. Grundriss des Waldbaus. Parey Studentexte 49. Berlin. 487 p.

CBD/UNEP. 2000. Forest Biodiversity Definitions: Indicative definitions taken from the Report of the ad hoc technical expert group on forest biological diversity. Convention on Biological Diversity (CBD) y United Nations Environment Programme (UNEP). <http://www.cbd.int/programmes/areas/forest/definitions.aspx>

CONAF-CONAMA. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe Nacional con Variables Ambientales. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile. 90 p.

CASEN, 2004. Encuesta de caracterización socioeconómica nacional. MIDEPLAN.

Cornejo, J. 2003. La invasión de las plantaciones forestales en Chile. Documento de trabajo. Observatorio Latinoamericano de Conflictos Ambientales. 12 p.

Davis, M. y Slobodkin, L. 2004. Restoration ecology: the challenge of social values and expectations. Frontiers in Ecology and the Environment. Ecological Society of America.

Vol. 2: 43-44

Díaz, M. 2002. Empresas Forestales y comunidades mapuche: ideas para una política de apoyo al desarrollo rural. En: Díaz, M. y Peña, A. (eds). Árboles, Recursos Naturales y Comunidades Indígenas en Chile (Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile. pp. 10-17.

Dale, V. y Pearson, S. 1997. Quantifying habitat fragmentation due to land-use change in Amazonia. En: Laurance, W. y Bierregaard, R. (eds). Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. p. 400-410.

Del Fierro, P. 2004. Análisis de factores económicos, sociales y ambientales que influyen en la certificación del manejo forestal sustentable en Chile. Proyecto Tesis Magíster Gestión y Planificación Ambiental U. de Chile. Santiago, Chile. 20 p.

Del Fierro, P. y Diaz, M. 2005. Plantaciones forestales, certificación y comunidades mapuche en Chile. Taller Regional: Revisando la Experiencia de Certificación Forestal en América Latina: Propuestas de Mociones para la Asamblea 2005 del FSC. 6 p.

Dobson, A., Bradshaw, A. y Baker, A. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515-522.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-benayas, J., Lara, A. y Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*. 130: 481-494.

Evans, J. 1998. The suitability of wood production in plantation forestry. *Unasylva*. Vol. 49, No. 192. pp. 47-52

Evans, J. 1996. The sustainability of wood production from plantations: evidence over three successive rotations in the Usutu Forest, Swazilandia. *Commonwealth For. Rev.* 75 (3): 234-239.

FAO. 2005. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. 351 p.

Fredriksson, G. 2003. General comments on forest legislation in european countries with economies in transition. En: Le Master, D., Herbst, P. y Schmithüsen, F. (eds.). Experiences with New Forest and Environmental Laws in European Countries with Economies in Transition. *Forstwissenschaftliche Beiträge der Professur Forstpolitik und Forstökonomie*, Nr. 29. ISSN 1420-1143. ETH, Zürich. 187 p.

Halvorson, W. 2004. Restoration ecology: the challenge of social values and expectations. *Frontiers in Ecology and the Environment*. Ecological Society of America. Vol. 2: 45-46

Harris, J., Hobbs, R., Higgs, E. y Aronson, J. 2006. Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*, Vol. 14, No. 2: 170-176.

Hobbs, R. 2004. Restoration ecology: the challenge of social values and expectations. *Frontiers in Ecology and the Environment*. Ecological Society of America. Vol. 2: 43-44

INFOR. 2004. Caracterización productiva de los recursos forestales nativos de las regiones IX y X. Informe de avance. Proyecto FDI-CORFO. Programa de Inventario Continuo de los recursos comprendidos en los ecosistemas forestales nativos. Informe final. 421 p.

Lackey, R. 2004. Restoration ecology: the challenge of social values and expectations. *Frontiers in Ecology and the Environment*. Ecological Society of America. Vol. 2: 45-46

Lamb, D. y Gilmour, D. 2003. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland. 110 p.

Lara, A., Donoso, C. y Aravena, J. 1996. La conservación del bosque nativo en Chile: problemas y desafíos. En: Armesto, J y Arroyo, M. (eds). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 335-362.

Lara, A., Araya, A., Capella, J., Fierro, M. y Cavieres, A. 1989. Evaluación de la destrucción y disponibilidad de los recursos forestales nativos en la VII y VIII Región. Informe Técnico, Comité Prodefensa Fauna y Flora, Santiago, Chile. 22 p.

Lara, A. y Veblen, T. 1993. Forest plantations in Chile: a successful model? En: Mather, A. (ed) *Afforestation policies, planning and progress*. Belhaven Press. London, United Kingdom. pp. 118-139.

Lazdinis, M., Tõnisson, K., Silamikele, I. y Carver, A. 2003. Innovative use of forest policy instruments in countries with economies in transition: experience of the Baltic States. En: Le Master, D., Herbst, P. y Schmithüsen, F. (eds.). *Experiences with New Forest and Environmental Laws in European Countries with Economies in Transition*. Forstwissenschaftliche Beiträge der Professur Forstpolitik und Forstökonomie, Nr. 29. ISSN 1420-1143. ETH, Zürich. 187 p.

Lockwood, J. y Pimm, S. 1999. What does restoration succeed? En: Weiher, E. y Keddy, P. (eds.). *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances and Retreats*. Cambridge, UK. Cambridge University Press. pp. 363-392

Maginnis, S. y Jackson, W. 2005. En qué consiste la restauración del paisaje forestal y cómo se diferencia de los métodos actuales. En "Restaurando el paisaje forestal". Serie Técnica N° 23 de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales. pp. 15-27.

Machín de Oñoro, T. 1991. Plagas y enfermedades forestales en América Central. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE. Proyecto Cultivo de Árboles de Uso Múltiple. 179 p.

Merlo, M. y Paveri, M. 1997. A Focus on the Policy Tools. En: *Formation and Implementation of Forest Policies*. FAO, Roma. pp 207-229.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being. World Resources Institute. 155 p.

Mujica, R. 2004. La necesidad de una política forestal explícita para los bosques nativos. En Acta: Seminario IUFRO: Raúl, riqueza de los bosque templados: silvicultura, genética e industria. Valdivia, Chile. 13 p.

Noss, R. 2000. High-risk ecosystems as foci for considering biodiversity and ecological integrity in ecological risk assessments. *Environmental Science and Policy*. 3: 321-332.

OIMT. 2002: Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales secundarios y degradados. Serie de políticas forestales N° 13 de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales. 88 p.

Olivares, P. 1999. Sustitución de bosque nativo por otros usos del suelo en dos sectores de la precordillera andina de la VII Región, entre los años 1987 y 1996. Tesis de grado Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 81 p.

Otero, L., Contreras, A. y Barrales, L. 1994. Efectos ambientales del reemplazo de bosque nativo por plantaciones (estudio en cuatro microcuencas en la provincia de Valdivia). *Ciencia e Investigación Forestal*. 8: 253-276.

PAF-CHILE. 1994. Plan de Acción Forestal para Chile: Memoria mesa redonda internacional. FAO, Santiago de Chile. 63 p.

Sabogal, C. 2005. Estrategias de rehabilitación de tierras forestales degradadas a nivel de sitio. En "Restaurando el paisaje forestal". Serie Técnica N° 23 de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales. pp. 15-27.

Pérez, C. 2000. Impacto de las plantaciones forestales en Uruguay. *Revista Biodiversidad*. (25-26): 7-15

Raven, P., Berg, L. y Johnson, G. 1998. *Environment*. 2nd ed. Saunders College Publishing, Fort Worth, Texas.

Saunders, D., Hobbs, R. y Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5: 18-32.

Schmithüsen, F. 2000. The Expanding Framework of Law and Public Policies Governing Sustainable Uses and Management in European Forests. En: Schmithüsen, F., Herbst, P. y Le Master, D. (eds.). *Forging a New Framework for Sustainable Forestry: Recent Developments in European Forest Law*. IUFRO World Series, Vol. 10; Vienna Austria: IUFRO Secretariat. pp. 1-27.

Skole, D. y Tucker, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. *Science*. 260: 1905-1910.

Sutton, R. 1999. The policy process: an overview. Overseas Development Institute, ODA, Working Paper 118. Chameleon Press, London. 35 p.

Van Dam, C. 2006. Empresas forestales y comunidades rurales en el centro-sur de Chile: Externalidades sociales de un modelo 'exitoso'. Debate Agrario: análisis y alternativas. (40/41): 225-243

Vitousek, P., Mooney, H., Lubchenco, J. y Melillo, J. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. Science. 277:494-499

BOSQUES SEMINATURALES EN EL CONTEXTO DEL MANEJO FORESTAL SUSTENTABLE

Victor Vargas

Ing. Forestal, MSc. Economía de Recurso Naturales y Medioambiente. Instituto Forestal, Sede Bío Bío. Casilla 109-C, Concepción, Chile. Camino a Coronel km 7.5, Concepción, Chile. E-mail: vvargas@infor.cl.

► Introducción

Los bosques seminaturales forman parte de la clasificación de bosques en la mayor parte del mundo. Estos se relacionan con la recuperación de los bosques, que han perdido su condición original por acción del hombre. Es importante destacar que el concepto de bosque seminatural es relativamente nuevo y aún no genera pleno consenso entre los diversos procesos y organizaciones internacionales vinculadas con el desarrollo forestal en relación con su definición y alcances.

Independientemente de la definición internacional a tomar en cuenta, muchos bosques chilenos se podrían considerar como bosques seminaturales. No obstante, éstos aún no son reconocidos como una tipología especial de bosques y se incorporan en las categorías de plantaciones forestales o bosques nativos.

Esta situación no resulta adecuada para el sector forestal chileno, debido a que la tendencia mundial es evaluar los recursos forestales en base a indicadores comunes con el propósito de fomentar un desarrollo forestal sustentable y coherente a nivel nacional, regional y

mundial. Esta búsqueda de indicadores comunes se ha traducido en una serie de iniciativas de homologación de conceptos, donde cada país y región ha manifestado sus particulares visiones en relación con el desarrollo de los bosques. Aún persisten diferencias, pero las tendencias internacionales indican, que éstas se reducirán en el corto plazo.

Con el propósito de identificar la actual visión internacional sobre los bosques seminaturales, en este artículo se revisan los principales procesos internacionales que abordan el Manejo Forestal Sustentable. Sobre esta base se presentan las definiciones internacionales sobre los bosques seminaturales contrastándola con la definición que se está desarrollando en Chile. Por otra parte se describen los impactos ambientales, sociales y económicos asociados a éstos bosques, así como los resguardos sugeridos por los procesos internacionales para minimizar estos impactos. Finalmente se cuantifican la cantidad de bosques seminaturales certificados en el mundo, destacando su importancia en términos de fuente de generación de bienes y servicios a nivel mundial.

► Metodología

La visión internacional de los bosques seminaturales se basa en las orientaciones recopiladas de organizaciones internacionales como la FAO, Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales y Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), los dos principales sistemas de certificación Forestal internacional (FSC y PEFC) y los temas sugeridos en procesos internacionales propiciados por la FAO, como el Proceso de Montreal, la Propuesta de Tarapoto y el Acuerdo de Helsinki, entre otros.

Para obtener las definiciones internacionales sobre los bosques seminaturales se recopiló la información de diversas organizaciones y entidades como los documentos elaborados por la FAO, artículos de la IUFRO y los términos concluidos por la Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales del año 2000 y 2005 (FRA, 2000 y FRA, 2005, por sus siglas en inglés).

La información relativa a los impactos socioeconómicos y de biodiversidad asociados a los bosques seminaturales se obtuvo de artículos publicados por FAO, US Forest Service y de entidades certificadoras dependientes de FSC y PEFC.

Los resguardos tomados para la mezcla de especies naturales con exóticas se obtuvieron principalmente a partir de los principios, criterios e indicadores de los estándares de certificación Forestal internacionales y nacionales y de los procesos internacionales de Manejo Forestal Sustentable.

Las cifras relativas a la cantidad de bosques totales y seminaturales certificados a nivel mundial, fueron extraídas de los dos principales sellos de certificación internacionales: FSC y PEFC.

Los diversos estándares y procesos internacionales de Manejo Forestal Sustentable identificados y caracterizados, así como los factores claves sobre bosques seminaturales a nivel mundial, fueron obtenidos de la información generada en acuerdos, cumbres o

tratados, destacando: Cumbre de Río, Acuerdo de Helsinki, Proceso de Montreal y Propuesta de Tarapoto, además de los organismos certificadores: FSC, PEFC, ATFS, MTCC, ATO, ITTO, entre otros.

▶ Resultados

DEFINICIONES INTERNACIONALES DE TIPOLOGÍAS DE BOSQUES

Según la FAO, los bosques naturales son aquellos bosques compuestos por árboles nativos y que no clasifican en la categoría de plantaciones. Esta categoría incluye los bosques naturales modificados, que son bosques con regeneración de especies nativas y con clara evidencia de alteración por actividades humanas (FAO, 2006). Por su parte, en la Evaluación de Recursos Forestales Mundiales 2005 (FRA, 2005) de la FAO, quedan definidos los bosques naturales como bosques compuestos por árboles autóctonos, no plantados por el hombre, los que se clasifican según la formación boscosa (cerrada/abierto), grado de intervención humana y composición de las especies, esta definición no ha sufrido variaciones respecto del FRA, 2000 (FRA, 2000; FRA, 2005).

Los bosques mixtos son una subdivisión de los bosques naturales y se definen como un bosque en el cual ninguna composición arbórea (coníferas, latifoliadas o palmeras y/o bambúes) representa más del 75 por ciento de la cubierta de copa.

La FAO define a los bosques seminaturales como un bosque de especies nativas, las que han sido establecidas a través de la plantación, por semillas o regeneración natural asistida (FAO, sin fecha; FRA, 2005; FAO, 2006). Esto incluye áreas con especies nativas bajo manejo intensivo, regeneración natural de especies diferentes a las plantadas y regeneración natural de especies introducidas (FRA, 2005; FAO, 2006). Un bosque seminatural comprende especies forestales nativas, con la posible excepción de espacios de regeneración natural con especies introducidas o naturalizadas (FAO, sin fecha; FRA, 2005). En esta última definición se abre la posibilidad que los bosques seminaturales incluyan especies exóticas en mezcla con especies nativas.

Según los estudios realizados por IUFRO, los bosques seminaturales son de especial importancia en Europa, pero su definición tiene matices en varios de estos países y sus organizaciones, inclusive al interior del grupo técnico de FRA 2005, siendo difícil la identificación en terreno de una regeneración asistida (plantada o sembrada) o natural. El bosque seminatural proviene de un bosque natural, en un principio manejado y que a través del tiempo ha adquirido varias características naturales (enriquecida con diversidad de especies, espaciamiento aleatorio de individuos, etc.) (IUFRO, 2002).

A nivel nacional, INFOR a propuesto una definición de bosques seminaturales acorde a la realidad chilena, clasificándolos como bosques mixtos (composición de especies) de especies nativas y exóticas, indicando que en la actualidad no se han estudiado y regulado el tema en forma pertinente (INFOR, 2005).

Como se desprende de los párrafos anteriores existen algunas divergencias entre las definiciones. No obstante, éstas abren una posibilidad de que en la categoría de bosques seminaturales, además de las especies nativas, existan áreas con especies introducidas en forma natural. Pero aún existen divergencias en el tamaño que deben tener estas áreas.

En Chile existe una realidad de masas arbóreas no cuantificadas, que se adaptan a la definiciones generadas por FAO y que conforman una categoría distinta a las plantaciones y el bosque nativo, por lo que resulta relevante, que se reconozca la realidad de esta tipología de bosques en el país y por otra parte esta definición pueda incidir en la definición internacional, como de alguna forma ya está ocurriendo.

Muchas organizaciones como CBD, ITTO, MCPFE, WCMC-CIFOR consideran como un mismo término a los bosques secundarios, modificados, seminaturales y naturales alterados por los seres humanos. Son pocos los organismos que consideran una distinción entre éstos FAO, FRA, IUFRO (FAO, 2005).

Una visión diferente se obtiene al analizar el término bosque plantado, entendido como un bosque compuesto por especies introducidas (plantaciones forestales) y especies nativas, establecidas por plantación o semillas (FAO, 2006; ITTO, 2005). Los bosques plantados comprenden todas las plantaciones forestales y parte de los bosques seminaturales (FAO, sin fecha). Los bosques plantados que sólo poseen especies introducidas se clasifican como plantaciones forestales (FAO, 2006) y forman un subconjunto de dichos bosques (FAO, 2003).

No obstante lo señalado se aprecia que existen matices en estas definiciones que complejizan su aplicación práctica, por ejemplo, de acuerdo a lo convenido en FRA (2000) y FRA (2005) los bosques plantados están compuestos por especies no típicas del sitio, ya sean nativas o introducidas, plantadas o sembradas y que son manejadas con fines comerciales o para proveer servicios ambientales específicos (control de erosión, estabilización de deslizamiento de tierras, etc.). Además, FRA (2000) determina que un bosque plantado puede ser clasificado como bosque seminatural si posee ciertas características naturales como regeneración natural, diferentes clases de edades, espaciamiento aleatorio de individuos, enriquecida con diversidad de especies, etc. (FAO, 2003). Por otra parte, IUFRO define los bosques plantados como bosques en los cuales los árboles han sido establecidos por plantación o siembra, siendo las plantaciones parte de los bosques plantados (IUFRO, 2002).

IMPORTANCIA INTERNACIONAL DE LOS BOSQUES SEMINATURALES

Los bosques seminaturales corresponden, aproximadamente, a 7% de la superficie total de bosques en el mundo (FAO, sin fecha; FAO, 2006). Estos tipos de bosques proveen más de la mitad de la madera industrial producida a nivel mundial, y su extensión y productividad se encuentran en notorio aumento (FAO, 2006).

Comparándolos con bosques naturales, los bosques mixtos representan una mayor inversión por unidad de superficie y, normalmente, producen mayor valor directo a través de sus productos y servicios (FAO, 2006). Los productos forestales provenientes de los

bosques seminaturales pueden ser aprovechados selectivamente y ordenarse por plantación y/o semilla o con tratamientos silvícola para aumentar su crecimiento y rendimiento. Con cada vez mayor frecuencia, los productos forestales madereros y no madereros provenientes de los bosques seminaturales son reconocidos por su considerable valor social, cultural, ambiental y económico (FAO, 2007).

Los bosques seminaturales, también son variados en tipo y tamaño, pudiendo encontrarse bajo la tenencia de pequeños propietarios hasta grandes empresas y Estados, generando productos primarios hasta productos de mayor elaboración (FAO, 2006). Además, la formación de estos bosques se extiende desde zonas boreales hasta tropicales, y es integrada tanto por especies nativas como introducidas (FAO, 2006; IUCN, 2006).

IMPACTOS DE LOS BOSQUES SEMINATURALES SOBRE LA BIODIVERSIDAD Y SOBRE FACTORES SOCIOECONÓMICOS

En un principio y debido a la falta de conocimiento y ausencia de leyes, algunos bosques mixtos a nivel mundial generaron conflictos medioambientales, sociales y de uso de suelo, así como problemas de salud, vigor y productividad de las especies y retorno de la inversión (FAO, 2006).

Un bosque seminatural puede generar diversos tipos de impactos como por ejemplo: erosión, aumento de la salinidad y compactación del suelo por maquinaria pesada, disminución de la cantidad y calidad de agua y aire, riesgos de incendios forestales (FAO, 2006) y modificación de su comportamiento (intensidad, tamaño, frecuencia), plagas y enfermedades, riesgo de invasión de especies exóticas, competencia por agua y nutrientes (FAO, 2006; US Forest Service, 2008), pérdida de biodiversidad y ecosistemas de alto valor de conservación, modificación genética de especies (FAO, 2006), sustitución de especies nativas (FORO FORESTAL MADERERO, 2008), extinción de especies vegetales y animales (FAO, 2006; US Forest Service, 2008), impacto visual en el paisaje, impacto social y cultural (desplazamiento o reasentamiento de comunidades, conflicto de intereses, etc.) impacto económico (excesiva mortalidad de las plantas, escaso crecimiento de especies, etc.) (FAO, 2006).

Como se puede apreciar, estos bosques generan controversia, en su búsqueda del balance de los beneficios socioculturales y ambientales con el aprovechamiento económico. No obstante, cuando los bosques seminaturales son manejados responsablemente, pueden ser beneficiosos para el medioambiente (protección de agua y suelo, rehabilitación de suelos degradados, restablecimiento del paisaje, desarrollo de hábitat, captura de carbono, prácticas de uso sustentable), así como para la sociedad y la estabilidad económica (desarrollo regional y de comunidades locales, generación de ingresos y empleos, recreación, inversión de largo plazo). Los bosques seminaturales pueden ser sustentables en el tiempo y le restan presión a los bosques de crecimiento primario, además de ser la fuente de energía renovable y materia prima industrial (FAO, 2006).

➤ **Certificación forestal de bosques seminaturales**

A) CANTIDAD DE BOSQUES MIXTOS CERTIFICADOS A NIVEL MUNDIAL.

A nivel mundial, en 79 países existen bosques certificados por el sistema FSC, abarcando 933 certificaciones. La superficie total de bosques certificados por FSC es de 103.456.399 ha (103.456 km² aprox.). De esta cantidad, un 36,41% corresponde a bosques seminaturales (bosques mixtos de plantaciones y bosques naturales), lo que equivale a una superficie de 37.668.475 ha (37.668 km² aprox.) (FSC, 2008).

Por su parte, PEFC cuenta con 33 países miembros del consejo (PEFC, 2007) los que han certificado un total de 205.295.085 ha (205.295 km² aprox.) en todo el mundo (PEFC, 2008), aunque no desglosan estas cifras por tipo de bosque.

B) RESGUARDOS TOMADOS PARA LA MEZCLA DE ESPECIES NATURALES CON EXÓTICAS.

A continuación se destacan algunos resguardos y medidas reconocidas por los estándares internacionales, utilizadas cuando se incluyen especies exóticas en ambientes naturales (FSC, 2000; Rainforest Alliance, 2006), lo que según las definiciones citadas, corresponderían a bosques plantados más que a seminaturales:

- Evaluación previa, durante y posterior al impacto ambiental y/o social (derechos de tenencia, propietarios de tierras vecinas, comunidades, sitios de importancia histórica o cultural, etc.).
- Protección y conservación de los bosques naturales al diseñar la plantación (corredores de fauna silvestre, cauces de ríos, etc.).
- Preferencia de especies nativas sobre exóticas en el establecimiento de plantaciones y la restauración de ecosistemas degradados.
- Diversidad en la composición de las plantaciones, para mejorar la estabilidad económica, ecológica y social.
- Zonas de protección y conservación para proteger las especies raras, amenazadas y en peligro de extinción.
- Reposición, aumento o mantenimiento de las funciones ecológicas.
- Protección, en su estado natural, de las muestras representativas de ecosistemas en áreas afectadas.
- Restauración de la cubierta forestal natural del sitio en una superficie de tamaño proporcional a la intervenida.

- ➡ Mantenimiento o mejora de la estructura del suelo, fertilidad y actividad biológica.
- ➡ Protección de los suelos contra la compactación.
- ➡ Control de erosión, disminución de daños al bosque y protección de recursos hídricos.
- ➡ Conservación de zonas amortiguadoras a lo largo de ríos y cauces.
- ➡ Prohibición del uso de organismos genéticamente modificados.
- ➡ Control y monitoreo estricto de especies exóticas.
- ➡ Manejo Integrado de Plagas para minimizar daños por plagas, enfermedades, fuego e introducción de plantas invasoras.
- ➡ Preferencia por métodos no químicos para el manejo de las plagas.

En la Tabla 1 se detallan en extenso las temáticas claves relativas a bosques seminaturales identificadas a nivel internacional

Tabla 1. Factores claves relativos a Bosques Seminaturales identificados a nivel internacional

Estándar o Acuerdo	Características	Principios y/o criterios	Factores claves
FSC (FSC, 2000) (Forest Stewardship Council)	-10 principios.	-Respeto a leyes, acuerdos y tratados. -Legalización de uso de suelo. -Reconocimiento y respeto por los pueblos indígenas. -Mantenimiento de beneficios socioeconómicos de trabajadores y comunidades locales. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Conservación de biodiversidad. -Conservación de suelo y agua. -Implementación de un plan de manejo. -Monitoreo y evaluación de impactos. -Mantenimiento de bosques con alto valor de conservación. -Restauración y conservación de bosques naturales cuando existan plantaciones.	-Protección y conservación de bosques naturales. -Control y restauración ante cualquier tipo de daño ocasionado sobre los recursos o el ecosistema. -Monitoreo y control de especies exóticas. -Preferencia de especies nativas sobre exóticas en el establecimiento de plantaciones y para restauración de ecosistemas degradados. -No certifica plantaciones establecidas en áreas convertidas de bosques naturales (después de noviembre de 1994).

Estándar o Acuerdo	Características	Principios y/o criterios	Factores claves
<p>ITTO (ITTO, 2005)</p> <p>(Organización Internacional de Maderas Tropicales OIMT)</p>	-7 criterios.	<ul style="list-style-type: none"> -Reconocimiento y respeto por los pueblos indígenas. -Conservación de biodiversidad. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Salud y vitalidad de ecosistema forestal. -Conservación de suelo y agua. -Contribución al ciclo del carbono. -Mantenimiento de beneficios socioeconómicos. -Marco jurídico, económico e institucional. 	-Preparación de mapas de uso de suelo representando en las unidades de manejo los bosques naturales, plantados, etc.
<p>ATO (Anon, 1998)</p> <p>(African Timber Organization)</p>	-5 principios.	<ul style="list-style-type: none"> -Conservación de biodiversidad. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Conservación de suelo y agua. -Marco legal. -Mantenimiento del área y límite de bosques. -Definición de derechos y deberes de participantes. 	-Plantaciones en los bosques naturales plantados, pueden aliviar la presión sobre éstos.
<p>MTCC (MTCC, 2001)</p> <p>(MC&I, principios ITTO)</p> <p>(Malaysian Timber Certification Council)</p>	-6 principios.	<ul style="list-style-type: none"> -Conservación de biodiversidad. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Salud y vitalidad de ecosistema forestal. -Conservación de suelo y agua. -Mantenimiento de beneficios socioeconómicos. -Marco jurídico, económico e institucional. 	<ul style="list-style-type: none"> -Preparación de mapas de uso de suelo representando en las unidades de manejo los bosques naturales, plantados, etc. -Elaboración de estrategias, planificación y procedimientos adoptados para proyección de los productos forestales por tipo de bosque.
<p>ATFS-Standard AFF</p> <p>(ATFS,2004)</p> <p>(American Tree Farm System- American Forest Foundation)</p>	-9 criterios.	<ul style="list-style-type: none"> -Conservación de biodiversidad. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Conservación de suelo, agua y aire. -Marco legal y político. -Compromiso con el Manejo Forestal Sustentable. -Reforestación. -Mínimo impacto visual. 	-No especifica tratamiento para bosques seminaturales o plantados.

Estándar o Acuerdo	Características	Principios y/o criterios	Factores claves
<p>PEFC Deutschland (PEFC, 2006)</p> <p>(Programm für die Anerkennung von Waldzertifizierungssystemen)</p>	<p>-6 criterios.</p> <p>-Basado en los criterios de Helsinki.</p>	<p>-Conservación de biodiversidad.</p> <p>-Contribución al ciclo del carbono.</p> <p>-Salud y vitalidad de ecosistema forestal.</p> <p>-Mantenimiento de capacidad productiva.</p> <p>-Conservación de suelo y agua.</p> <p>-Mantenimiento de beneficios socioeconómicos.</p>	<p>-Las especies introducidas no deben ser perjudiciales para la regeneración de las otras especies arbóreas.</p> <p>-Regeneración natural tiene preferencia sobre plantación y siembra.</p>
<p>DFSZ-Zertifizierung-PEFC (Verband der Agrargewerblichen Wirtschaft, 2003)</p> <p>(Deutsche Forst Service Zertifikat)</p>	<p>-6 criterios.</p> <p>-Conforme a PEFC.</p>	<p>-Conservación de biodiversidad.</p> <p>-Mantenimiento de capacidad productiva.</p> <p>-Salud y vitalidad de ecosistema forestal.</p> <p>-Conservación de suelo y agua.</p> <p>-Contribución al ciclo del carbono.</p> <p>-Mantenimiento de beneficios socioeconómicos.</p>	<p>-No especifica tratamiento para bosques seminaturales o plantados.</p>
<p>LEI Ecolabel Certification (LEI, sin fecha)</p> <p>(Lembaga Indonesia Ekolabel)</p>	<p>-8 criterios.</p> <p>-Criterios agrupados en 3 actividades de manejo.</p>	<p>-Conservación de biodiversidad.</p> <p>-Mantenimiento de capacidad productiva.</p> <p>-Conservación de suelo y agua.</p> <p>-Mantenimiento de beneficios socioeconómicos.</p>	<p>-No especifica tratamiento para bosques seminaturales o plantados.</p>
<p>ABNT (ABNT, 2008)</p> <p>(Associação Brasileira de Normas Técnicas)</p>	<p>-5 principios.</p>	<p>-Conservación de biodiversidad.</p> <p>-Conservación de suelo, agua y aire.</p> <p>-Mantenimiento de beneficios socioeconómicos.</p> <p>-Marco legal.</p> <p>-Compromiso con el Manejo Forestal Sustentable.</p>	<p>-Mantenimiento de corredores biológicos.</p> <p>-Investigación periódica para asegurar el equilibrio de las especies.</p> <p>-Monitoreo de especies invasoras.</p>

Estándar o Acuerdo	Características	Principios y/o criterios	Factores claves
<p>SmartWood-FSC Guatemala (Rainforest Alliance, 2006)</p>	<p>-10 principios. -Igual a los de FSC internacional.</p>	<ul style="list-style-type: none"> -Respeto a leyes, acuerdos y tratados. -Legalización de uso de suelo. -Reconocimiento y respeto por los pueblos indígenas. -Mantenimiento de beneficios socioeconómicos de trabajadores y comunidades locales. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Conservación de biodiversidad. -Conservación de suelo y agua. -Implementación de un plan de manejo. -Monitoreo y evaluación de impactos. -Mantenimiento de bosques con alto valor de conservación. -Restauración y conservación de bosques naturales cuando existan plantaciones. 	<ul style="list-style-type: none"> -Protección y conservación de bosques naturales. -Control y restauración ante cualquier tipo de daño ocasionado sobre los recursos o el ecosistema (regeneración no controlada, mortalidad inusual, enfermedades, plagas, etc.). -Justificación técnica y ambiental de especies exóticas, monitoreo y control. -Preferencia de especies nativas sobre exóticas en establecimiento de plantaciones y para restauración de ecosistemas degradados. -No certifica plantaciones establecidas en áreas convertidas de bosques naturales (después de noviembre de 1994).
<p>Certfor Chile (CertforChile, 2007)</p>	<p>-9 principios.</p>	<ul style="list-style-type: none"> -Planificación y objetivos a largo plazo. -Conservación de biodiversidad. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Salud y vitalidad de ecosistema forestal. -Conservación de suelo y agua. -Contribución al ciclo del carbono. -Reconocimiento y respeto por los pueblos indígenas y comunidades locales. -Relaciones Laborales. -Marco legal y político. -Monitoreo y evaluación de impactos. 	<ul style="list-style-type: none"> -Estudios de adaptabilidad de especies al lugar a plantar o a zonas de características similares. -Mezcla de regeneración natural con especies exóticas, sólo se realiza en bosque nativo degradado y hasta en 20% de la unidad de manejo. -No sustitución de bosques nativos por plantaciones forestales.

Estándar o Acuerdo	Características	Principios y/o criterios	Factores claves
Acuerdo de Helsinki 1994 (CertforChile, 2002) (Criterios e Indicadores Pan Europeos para el Manejo Forestal Sustentable surgidos de la Conferencia Ministerial para la Protección de los Bosques de Europa)	-7 criterios. -Criterios cualitativos. -Similar a Montreal a nivel de principios, pero diferente forma de evaluación (indicadores).	-Conservación de biodiversidad. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Salud y vitalidad de ecosistema forestal. -Conservación de suelo y agua. -Contribución al ciclo del carbono. -Mantenimiento de beneficios socioeconómicos.	-No especifica tratamiento para bosques seminaturales o plantados.
Proceso de Montreal 1994 (Proceso de Montreal, 2008) (Grupo de Trabajo sobre Criterios e Indicadores para la Conservación y Desarrollo Sustentable de los Bosques Templados y Boreales)	-6 criterios. -Criterios cuantitativos. -Similar a Helsinki a nivel de principios, pero diferente forma de evaluación (indicadores).	-Conservación de biodiversidad. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Salud y vitalidad de ecosistemas. -Conservación de suelo y agua. -Contribución al ciclo del carbono. -Mejora y mantenimiento de beneficios socioeconómicos. -Marco legal y económico.	-No especifica tratamiento para bosques seminaturales o plantados.
Propuesta de Tarapoto 1995 (SIAMAZONIA, 2008) (Taller Regional para Definir Criterios e Indicadores de Sostenibilidad del Bosque Amazónico)	-12 criterios.	-Conservación de biodiversidad. -Mantenimiento de capacidad productiva. -Salud y vitalidad de ecosistema forestal. -Conservación de suelo y agua. -Mantenimiento de beneficios socioeconómicos. -Marco legal y político. -Desarrollo de ciencia y tecnología. -Participación institucional.	-No especifica tratamiento para bosques seminaturales o plantados.

Como se desprende de la tabla anterior es el FSC y los procesos asociados a bosques tropicales (ATO, ITTO y MTCC) los que mayoritariamente relevan temas en relación a los bosques seminaturales. PEFC no releva este tema, a pesar que la mayoría de los países europeos declaran en la Evaluación de Recursos Forestales Mundiales de FAO que prácticamente solo tiene bosques seminaturales.

► Conclusiones

Los bosques seminaturales según la literatura, pueden generar impactos importantes sobre el ecosistema, no obstante éste impacto se considera menor, en comparación con una plantación pura. Si existe un adecuado manejo, los impactos se pueden reducir considerablemente. Para esto es importante contar con regulaciones específicas o sistemas de certificación.

Existen dos definiciones diferentes que agrupan a especies nativas e introducidas dentro de un área determinada: bosques seminaturales y bosques plantados. En algunas situaciones e información internacional se confunden ambos términos, y a pesar que FAO ha generado definiciones diferenciadas para ambos tipos de bosques, existe una línea difusa en la aplicación del concepto a nivel local. Por esto resulta necesario hacer un seguimiento de las conclusiones que se vayan generando en los futuros foros internacionales y que Chile aporte en la discusión del tema.

Para generar una definición de bosques seminaturales en Chile y que esté en concordancia internacional, se puede partir de la definiciones aportadas por FAO, dejando establecido en la definición, que la inclusión de especies exóticas en el sistema no ocurren sólo de manera natural sino que también pueden ser propiciadas por el ser humano, no obstante existe ambigüedad a nivel internacional en el tamaño de las áreas que contienen especies exóticas. Lo que si queda claro a nivel de algunos estándares de certificación forestal, que la introducción de especies exóticas no debe ser un riesgo de sustitución de las especies nativas a nivel local ya que es un tema relevante para los stakeholders internacionales.

Por lo anteriormente señalado, la mayoría de los organismos certificadores, no especifican tratamientos para bosques seminaturales, ni los manejan en sus definiciones, no obstante, FSC es enfático en preferir especies nativas por sobre exóticas, restringiendo su uso al máximo posible. Los organismos de discusión internacional, en general hacen hincapié en proteger los recursos nativos y recuperarlos cuando éstos han sido degradados.

Los bosques seminaturales constituyen y seguirán constituyendo una fuente de materias primas relevantes para el sector forestal mundial, pero también es necesario desarrollar investigación que potencie los servicios ecosistémicos que poseen este tipo de formaciones boscosas

► Resumen

El propósito de este artículo es identificar la conceptualización que existe a nivel internacional sobre los bosques seminaturales, en el contexto del Manejo Forestal Sustentable. Sobre esta base se presentan las definiciones generadas por los principales organismos internacionales respecto de los bosques seminaturales. Por otra parte se describen los impactos ambientales, sociales y económicos asociados a éstos bosques, así como los resguardos sugeridos por los procesos internacionales y los estándares de

certificación forestal para minimizar estos impactos. Finalmente se cuantifican la cantidad de bosques seminaturales certificados en el mundo, destacando su importancia en términos de fuente de generación de bienes y servicios a nivel mundial.

Se concluye que para generar una definición de bosques seminaturales en Chile y que esté en concordancia internacional, se puede partir de las definiciones aportadas por FAO, dejando establecido que la inclusión de especies exóticas en el sistema no ocurren sólo de manera natural, sino que también pueden ser propiciadas por el ser humano. Así mismo, se resalta la ambigüedad que existe a nivel internacional en el tamaño de las áreas que contienen especies exóticas. Por otra parte se identifica, que la mayoría de los organismos certificadores, no especifican tratamientos para bosques seminaturales, ni los manejan en sus definiciones, salvo FSC y el estándar Certforchile que los relevan de manera explícita.

► Bibliografía

ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas. Página consultada el 29 de mayo del 2008. <http://www.abnt.org.br/default.asp?resolucao=1024X768>.

Anon. 1998. The African Timber Organisation (ATO) initiative on principles, criteria and indicators for sustainable management of African forests. Presentación General. Organización Africana de la Madera. Liberville, República de Gabón. Disponible en: <http://www.fao.org/DOCREP/004/AC135E/ac135e03.htm>.

ATFS. 2004. Standards of Sustainability for Forest Certification. American Tree Farm System. Disponible en: http://65.109.144.60/cms/test/26_34.html.

CertforChile. 2002. Los Criterios e Indicadores de Manejo Forestal Sustentable contenidos en el Acuerdo de Santiago (Proceso de Montreal) y el Acuerdo de Helsinki. Disponible en: http://www.certfor.org/documentos/Analisis_Comparativo_Montreal_Helsinki.pdf.

CertforChile. 2007. Manejo Forestal Sustentable para Plantaciones y Bosque Nativo. Disponible en: http://www.certfor.org/html/estandares_vigentes.html.

CINU. 1992. Declaración Autorizada -sin fuerza jurídica obligatoria- de Principios para un Consenso Mundial Respecto de la Ordenación, la Conservación y el Desarrollo Sostenible de los Bosques de Todo Tipo. Centro de Información de las Naciones Unidas. Disponible en: http://www.cinu.org.mx/eventos/conferencias/johannesburgo/documentos/bosques_tipo.doc.

FAO. Sin fecha. Capítulo 2. Extensión de los recursos forestales. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/a0400s/a0400s03.pdf>.

FAO. 2003. Planted Forests Database (PFDB): Structure And Contents. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/y9933e/y9933e.pdf>.

FAO. 2005. Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-Related Definitions for use by Various Stakeholders. Food and Agriculture Organization of the United Nations Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/008/j4959e/j4959e.pdf>.

FAO. 2006. Responsible management of planted forests: voluntary guidelines. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: www.fao.org/forestry/site/10368/en.

FAO. 2007. Los bosques plantados. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: www.fao.org/forestry/planted-forest.

Foro Forestal Maderero. Página consultada el 28 de mayo del 2008. <http://www.ffm.cl/viewtopic.php?p=11723&sid=ac100f4112e902aa81f4f3c71571e61d>.

FRA. 2000. Términos y definiciones. Global Forest Resources Assessment 2000. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/007/ae217s/ae217s00.htm#TopOfPage>.

FRA. 2005. Terms and definition. Global Forest Resources Assessment 2005. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/007/ae156e/ae156e00.htm>

FSC. 2000. Principios y criterios para el manejo forestal. Forest Stewardship Council. Disponible en: <http://www.fsc-spain.org/PyC.htm>.

FSC. 2008. FSC certificates around the world. Forest Stewardship Council. Disponible en: http://www.fsc.org/fileadmin/web-data/public/document_center/powerpoints_graphs/facts_figures/08-04-01_FSC_certificates_around_the_world_FINAL.pdf.

INFOR. 2005. Alternativa silvícola para rehabilitar el bosque nativo. Instituto Forestal. Disponible en: http://www.infor.cl/centro_documentacion/documentos_digitales/alternativa_silvicola_bosque_nativo_2005.pdf.

ITTO. 2005. Criterios e indicadores revisados de la OIMT para la ordenación sostenible de los bosques tropicales con inclusión de un formato de informes. International Tropical Timber Organization. Disponible en: http://www.itto.or.jp/live/Live_Server/963/ps15s.pdf.

IUCN. 2006. Guidelines for the Conservation and Sustainable Use of Biodiversity in Tropical Timber Production Forests. International Union for Conservation of Nature. Disponible en: http://cmsdata.iucn.org/downloads/itto_biodiversity_guidelines_june2006.pdf.

IUFRO. 2002. Second Expert Meeting on Harmonizing Forest- related Definitions for Use by Various Stakeholders. International Union of Forest Research Organizations. Disponible en: <http://www.iufro.org/science/special/silvavoc/harmonization/rome-2002/>.

LEI. Sin fecha. Sustainable Plantation Forest Management (SPFM) System. Lembaga Ekolabel Indonesia. Disponible en: <http://www.lei.or.id/english/download.php>.

MTCC. 2001. Malaysian Criteria, Indicators, Activities and Standards of Performance for Forest Management Certification (MC&I). Malaysian Timber Certification Council. Disponible en: <http://www.mtcc.com.my/documents.asp>.

PEFC. 2006. PEFC-Standards für Deutschland. Programme for the Endorsement of Forest Certification. Disponible en: http://www.dfzr.de/images/download/broschueren/pefc_standards.pdf.

PEFC. 2007. Annual Review. Programme for the Endorsement of Forest Certification. Disponible en: http://www.pefc.org/internet/resources/5_1177_1788_file.2113.pdf.

PEFC. 2008. Página consultada el 26 de mayo del 2008. Programme for the Endorsement of Forest Certification. http://www.pefc.org/internet/html/about_pefc/4_1137_515.htm.

Proceso de Montreal. Página consultada el 23 de mayo del 2008. http://www.rinya.maff.go.jp/mpci/rep-pub/1995/santiago_s.html#c1.

Rainforest Alliance. 2006. Estándares Interinos de Rainforest Alliance / SmartWood para Evaluaciones de Manejo Forestal en Guatemala. Disponible en: http://www.rainforest-alliance.org/programs/forestry/smartwood/certification/documents/guatemala_standard_s.doc.

SIAMAZONIA Sistema de Información de la Biodiversidad Biológica y Ambiental de la Amazonía Peruana. Propuesta de Tarapoto. Página consultada el 23 de mayo del 2008. <http://www.siamazonia.org.pe/archivos/publicaciones/amazonia/libros/sn/SN000002.HTM>.

US Forest Service. Página consultada el 23 de mayo del 2008. <http://www.fs.fed.us/global/news/oldnewsletters/september99/welcome.htm>.

Verband der Agrargewerbelichen Wirtschaft. 2003. Leitlinien für nachhaltige Waldbewirtschaftung zur Einbindung von Forstunternehmen in den regionalen Rahmen. Disponible en: http://www.vdaw.de/upload/dnload/L/Leitlinien_DFSZ.pdf.

EL COMPLEMENTO ENTRE ESPECIES DE DIVERSA TOLERANCIA EN BOSQUES MIXTOS

Hans Grosse W.¹ y Burkhard Müller-Using²

¹ Dr. Silvicultura. Instituto Forestal, sede Bío-Bío. Casilla 109-C, Concepción, Chile. E-mail: hgrosse@infor.cl

² Dr. Ciencias Forestales. Fac. Cs. For.; Universidad de Concepción. Casilla 418, Panguipulli, Chile.
E-mail: burkhardmusing@yahoo.de

➤ 1. Introducción

Los bosques mixtos se presentan en muy distintas estructuras y composición de especies, entregando así condiciones para la biota muy distintas a la que se encuentra en bosques simplificados. En el presente capítulo se describen las características de estos bosques multiespecíficos y estructurados con especies de diversa tolerancia, respecto su clima interno, la vida animal y su sanidad. A su vez se entregan ejemplos para situaciones en las cuales la simplificación del ecosistema llevó a desequilibrios catastróficos al perder el bosque su estabilidad mecánica y biótica. Por otro lado se entregan ejemplos sobre el crecimiento aditivo que se puede obtener al mezclar especies de tolerancias opuestas a nivel de nativas y en combinación de estas con exóticas, indicando la incidencia de esta práctica respecto la estabilidad y el rendimiento de los rodales.

➤ 2. Estructuras en el bosque

Las estructuras que se encuentran para los bosques manejados y que son aplicables a los bosques nativos chilenos, así como a esquemas seminaturales, según Otto (1994), corresponden a:

- Un estrato
- Un estrato irregular
- Multiestrato
- Multietanea con regeneración en pequeños espacios por grupos
- Multietanea con representación de todas las edades en pequeño espacio

Estas estructuras están condicionadas por el grado de tolerancia (Cuadro 1) de las especies, encontrándose diversas situaciones de mezcla:

- ➔ **Especies de baja tolerancia (Figura 1):** donde al menos dos especies de baja tolerancia constituyen la mezcla. En esquemas de cortas sucesivas con regeneración en pequeños espacios por grupos o a nivel de árbol individual, especies de baja tolerancia sufren por la falta de luz. Para mantener este tipo de mezclas las aperturas producidas por la cosecha (hoyos de luz), deben ser lo suficientemente grandes para permitir la entrada de luz que requiere la regeneración siguiente. Esta situación es aplicable para las intolerantes Roble, Raulí y Coigüe (Donoso, 1990; Grosse, 2004; Grosse y Quiroz, 1999). Al plantear un esquema seminatural mezclando estas especies con Pino oregón, es necesario regenerar en grupos de *Nothofagus* o de la exótica de un tamaño tal, que permitan la selección cualitativa posterior de los árboles a proyectar en estos a través de cortas intermedias. Otra alternativa consiste en manejar un estrato superior muy abierto de *Nothofagus* o de Pino oregón, que permita debajo el crecimiento de la otra especie. La dificultad consiste en las intervenciones para mantener en el largo plazo el esquema de dos estratos, sin dañar el bosque remanente durante las extracciones. Otro ejemplo donde el objeto es la recolonización a través de regeneración artificial y natural con la especie nativa Lenga, puede consistir en el uso de la cobertura protectora abierta de la exótica Pino ponderosa para este fin.



Figura 1. Bosque de Raulí-Roble de un estrato.

- ➔ **Especies de baja y alta tolerancia (Figura 2):** las especies de menor tolerancia dominan el estrato superior, mientras las de mayor tolerancia crecen debajo. En el largo plazo estas últimas pueden reemplazar a las de menor tolerancia. Situaciones de este tipo se encuentran normalmente en los bosques de segundo crecimiento dominados por Raulí, Roble y Coigüe, condicionados por la rápida capacidad de las especies del género *Nothofagus*, para volver a ocupar el sitio en áreas devastadas

por incendios en una primera etapa sucesional, tanto por monte alto y bajo. A la sombra crecen especies tolerantes como Tapa, Olivillo, Maño, entre otras, que en el largo plazo pueden incorporarse al estrato dominante en desmedro de los *Nothofagus* (Uebelhör, 1984).

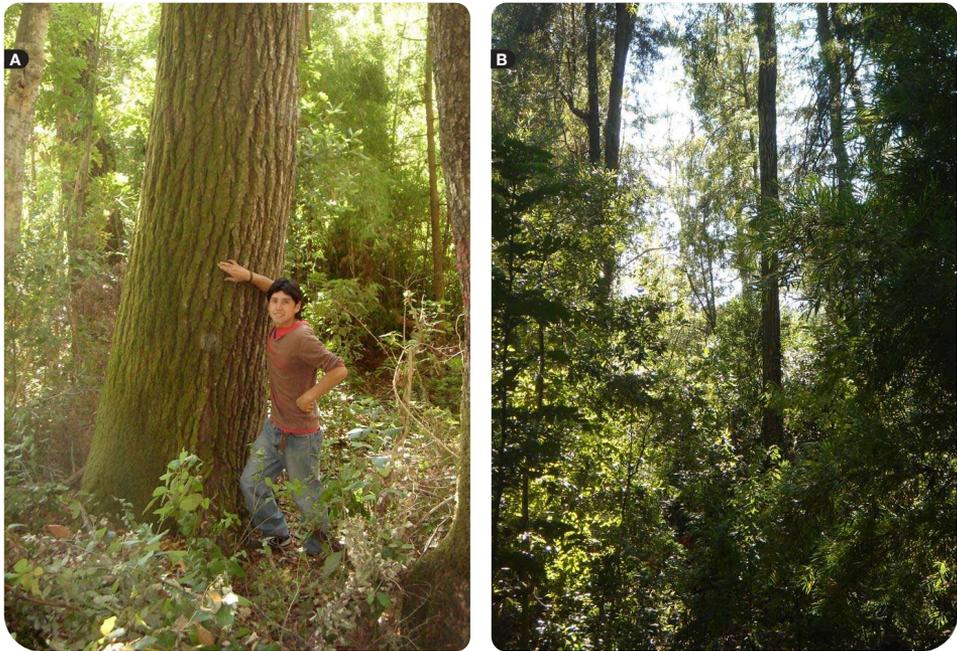


Figura 2. a) Bosque de Raulí en el estrato dominante y tolerantes
b) Bosque de Raulí con especies tolerantes como Lingue, Maño, entre otras.

- ➡ Especies de alta y baja tolerancia: las especies tolerantes ocupan el estrato superior. Sólo aperturas producidas por viento, nieve, derrumbes, avalanchas, enfermedades, etc. permiten la entrada de aquellas de menor tolerancia, llevando a un estado de supuesto climax de especies tolerantes (Uebelhör, 1984; Veblen y Ashton, 1978).
- ➡ Especies de alta tolerancia (Figura 3): compiten especies de alta tolerancia, posibilitando estructuras multietáneas con regeneración en pequeños espacios y a nivel de árbol individual. Una situación de este tipo podría darse en un estado de equilibrio de especies tolerantes como las mencionadas anteriormente, pero difícil de mantener en el largo plazo por la caída constante de árboles o grupos de estos por la aparición constante de eventos externos como temporales, avalanchas, entre otras. Estos eventos son los que posibilitan la recolonización por *Nothofagus* o en un esquema seminatural la colonización por Pino oregón, si el espacio generado es suficientemente grande para entregar la luminosidad requerida por la especie entrante.



Figura 3. a) Hoyo de luz en un bosque de especies tolerantes. b) Bosque de especies tolerantes

Cuadro 1. Tolerancia relativa a la sombra de especies del bosque “Siempreverde” (Donoso, 1999)

Muy intolerantes	Intolerantes	Tolerancia media	Tolerantes	Muy tolerantes
<i>E. coccineum</i>	<i>W. trichosperma</i>	<i>N. nitida</i>	<i>L. philippiana</i>	<i>P. nubigena</i>
<i>L. hirsuta</i>	<i>N. dombeyi</i>	<i>N. betuloides</i>	<i>S. conspicua</i>	<i>A. punctatum</i>
		<i>E. cordifolia</i>	<i>D. diacanthoides</i>	<i>A. luma</i>
		<i>D. winteri</i>	<i>L. apiculata</i>	<i>A. meli</i>
		<i>P. saligna</i>	<i>P. lingue</i>	<i>M. ovata</i>
		<i>G. avellana</i>		<i>L. ferruginia</i>
		<i>C. paniculata</i>		

2.1 CLIMA INTERNO

El clima interno de los bosques mixtos está influenciado por diversos factores externos, como son el viento, las condiciones climáticas, precipitaciones, energía solar, etc. Los cuales, tienen efectos específicos en bosques mixtos, distintos al de estructuras más simples. A continuación se analiza el efecto de una estructura mixta entre especies de mayor y menor tolerancia en distintos estratos en términos de su estabilidad mecánica, disponibilidad de energía al interior del rodal y la oferta de agua.

Estabilidad mecánica

El bosque reduce la velocidad del viento por la rugosidad de sus copas. Orillas cerradas por la falta de poda o alta densidad de árboles y arbustos, producen la elevación del flujo de viento, que cae detrás de esta elevando el riesgo de daño por quebradura de ramas y árboles, por lo cual resulta mejor mantener orillas abiertas que permitan la entrada del viento hacia el interior del rodal. Hacia dentro del rodal, una reducción de la velocidad del viento depende de la estructura del bosque, que al presentar más ramas bajas o un estrato intermedio o bajo mejora su eficiencia en esta función, y puede significar una baja de velocidad a un metro sobre el suelo de hasta un 50 a 70%, comparado con lo que sucede en un rodal monoespecífico de un estrato (Mitscherlich, 1981). Lo mismo se observa para rodales multietáneos, donde la velocidad del viento a dos metros de altura se reduce a la mitad y de este modo aumenta su estabilidad frente a daños causados por este (Figura 4). También el crecimiento puede verse beneficiado al mantenerse velocidades bajas de circulación de aire, tomando en consideración que al no su perar esta los 15km por hora, aumenta el crecimiento en altura y diámetro de los árboles (Otto, 1994).



Figura 4. Bosque mixto multiestratificado altamente estable.

Disponibilidad de energía

La distribución de la luminosidad al interior de un rodal depende de su estructura, lo cual describen con ejemplos específicos Otto (1994), Donoso (1990) y Mitscherlich (1981). La entrada de luz al piso de un rodal con árboles adultos puede no diferir entre una estructura multietánea y coetánea. Las diferencia está en la distribución heterogénea de la luminosidad en las estructuras multietáneas. Las copas separadas permiten la entrada de luz a través de distintas aperturas, lo que permite cambios constantes entre zonas con y sin sombra, entregando en muchos lugares condiciones que permiten la instalación y el crecimiento de

la regeneración. Las especies tolerantes interceptan mas luz que las intolerantes, por lo cual rodales constituidos por *Nothofagus caducifolios* permiten un amplio desarrollo bajo su dosel de especies tolerantes acompañantes. Con un 20% de luminosidad relativa se posibilita la existencia de casi todas las especies arbóreas y no arbóreas, sin embargo para potenciar el crecimiento de especies de baja tolerancia, se requiere prácticamente la totalidad de disponibilidad de luz durante parte del día, mientras para especies de alta tolerancia alcanza para el mismo fin alrededor de un 60% de luminosidad (Mosandl, 1984; Grosse, 1983). Raulí, Roble y Coigüe presentan la capacidad para sobrevivir durante sus primeros años de vida a niveles de un 7% de luminosidad, lo que demuestra su extraordinaria capacidad de adaptación a condiciones de poca luz (Müller-Using, 1973). Experiencias en vivero demuestran que para la producción de Raulí, Roble y Coigüe su desarrollo se maximiza con aproximadamente un 60% de luminosidad, situación válida también para el inicio de plantaciones con las mismas especies, lo cual se acentúa aún más cuando existen limitaciones hídricas (Grosse y Bourke, 1988; Aguilera y Fehlandt, 1981). También el Pino oregón, optimiza su crecimiento en vivero bajo niveles de luminosidad relativa durante su viverización entre un 50 y 80% (Grosse et al., 1990), mientras que para sobrevivir requiere algo mas de luminosidad que los *Nothofagus* mencionados, con cerca de un 20% de luminosidad optimizando su capacidad fotosintética con cerca de un 60% (Bourke y Sanhueza, 1998). Las estructuras multietáneas entregan entonces mejores condiciones para que exista un conjunto de especies de diversa tolerancia en distintos estratos del rodal, que las de un estrato que cierran sus copas y que no ofrecen mas de un 5% de luminosidad al sotobosque incluyendo la regeneración. Esta característica beneficia tanto a los *Nothofagus*, las especies tolerantes acompañantes como a la exótica Pino oregón si se pretenden manejar rodales de manera seminatural. Para esto se debe tener presente que si se desea que tanto los *Nothofagus*, como el Pino oregón puedan existir y presentar crecimientos atractivos, se deben generar espacios suficientemente grandes que garanticen durante los primeros años una entrada de luminosidad que en términos relativos bordeee el 60%. Por lo cual un sistema de cortas sucesivas con aperturas pequeñas, puede ser problemático para la existencia para estas especies de menor tolerancia.

La temperatura se comporta de manera similar dentro del bosque como lo hace la luminosidad (Otto, 1994). Espacios que se generan por cortas sucesivas o en hoyos de luz, presentan las temperaturas más extremas, ya sea a niveles máximos como mínimos, pudiendo producirse diferencias de temperatura que fácilmente superan 5°C. Bosques estratificados por especies de diversa tolerancia y edad, reducen los extremos, en especial aquellos formados por especies siempre verdes, lo que entrega condiciones favorables para el desarrollo de la regeneración (Donoso, 1990). Se pueden obtener ventajas por las fluctuaciones dinámicas a nivel espacial durante el día en bosques de este tipo.

Oferta de agua

La humedad relativa es inversamente proporcional a la temperatura. Se maximiza a nivel del suelo y se minimiza a nivel de las copas (Otto, 1994). Bosques muy estructurados como los multietáneos, presentan los niveles más altos de humedad interna, superando en hasta un 10% los niveles que se encuentran en lugares abiertos y supera en 1-3% la que se encuentra en bosques monoestructurados (Röhrig *et al.*, 2006; Mitscherlich, 1981). Mitscherlich indica que la intercepción de la lluvia depende de la masa foliar disponible, independiente

de la estructura del bosque. Los niveles de intercepción dependen de la especie, donde los rangos para coníferas fluctúan entre 12-80% y para latifolias entre 10-40% (Otto, 1994).

2.2 LA VIDA ANIMAL

Una amplia caracterización sobre la estructura de bosques y los espacios de existencia para la vida animal entrega Otto (1994). Para estos se debe considerar que la diversidad de hábitat que puede ofrecer un bosque, entrega respuesta a los diversos requisitos que puede necesitar la vida animal para su existencia. Los hábitat están condicionados por las especies arbóreas, su mezcla, estructura y estratificación y ecotonos en las orillas de rodales lo que en definitiva incide en la oferta alimenticia para sus habitantes. Cuanto más diversas son las condiciones de vida que ofrece un bosque, mas especies pueden existir. Por lo tanto una oferta de estructuras diversas, mejora las condiciones espaciales de vida, lo que lleva a una mayor abundancia y diversidad de especies. Esto último se explica por la alta oferta de diversos factores del medio ambiente como son la luminosidad, el calor y la humedad, de lo cual depende la cantidad y diversidad de especies vegetales y especialmente la del sotobosque. Distintas edades de los árboles, considerando la presencia de individuos viejos y muertos incentivan la diversidad de especies (Figura 5). Cuevas en árboles viejos y muertos por ejemplo ofrecen condiciones de existencia para especies tan diversas como el pájaro carpintero, insectos, murciélagos, avispas entre otras especies que requieren de estos refugios (Figura 6). Al mantener condiciones naturales normales, se mantiene el equilibrio entre predadores y presas, al romper este a través de simplificación del bosque o masivos cambios por especies exóticas, los insectos mejor adaptados pueden aumentar sus poblaciones violentamente produciendo grandes daños y mortandad de árboles (Donoso, 1990).



Figura 5. Árbol muerto con cavidades



Figura 6. Pájaro carpintero

2.3 SANIDAD FORESTAL

Riesgos para situaciones en las cuales bosques primarios son transformados en bosques monoespecíficos, donde se favorece sólo una de las especies originales, son conocidos a nivel de su inestabilidad mecánica y biótica.

En el parque nacional “Bayerischer Wald” en el sur este de Alemania, se puede observar un ejemplo de degradación de bosques por causas bióticas producidas en un monocultivo de coníferas de gran alcance. Masivas forestaciones realizadas con la conífera *Picea*, cambiaron la composición natural del bosque de rodales mixtos con abundancia de latifoliadas en rodales prácticamente puros de *Picea*.

Condiciones climáticas favorecieron la multiplicación exponencial del escarabajo descortezador *Ips typographus*, el cual se alimenta en estado larval predominantemente del cambium de *Picea*, matando los árboles (Figura 7). Principalmente ataca la madera muerta, y sólo bajo condiciones de stress de algún tipo (hídrico para el caso en análisis), ataca árboles vivos en pie (Schopf y Köhler, 1995).



Ips typographus.



Incubación - pasillos.



Descortezado Picea.



Daño por viento

Primero ataque de árboles caídos, después a los vivos (incidencia de sequías (debilitamiento) y emisiones industriales).

Figura 7.1. *I. typographus* y el daño que puede producir.

Normalmente ocurrían muertes de árboles, al caer estos en grupos por efecto de temporales de viento. A comienzos de los años 80, se produjeron reiterados daños de este tipo con los correspondientes ataques de *I. typographus*. Hacia fines de la década fueron ampliados hacia árboles vivos por reiterados períodos de sequía y por efecto de emisiones industriales (Strunz, 1995). A comienzos de los 90, se agregan inviernos con poca nieve, lo que reduce en los bosques de altura las reservas de agua, incidiendo en su debilitamiento. Lo que a principios en los bosques de altura sólo se manifestaba como un daño por manchones ya en el año 1998 presentaba un paisaje desolador de árboles muertos a nivel de miles de hectáreas (Figura 8).

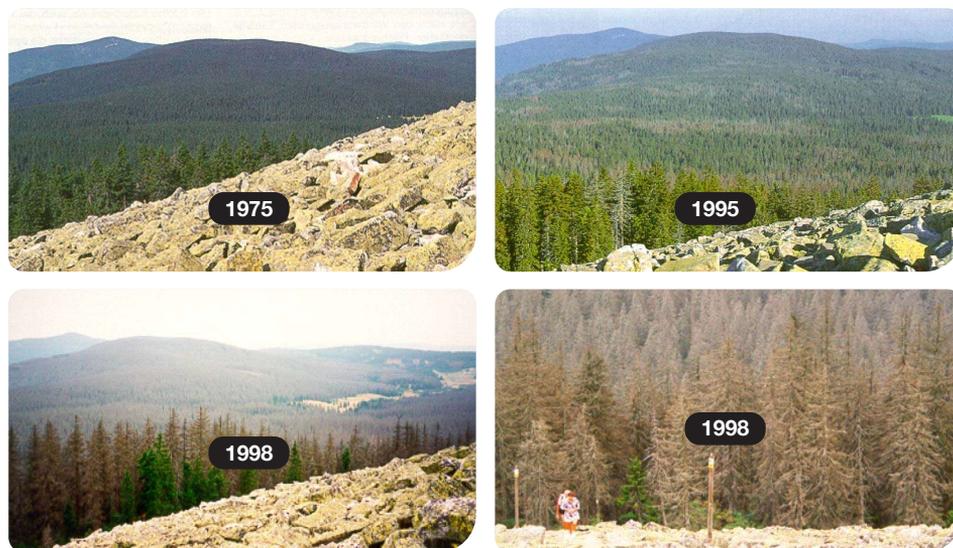


Figura 8. Secuencia de los ataques de *I. typographus* en el bosque Bayerischer Wald.

Cabe destacar, que la simplificación del bosque hacia monocultivos de *Picea*, ayudó a que masivamente se produjera este daño biótico. Un sistema con una gran mezcla de especies habría reducido este problema. La regeneración natural que se encuentra debajo del bosque muerto, esta formada básicamente por especies nativas arbóreas del bosque original, con gran diversidad de especies. Con este antecedente se puede pronosticar, que el bosque futuro, va a presentar una equilibrada mezcla entre latifoliadas y coníferas, dando mayor estabilidad al sistema.

En los tipos forestales chilenos con presencia de Roble, el coleóptero *Holopterus chilensis*, ha causado severos daños a través de las galerías que construye a nivel de la primera troza. Un estudio realizado en las comunas de Villarrica y Pucón entrega información sobre los rodales más vulnerables al ataque de este coleóptero (Fuentealba, 2005). Bosques puros muestran porcentajes de infestación que fluctúan entre 20 y 41 %, siendo esta inversamente proporcional a la densidad (desde el rango \leq a 500 hasta $>$ 1.500 árboles por ha). Al contrario de este resultado en bosques mixtos de Roble el porcentaje de infestación fluctúa para las mismas densidades de rodal ente 0 y 10%. A esto se agrega la influencia de la abundancia del sotobosque, que actúa como obstáculo natural, reduciendo las posibilidades de ataque. Fuertes cambios en desmedro de la composición natural de especies de estos bosques, han incidido en la proliferación del daño producido por *H. chilensis*. Volver a una estructura mixta, que considere diversas especies y estratos, mejorará la sanidad del bosque (Figura 9).

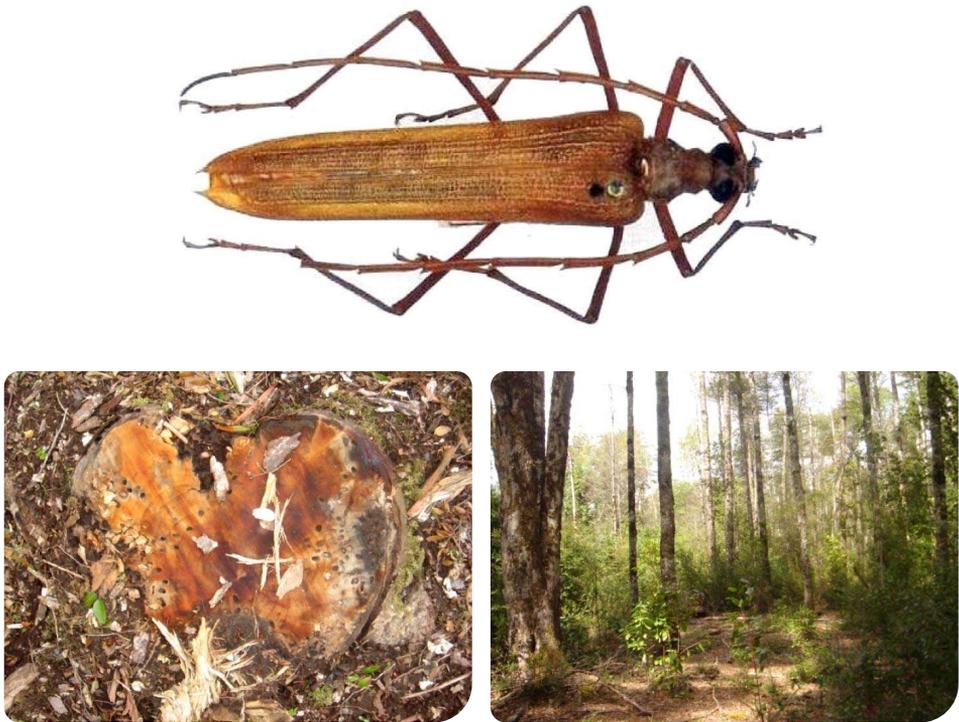


Figura 9. *H. chilensis*, el daño producido y bosque de Roble simplificado severamente atacado.

Otro tipo de degradación de bosques y suelos es la producida por contaminación atmosférica en bosques puros de un estrato de *Picea* (Figura 10). Un caso emblemático es el que se produjo por la deposición principalmente de sulfato procedente de la combustión de lignito en los Montes de Jizera en el norte de Bohemia en República Checa. Estas deposiciones, agregadas a prácticas forestales inadecuadas llevaron a la marchitez de los árboles, a bajos valores de pH y alto contenido de metales tóxicos en las aguas superficiales, además de erosión y transporte de sedimentos que deterioraron la calidad de las aguas en cursos de agua y embalses (Krecek y Horicka, 2001). Los mismos autores describen los impactos positivos de medidas de mitigación de corto y largo plazo, donde para el largo plazo se pretende volver a la composición original de las especies autóctonas, combinando en un multiestrato Haya, Abeto y *Picea*. La razón de esto consiste en que el Haya es más resistente a la acidificación que la *Picea*, siendo la deposición de sustancias ácidas bajo su cubierta un 30% menor que la que ocurre bajo masas de *Piceas*. A esto se agregan la conservación de un microclima forestal, una mayor estabilidad de suelos causado por el enraizamiento de Haya y Abeto y la mejora del régimen hidrológico.



Figura 10. Muerte de bosques por contaminación y prácticas forestales inadecuadas (Bohemia, República Checa, según Krecek y Horicka, 2001)

Los tres ejemplos indican claramente que la sanidad del bosque mejora cuando éstos están estructurados por especies de diversa tolerancia y función dentro del ecosistema, ayudando a mantener el equilibrio de la biota interna y resistir los embates de factores abióticos externos.

Monocultivos establecidos con especies exóticas no están exentos de problemas. Donoso (1990) anunciaba el peligro para las plantaciones de *Pinus radiata* en Chile del ataque de *Rhyacionia buoliana*, un lepidóptero conocido como “Polilla del Brote” y el de *Sirex noctilio* o “Avispa taladradora”. Ambas plagas han sido controladas básicamente a través de control biológico, lo que ha significado un alto costo para el país y las empresas dueñas de este patrimonio forestal.

A partir del año 2003 se está observando el “daño foliar al pino” que al año 2006 alcanzó cerca de 60.000 hectáreas. Este consiste en la decoloración progresiva del follaje de los árboles, tornándose las acículas de una tonalidad amarillo-grisácea durante el invierno, hasta quedar de color rojizo al final de la primavera, produciéndose posteriormente la pérdida de este follaje en dos o más temporadas, con la consecuente disminución de productividad de las plantaciones afectadas, además de su debilitamiento y potencial aumento de la susceptibilidad al ataque de plagas secundarias u oportunistas (SAG, 2008a). Aun se desconoce el causante de este problema y según el SAG (2008b), a la fecha no existen las pruebas científicas de rigor que permitan establecer que el hongo *Phytophthora pinifolia*, al que algunos atribuían el fenómeno es el responsable de este. Como medida de prevención y mitigación las empresas Bosques Arauco S.A. y Forestal Valdivia S.A. iniciaron durante el año 2008 un programa de aspersión de fungicidas en una superficie cercana a las 50.000ha en la Región del Bío Bío, 5.000 ha en la Región de la Araucanía y 4.000ha en la Región de Los Ríos. En paralelo se están tomando todas las medidas posibles a nivel público - privado

para consolidar la información existente sobre la plaga, identificar el causante, evaluar las pérdidas de crecimiento en las plantaciones y determinar las medidas de prevención y divulgación (SAGa).

Sobre problemas de plagas en monocultivos existen muchos ejemplos más a nivel nacional como internacional, donde el desafío para mantener estos cultivos forestales consiste en mantener su viabilidad económica. Hasta el momento en Chile los controles aplicados y sus costos asociados han permitido seguir proyectando estas plantaciones.

▶ 3. Crecimiento aditivo en bosques mixtos

En materia de bosques mixtos, compuestos por especies de diferentes exigencias de luz y de distintas características morfológicas, fenológicas y de dinámica de crecimiento, se ha planteado la pregunta si tal mezcla llevaría a un crecimiento aditivo o no, en comparación con rodales puros formados por cada una de las especies constituyentes.

Desde el punto de vista metodológico no es fácil comprobar o rechazar la hipótesis del crecimiento aditivo, ya que se necesitarían pares de comparación bajo condiciones climáticas y edáficas iguales, los que deberían ser observados durante varios decenios para lograr una respuesta significativa.

En Europa, donde desde hace más de un siglo existen parcelas permanentes para analizar el crecimiento de especies arbóreas en rodales puros, se dedujeron modelos de crecimiento que dieron lugar a tablas de rendimiento, que sirven como referencia que presta ayuda para este tipo de análisis.

Es así que se dispone de resultados sobre crecimiento aditivo entre la especie tolerante Haya y la intolerante Larix. En una tesis doctoral en que se analizó una serie de 18 rodales prácticamente coetáneos, compuestos por estas dos especies bajo condiciones climáticas edáficas similares, el autor llega a la conclusión que durante todo el período de comparación que abarca entre 40 y 153 años de edad, se logra un importante volumen aditivo al rodal por la participación de Larix. A la edad de 40 años la especie tolerante había acumulado un volumen de 120 m³ mientras el rodal mixto presentaba un 66% más (80 m³) con un total de 200 m³. Esta ventaja sigue aumentando en términos absolutos hasta la edad de 153 años, en la que Haya alcanza 450 m³ y el bosque mixto Haya/Larix un 56% más (250 m³) con un total de 700 m³ (Figura 11). Por otro lado no hubo ninguna influencia negativa del estrato de Larix sobre Haya, rindiendo esta última exactamente lo mismo que bajo condiciones monoespecíficas (Guericke, 2001).

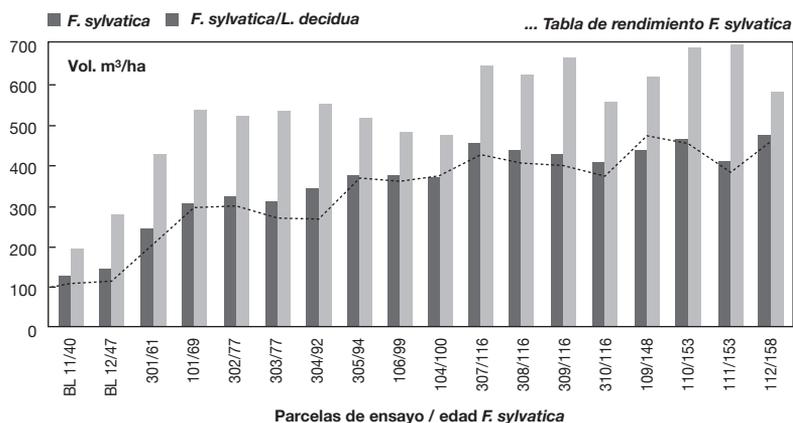


Figura 11. Desarrollo de volúmenes totales acumulados en bosques mixtos de Haya/Larix versus volúmenes de bosques puros de Haya (Guericke, 2001, modificado).

Otras mezclas, como *Picea* con Haya conducen a un crecimiento aditivo más moderado pero también significativo, como lo reporta Biber (1996). Hay concordancia entre distintos autores, en que la participación de *Picea* en estos rodales mixtos conduce a volúmenes mayores a los que se lograrían en rodales de Haya pura, ocurriendo lo contrario en los de *Picea* pura. La ventaja que tiene la mezcla sobre Haya pura, no se mantiene constante durante el ciclo de rotación sino va disminuyendo como lo comprueba Biber en una modelación que aprovecha datos de desarrollo durante un período de quince años, basada en una serie de 6 rodales de diferentes edades (Figura 12). El Haya como especie de sombra va recuperando con el tiempo la leve ventaja de la *Picea*, que es una especie de semi sombra. Se puede deducir de los dos casos presentados, que mientras mas distantes sean las exigencias de luz entre las especies involucradas, más se complementan en su crecimiento y se potencia el rendimiento del rodal.

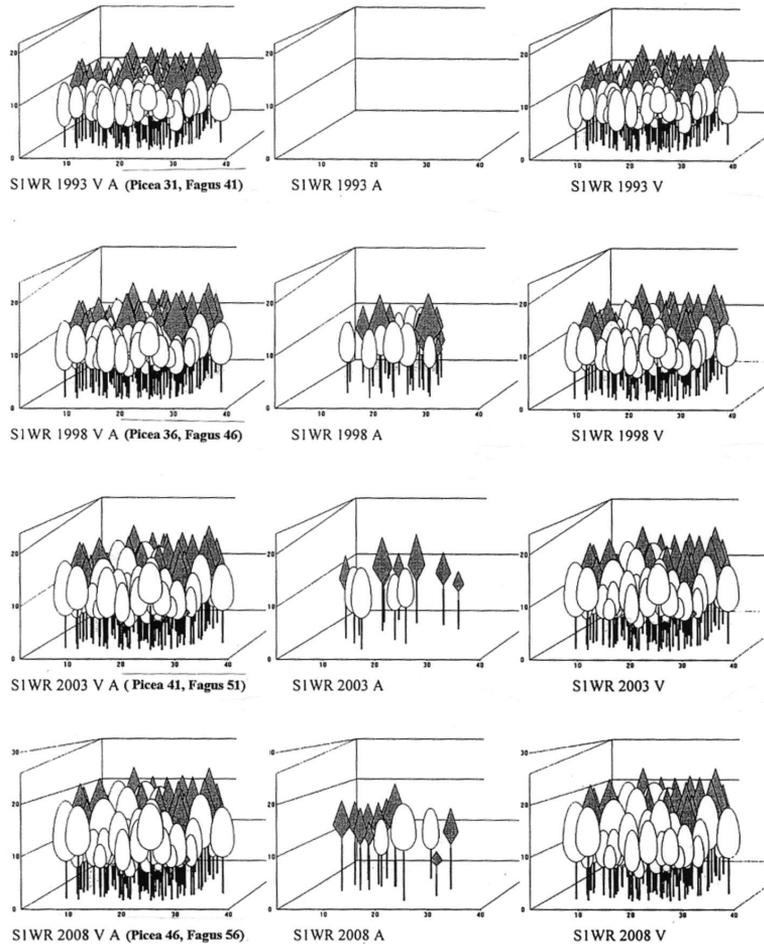


Figura 12. Simulación del crecimiento de un bosque mixto de Haya/Picea (entre 41 a 56 años de edad) en base a una serie de 6 parcelas con edades ascendientes (Biber, 1996 modificado).
VA= Masa antes del raleo, A= Extracción por raleo, V = Masa remanente

En relación a mezclas entre especies exóticas y autóctonas existe el caso del Pino oregón en Europa, el que se mezcla desde hace muchos años tanto con especies de luz como *Pinus sylvestris* y de sombra como Haya (Figura 13). En mezcla con *P. sylvestris* la superioridad del Pino oregón en crecimiento es tan marcada que no es posible manejar las especies en rodales coetáneos. Sin embargo, al darle una ventaja (entre 30 y 40 años) al Pino oregón, este puede perdurar hasta la edad de cosecha (entre 120 y 140 años), acumulando esta mezcla bastante más volumen que un rodal de Pino oregón puro. Ocurre lo contrario para bosques monoespecíficos de Pino oregón que rinden más que la mezcla (Baade y Guericke, 2000).



Figura 13. Mezcla entre Pino oregón y *P. sylvestris*.

Mezclando Haya con Pino oregón de manera coetánea, la dinámica de desarrollo de cada una de las especies permite obtener un fuerte crecimiento aditivo comparado con un rodal de Haya puro, lo que se debe a que Haya exige muy poca luz y soporta crecer bajo la sombra del Pino oregón, no siendo requerido un desfase en el momento de plantación (De Wall *et al.*, 1998), (Figura 14).



Figura 14. Mezcla entre Pino oregón y Haya.

En Chile, exceptuando las zonas de clima extremo, todo bosque nativo está constituido por mezclas de especies arbóreas. Dentro de los diversos tipos forestales destaca por su gran abundancia de especies el “Bosque siempreverde”. Entonces es válida la pregunta si también aquí existe el fenómeno del crecimiento aditivo por mezclas de especies determinadas.

Una contribución a este tema la han hecho Lusk y Ortega (2003), los que en base a 83 parcelas que representan renovales de *Nothofagus* (Roble/Rauli) con un sotobosque de especies pertenecientes al tipo forestal “Siempreverde” en diferentes estados de desarrollo, han investigado acerca de la relación entre el primer y segundo piso (estrato superior e inferior) que compone estos bosques (Figura 15).

Encontraron, que mientras más alta era la participación relativa en el área basal del estrato de las Siempreverdes, más altos niveles absolutos alcanza el rendimiento volumétrico a nivel total. Expresándolo de otra forma: Un buen desarrollo del estrato dominado de especies tolerantes nunca va en desmedro del volumen acumulado por el estrato dominante de las especies de menor tolerancia, sino muy al contrario aumenta la productividad de la totalidad del rodal.



Figura 15. Mezcla de Raulí, Roble y especies Siempreverdes.

Estos resultados deberían ser considerados en el manejo de renovales de *Nothofagus* en el que, por lo general, no se presta ninguna atención a las especies acompañantes, desaprovechando un potencial que - al concederle más tiempo - podría hacer un aporte sustancial al rendimiento de estos bosques. Además, al fijar los ciclos de corta únicamente según el desarrollo diamétrico de las especies pioneras (Roble/Raulí), se va descuidando la participación y traspaso del grupo de las especies tolerantes de una generación a otra de *Nothofagus*, perdiendo parte del potencial de biodiversidad arbórea y de valor, propio de este recurso.

Más antecedentes con respecto al comportamiento entre especies de mayor y menor tolerancia aporta un trabajo de Donoso y Lusk (2007). Estos autores trabajaron en un área de bosque con Coigües emergentes por encima de un estrato medio de Tapa y Mañío hembra, investigando la influencia que tiene la densidad del Coigüe dominante sobre el desarrollo de las otras dos especies (Figura 16).



Figura 16. Bosque de Coigüe, Tapa y Mañío.

Se encontró que la Tapa no se ve afectada negativamente en el desarrollo de su área basal al aumentar la densidad de los Coigües, mientras que el Mañío mostró una reacción negativa. Los autores concluyen que a mayor diferencia en las exigencias de luz de las especies que componen un rodal mixto, más grande es la ganancia en productividad de este rodal, es decir el crecimiento aditivo que se produce por esta mezcla.

En un rodal ubicado en la Precordillera de Chillán, Región VIII, de la comuna de El Carmen, sector El Huemul, se compararon para un mismo sitio una situación donde sólo habían crecido especies tolerantes (principalmente Lingue, Olivillo, Peumo, Avellano y Mañío) y otro donde estas crecen bajo un dosel abierto de Raulí y Roble.

Para especies tolerantes se observa una distribución diamétrica entre los 15 y 55cm aproximadamente, con un área basal y volumen de 47,2 m² y 341,2 m³ por hectárea respectivamente (Figura 17, Cuadro 2).

Para especies tolerantes e intolerantes la distribución diamétrica está entre los 15 y 145cm aproximadamente, con un área basal y volumen de 86,1 m² y 719,1 m³ por hectárea respectivamente (Figura 18, Cuadro 3). A su vez se indica la enorme diferencia para ambos

indicadores entre los dos rodales, que corresponde a una diferencia de 27,9 m² y 320 m³ en área basal y volumen por hectárea respectivamente. En volumen esto significa una diferencia cercana al 80%, que se da por la ocupación del estrato superior a través de las especies intolerantes Raulí y Roble. Esta diferencia se puede interpretar como el crecimiento o rendimiento aditivo que se obtiene al ocupar todos los estratos y combinar especies opuestas en su nivel de tolerancia. Probablemente la diferencia entregada en el ejemplo, donde el estrato superior se encuentra ocupado por árboles de grandes dimensiones que superan un metro de diámetro, no siempre será tan significativa, sobre todo cuando se trate de dimensiones menores. Pero no hay duda que siempre se dará una ganancia respecto a rodales constituidos sólo por especies tolerantes, confirmándose lo evaluado por Donoso y Lusk (2007) y Lusk y Ortega (2003).

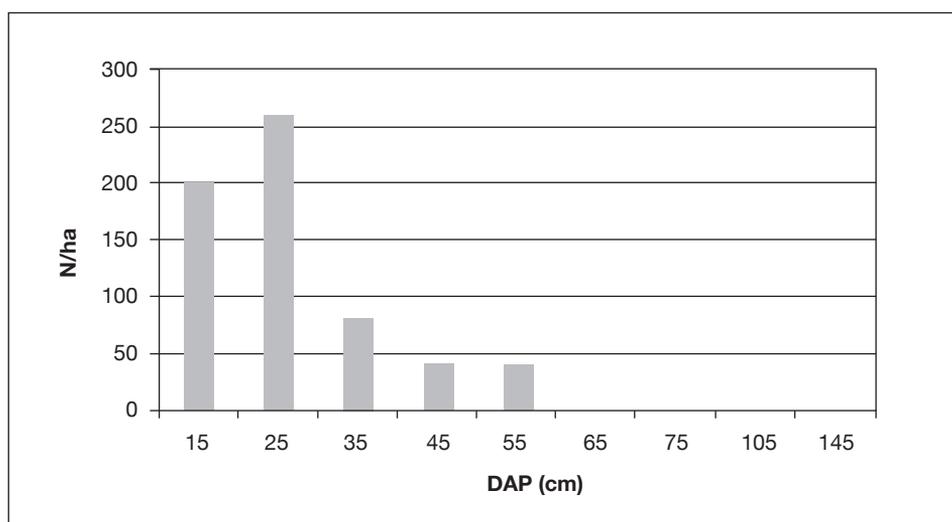


Figura 17. Distribución diamétrica para el bosque de especies tolerantes.

Cuadro 2. Área basal y Volumen por hectárea en el bosque de especies tolerantes

RODAL TOLERANTES	
G/ha (m ²)	47.2
V/ha (m ³)	341.5

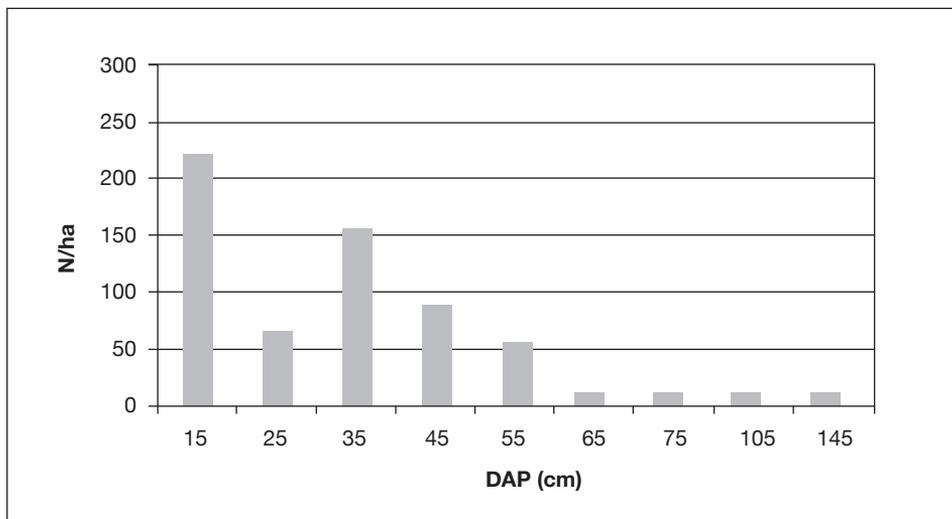


Figura 18. Distribución diamétrica para el bosque donde se mezclan especies tolerantes e intolerantes

Cuadro 3. Área basal y volumen para el bosque donde se mezclan especies tolerantes e intolerantes y el rendimiento obtenido, considerando el valor aditivo.

RODAL TOLERANTES + RAULI; ROBLE)		
TOLERANTES		
G/ha (m ²)	58.2	
V/ha (m ³)	398.8	
RAULI + ROBLE		
G/ha (m ²)	27.9	
V/ha (m ³)	320.3	
TOLERANTES + RAULI; ROBLE		
G/ha (m ²)	86.1	
V/ha (m ³)	719.1	
CRECIMIENTO ADITIVO		
G/ha (m ²)	27.9	47.9%
V/ha (m ³)	320.3	80.3%

Pasando del enfoque ecológico que caracteriza los últimos trabajos citados hacia un punto de vista económico, es necesario destacar que no es suficiente con obtener solamente un mejor crecimiento en área basal en una mezcla de árboles para calificarla como más rentable que un rodal puro con menos área basal. Dentro de los criterios adicionales que permiten determinar una mayor rentabilidad, incide la forma del fuste de la especie acompañante y su valor en el mercado. Así es que como la mayoría de las coníferas con fuste monopódico prometen productos más valiosos y en un plazo más corto que muchas latifoliadas. Por esta razón se han hecho intentos de enriquecer rodales de especies nativas de desarrollo deficiente con coníferas exóticas, que en su crecimiento y forma superen las nativas y que en sus exigencias de luz se mantienen en el rango desde semitolerante a intolerante. Siguiendo las conclusiones de Donoso y Lusk (2007), es prometedor manejar una especie acompañante que se diferencie fuertemente en sus exigencias de luz respecto de las necesidades de la especie original del sitio. En este sentido resulta atractivo estudiar mezclas entre *Nothofagus* (de baja tolerancia) y Pino oregón (semitolerante) o, mejor aún, *Nothofagus* con especies del género *Abies* (tolerante), que mezclas entre *Nothofagus* y especies del género *Pinus* (intolerante). Esto además de reconocer la potencialidad propia de la combinación natural en los bosques nativos entre las especies intolerantes Roble, Raulí y Coigüe con las especies tolerantes que se dan en cada sitio.

Otro criterio para elegir especies para mezclas corresponde a la compatibilidad de estas en su crecimiento y el ritmo de este, especialmente en altura. Este no depende solamente de sus características genéticas sino también del respectivo sitio en que se planta la mezcla. Es por ello que para poder emitir juicios sobre la compatibilidad de dos especies se deben conocer las características del sitio en el cual se instalan.

Desde el punto de vista de los propietarios, poder aumentar los rendimientos del bosque resulta atractivo, sobre todo si esto sucede bajo el criterio de sustentabilidad y estabilidad de los rodales.

► 4. Rendimiento en el corto y largo plazo

La finalidad del manejo sustentable consiste en cumplir con las tres funciones básicas del bosque que son la producción, protección y belleza escénica. A este marco general se agregan los principios de estabilidad mecánica y biológica, que tienen que ver con la resistencia de los árboles para enfrentar vientos fuertes y otros fenómenos que vienen de afuera del rodal, y también con la capacidad de que el bosque sobreviva como tal en el largo plazo, manteniendo sus características básicas de funcionamiento en equilibrio.

Los bosques nativos chilenos, en medida importante se encuentran en un estado de degradación por sobreexplotación y empobrecimiento de sus especies de mayor valor. Correspondiéndoles las definiciones según la situación en que encuentran según OIMT o ITTO:

- ➡ “Son bosques primarios (u originales) en los que la estructura, procesos, funciones y dinámica de la cobertura boscosa inicial se han alterado más allá de la resistencia a corto plazo del ecosistema” (Figura 19).



Figura 19. Bosque primario degradado.

- ➡ “Los bosques secundarios están compuestos por vegetación boscosa que ha vuelto a crecer en tierra donde la cobertura boscosa original fue, en su mayor parte desmontada” (Figura 20).



Figura 20. Bosques de crecimiento secundario

Sobre todo la primera situación requiere de un proceso de rehabilitación, el cual debe ser realizado a través del rejuvenecimiento masivo de la masa forestal. Para estas situaciones se han empleado esquemas seminaturales, especialmente plantando Pino oregón en espacios abiertos o especialmente creados para esta especie, además de plantaciones de especies nativas plantadas básicamente en fajas y ahora último en espacios con protección lateral, que se asemejan al sistema de manejo de cortas de protección con hoyos de luz.

El bosque del presente está entonces enfrentado a una etapa de rejuvenecimiento masivo, la cual apunta en el corto plazo a cubrir zonas abiertas y a maximizar el retorno, optimizando el crecimiento de los árboles. Para cumplir con este objetivo, el énfasis se pondrá en las especies menos tolerantes Raulí, Roble, Coigüe y Pino oregón.

En los bosques secundarios, se espera entonces para una primera etapa la formación de estructuras de un estrato, con la opción de establecer árboles a nivel monoespecífico alternando las especies por espacio a plantar, o mezclando dos a tres especies en un mismo espacio (por ejemplo, hoyo de luz). A nivel de bosque la combinación de estas opciones, lo define como multiespecífico. Especies de mayor tolerancia tendrían en esta etapa recolonizadora un rol secundario, bajo el dosel de las menos tolerantes. Recién después de la cosecha de las especies menos tolerantes y aprovechando la existencia bajo dosel de árboles tolerantes, estos pasarían a formar parte comercialmente activa de una segunda generación de especies de baja tolerancia. Lo mas probable es que recién para una tercera rotación, se de la opción de contar con estructuras que permiten aplicar el sistema de cortas sucesivas con énfasis en árboles tolerantes.

En muchos de los bosques de crecimiento secundario, especies tolerantes se encuentran integradas bajo el dosel de Raulí, Roble o Coigüe, lo que permite integrarlas a la siguiente rotación de *Nothofagus*.

Las mezclas con Pino oregón deben realizarse suficientemente abiertas, para que la conífera no inhiba el crecimiento de las especies nativas por impedir el paso de suficiente luz (Figura 21).



Figura 21. Bosques nativos mezclados con Pino oregón.

Los antecedentes reflejan que los bosques nativos manejados como tales o por sistemas seminaturales a nivel de bosque presentarán un mosaico de situaciones coetáneas y multiespecíficas, que cumplen con los principios de sustentabilidad y estabilidad planteados al comienzo. Entonces son estas las estructuras multietáneas que deberán compararse con estructuras monoespecíficas a gran escala y que distan de esquemas de cortas sucesivas de aún escasa aplicabilidad en Chile.

La literatura compara situaciones extremas de bosques multietáneos manejados por cortas sucesivas con aquellos coetáneos y monoespecíficos (Röhrig *et al.*, 2006 y Mitscherlich, 1981), no existiendo conclusiones categóricas sobre la mayor rentabilidad de un sistema u otro, cuando sólo se analiza el volumen de madera producido y su valor. Aquí más bien es recomendable tomar en cuenta la recomendación acuñada por Knoke (2003), de no poner los huevos en una misma canasta, y considerar los riesgos involucrados cuando se produce una sola especie. Estos riesgos están asociados como se analizó anteriormente con problemas bióticos y abióticos, y hacen recomendable entonces apostar a la mayor diversidad de especies posible, en bosques estructurados en distintos niveles combinando especies de diversa tolerancia. En el largo plazo un bosque en equilibrio es el que presenta el menor riesgo económico.

5. Resumen

Se definen las distintas estructuras en que se pueden presentar los bosques y se mencionan mezclas posibles entre especies de mayor y menor tolerancia a la sombra. Se recopilan de la literatura los principales efectos de una estructuración vertical y composición por distintas especies, frente a los agentes del clima. Así, los bosques mixtos son por lo general más estables frente al viento, reduciéndose la velocidad de este hacia el interior del bosque, lo que mejora las condiciones de crecimiento. Con respecto a la radiación solar, esta se aprovecha mejor en un bosque verticalmente estructurado, y se crea mayor protección en el estrato forestal bajo, disminuyendo el efecto desecador. Es así que se mantienen niveles de humedad relativa más altos en el interior de estos bosques. Mezclas entre especies caducifolias con perennifolias muestran valores de intercepción más bajos que formaciones siempre verdes, lo que aumenta su capacidad de contención de agua a través del año. La mayor biodiversidad vegetal de los bosques mixtos y estructurados verticalmente conlleva también a una fauna más diversa. La sanidad de ecosistemas complejos es más estable y contrasta con monocultivos, como se demuestra en dos ejemplos. Desde el punto de vista de productividad, se han comprobado efectos de crecimiento aditivo en casos en que se mezclan especies de distintas exigencias de luz. Se discute el uso de plantaciones mixtas para la rehabilitación o enriquecimiento de bosque degradados mirando hacia el corto, mediano y largo plazo.

6. Bibliografía

Aguilera, L. y Fehlandt, A. 1981. Desarrollo inicial de *Nothofagus alpina* (Poepp. Et Endl.) Oerst., *Nothofagus obliqua* (Mirb.) B1., y *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) B1. bajo tres grados de sombra. Tesis Universidad Austral de Chile. Fac. de Ingeniería Forestal. 101 p.

Baade, U. y Guericke, M. 2000. Auswertung einer Douglasien-Wuchsreihe im Wuchsgebiet Geest Mitte. Tagungsband des Nordwestdeutschen Forstvereins 2000 in Kirchhatten, Alemania

Biber, P. 1996. Konstruktion eines einzelbaumorientierten Wachstumssimulators für Buchen-Fichten-Mischbestände im Solling. Ber.d. Forschungszentrums Waldökosysteme der Univ. Göttingen, Reihe A. Band 142, 252 pp.

Bourke, M. y Sanhueza A. 1998. Selección del sitio. En Cultivo del Pino oregón. CONAF. STGO. de Chile. 17-28.

De Wall, K., Dreher, G., Spellmann, H. y Pretzsch, H. 1998. Struktur und Wuchs-dynamik von Buchen-Douglasien-Mischbeständen in Niedersachsen. Forstarchiv, 69.Jg., Heft Nr.5, 179 - 191

Donoso, P. y Lusk, C. 2007. Differential effects of emergent *Nothofagus dombeyi* on growth

and basal area of canopy species in an old growth temperate rainforest. *Journ. of Veg. Science* 2007.

Donoso, C., Donoso, P., González, M. y Sandoval, V. 1999. “Los bosques Siempreverdes” en *Silvicultura de los Bosques Nativos* (Editores Donoso, C. y Lara, A.). Editorial Universitaria, S. A. Santiago de Chile. 421 p.

Donoso, C. 1990. *Ecología Forestal*. Segunda edición. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 368 p.

Fuentealba, A. 2005. Factores dasométricos y de sitio que favorecen el ataque de *Holopterus chilensis* (Coleoptera: Cerambycidae), sobre Roble (*Nothofagus obliqua*) en la IX Región. Tesis de grado; Santiago. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile. 81 p.

Grosse, H. 2004. Silvicultura y Manejo. En: en actas del Simposio internacional IUFRO: Raulí, riqueza de los bosques templados: silvicultura, genética e industria. Valdivia, Chile. UACH-INFOR. 11 p.

Grosse, H. y Quiroz, I. 1999. Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de Roble, Raulí y Coigüe en la Región centro sur de Chile. En *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. Editores C. Donoso y A. Lara. Editorial Universitaria. Santiago de Chile. 95-128.

Grosse, H., Kannegiesser, U., y Santelices, R. 1990. Producción de plantas. En « silvicultura de Pino oregón y *Sequoia sempervirens*”; informe de proyecto Investigación para el manejo de Pino oregón y *Sequoia sempervirens*. Instituto Forestal. 52 p.

Grosse, H. 1983. Untersuchungen zur künstlichen Verjüngung des Bergmischwaldes. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der bayerischen Forstlichen Versuchs und Forschungsanstalt, Nr. 55. 206 p.

Grosse, H. y Bourke, M. 1988. Desarrollo de Raulí en vivero bajo distintos niveles de luminosidad y espaciamento. En *Ciencia e Investigación Forestal* No 3. INFOR. STGO. CHILE. 1-12.

Guericke, M. 2001. Untersuchungen zur Wuchsdynamik von Mischbeständen aus Buche und Europ.Lärche (*Larix decidua*, Mill.) als Grundlage für ein abstandsabhängiges Einzelbaum-Wachstumsmodell. Diss. Georgia Augusta Universität Göttingen, 220 pp.

Knoke, T. 2003. Establishing Mixed Forest Stands: An Appropriate Method to Reduce Risk? Conferencia. Escuela de Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile.

Krecek, J. y Horicka, Z. 2001. Degradación y recuperación de cuencas hidrográficas de montaña: los montes Jizera en la República Checa, en *Unasylva* 207. FAO. Roma. Italia.

Lusk, C. y Ortega, A. 2003. Vertical structure and basal area development in second-growth *Nothofagus* stands in Chile. *Journ. of Appl. Ecol.* 40, 639-645

Mosandl, R. 1984. Löcherhiebe im Bergmischwald. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der bayerischen Forstlichen Versuchs und Forschungsanstalt, Nr. 61. 298 p.

Mitscherlich, G. 1981. Wald Wachstum und Umwelt. Zweiter Band. Waldklima und Wasserhaushalt. J. D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt am Main. 402 p.

Müller-Using, B. 1973. Untersuchungen über die Verjüngung von *Nothofagus alpina* (Poepp. Et endl.) Oerst. und ihrer wichtigsten Begleitbaumarten in der chilenischen Anden- und Küstenkordillere. Inaugural Dissertation : Forstwissenschaftliche Fakultät der LMU, München. 229 p.

Otto, H. 1994. Waldökologie. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 391 p.

Röhrig, E., Bartsch, N., y Von Lüpke, B. 2006. Waldbau auf ökologischer Grundlage. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 479 p.

Schopf, R. y Köhler, U. 1995. Untersuchungen zur Populationsdynamik der Fichtenborkenkäfer in Nationalpark Bayerischer Wald. En „25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald“. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Passavia Druckerei GmbH Passau. 88-111.

SAG. 2008a. El daño foliar del Pino. INTERNET: <http://www.sag.cl> 3p.

SAG. 2008b. Identificación de nuevo hongo en follaje de *Pinus radiata*. INTERNET: <http://www.sag.cl> 1p.

Strunz, H. 1995. Entwicklung von Totholzflächen im Nationalpark Bayerischer Wald - Luftbildauswertungen und Folgerung. En „25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald“. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Passavia Druckerei GmbH Passau. 58-87.

Uebelhoer, K. 1984. Struktur und Dynamik von *Nothofagus* Urwaldern in den Mittellagen de valdivianischen Anden Chiles. Dissertation. Ludwig Maximilians-Universität zu München. Forstliche Forschungsberichte 58. 229 págs.

Veblen, T. y Ashton, D. 1978. Catastrophic influences on the vegetation of the Valdivian Andes, Chile. Vegetatio Vol. 36(3). Pag:149-167.

MEZCLAS COETANEAS DE ESPECIES DEL GENERO NOTHOFAGUS Y PINO OREGON

Hans Grosse¹, Burkhard Müller-Using², Marjorie Martin³, Gerardo Vergara⁴

¹ Dr. Silvicultura. Instituto Forestal, Sede Bío-Bío. Casilla 109-C, Concepción, Chile. E-mail: hgrosse@infor.cl

² Dr. Ciencias Forestales. Fac. Cs. For., Universidad de Concepción. Casilla 418, Panguipulli, Chile.
E-mail: burkhardmusing@yahoo.de

³ Dr. © Inventario y Manejo Recursos Naturales. Instituto Forestal, Sede Valdivia. Casilla 385, Valdivia, Chile.
E-mail: mmartin@infor.cl

⁴ MSc. Recursos Naturales. Instituto Forestal, Sede Valdivia. Casilla 385, Valdivia, Chile. E-mail: gvergara@infor.cl

1. Introducción

Durante los últimos veinte años, se han realizado numerosas plantaciones que consideran la mezcla de especies de *Pseudotsuga menziesii* (Pino Oregón), *Nothofagus obliqua* (Roble), *Nothofagus alpina* (Raulí) y *Nothofagus dombeyi* (Coigüe), combinando en diferentes esquemas la participación porcentual de estas especies y su disposición en hileras y entre hileras. De estas plantaciones las más antiguas bordean los treinta años de edad y una de sus principales objetivos ha sido el de recuperar praderas de baja productividad agrícola ganadera para fines forestales de alta productividad (Figura 1).

El propósito del presente trabajo fue evaluar el desarrollo de estas plantaciones en términos de su crecimiento en altura y diámetro, y como se comportan las especies al crecer en proporciones distintas. Con la finalidad de proponer algunas recomendaciones técnicas para su manejo y el de futuras plantaciones se analizaron esquemas de combinación entre especies del género *Nothofagus* y Pino oregón en distintos sitios.

Los antecedentes sobre las características de los bosques mixtos en términos de su estabilidad biótica, abiótica y económica, junto con recomendaciones sobre su potenciación en valor, se entregan en el capítulo “el complemento entre especies de diversa tolerancia en bosques mixtos” que incluye el presente libro.



Figura 1. Recuperación de praderas con plantaciones mixtas de Raulí con Pino oregón.
a) Fundo Arquihue b) Fundo Paillahuente

2. Antecedentes de las áreas en estudio

A. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA Y ANTECEDENTES EDAFOCLIMÁTICOS

El área de muestreo se distribuye desde la comuna de Villarrica por el norte hasta la comuna de Futrono por el sur, principalmente sobre la depresión intermedia y los faldeos precordilleranos de los Andes (Figura 2). El clima predominante corresponde al templado lluvioso (clasificación de Köppen) y los suelos de acuerdo al material de origen son aquellos derivados de cenizas volcánicas modernas (Trumaos).

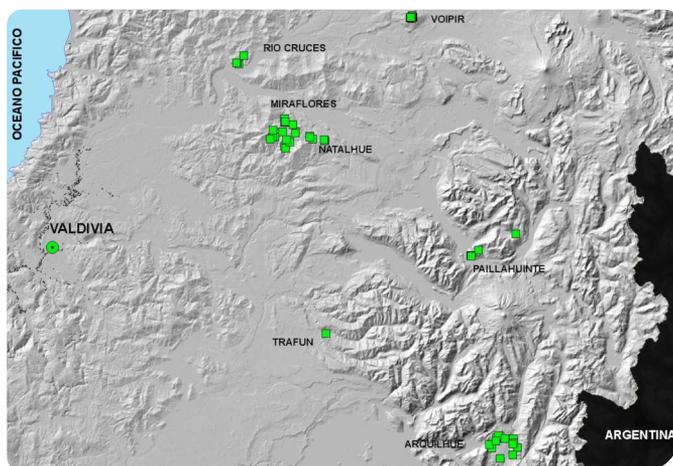


Figura 2. Distribución de las unidades muestrales

Estas unidades muestrales fueron medidas en distintos fundos forestales, que en varios casos, poseen experiencias establecidas desde hace ya varias décadas. De esta forma fueron realizadas 51 parcelas de muestreo con el objetivo de evaluar las distintas especies, los esquemas de plantación y los sitios donde potencialmente se pueden lograr mejores crecimientos.

Para la descripción de los sitios del presente análisis, se tomaron los antecedentes entregados por Schlatter *et al.* (1995). Un aspecto relevante de esta propuesta es que basa su clasificación en unidades macroclimáticas y geomorfológicas, que determinan sitios afines para la planificación territorial. Para ello, se consideran las unidades geográficas definidas como zonas, distritos y áreas de crecimiento, las cuales permiten proyectar la productividad esperada y definir el manejo de cada especie forestal en particular.

De acuerdo a esto los distintos predios presentan las siguientes aptitudes y limitantes en términos edafoclimáticos:

- ➡ Arquihue. Suelos derivados de cenizas y arenas volcánicas modernas, sedimentadas sobre materiales fluvioglaciales o con presencia de pumicita ubicados en el sector Andino. Terrenos ondulados o quebrados, suelos moderadamente profundos a profundos. Drenaje interno moderado a rápido. Dentro de las principales limitaciones está su profundidad arraigable en algunos sectores o su capacidad de agua aprovechable. Las precipitaciones del sector pueden pasar los 3.000 mm al año.
- ➡ Río Cruces - Miraflores - Natalhue. Suelos derivados de cenizas volcánicas de edad intermedia a moderna, sedimentada sobre roca metamórfica de distinto grado de meteorización. Topografía de cerros, ondulados a quebrados de la depresión intermedia, con suelos profundos a muy profundos. Drenaje interno moderado. Algunos sectores sobre los 400 msnm con clima más riguroso, con clima riguroso y suelos mas delgados, afloramientos de roca en algunos sectores escarpados y/o erosionados. Con precipitaciones del orden de los 1.900 a 3.000 mm anuales. Adicionalmente, el fundo Río Cruces posee un segundo sector llamado Porvenir, el cual esta ubicado al sur de la comuna de Loncoche, y que presenta suelos derivados de cenizas volcánicas modernas, que descansan sobre un sustrato de grava compactadas con acumulación de hierro y formación discontinua de fierrillo y drenaje moderado. Las precipitaciones en esta área son de 1.200 a 2.300 mm anuales.
- ➡ Paillahuinte. Suelos derivados de cenizas volcánicas modernas, estratificadas, con un estrato pronunciado de pumicita, sedimentadas sobre arena y escoria volcánica o morrenas glaciales en el sector andino. Terrenos de lomajes y cerros, ondulados o quebrados. Suelos profundos a muy profundos, de drenaje interno moderado a muy rápido. Las precipitaciones anuales pueden pasar los 2.500 mm anuales.
- ➡ Trafun. Suelos derivados de cenizas volcánicas modernas, sedimentadas sobre sustratos de origen fluvioglacial de la precordillera andina. Terrenos de loma y cerros, ondulados a quebrados. Suelos profundos a muy profundos y drenaje interno moderado a rápido con niveles de precipitaciones que pueden pasar los 2.500 mm anuales.

➔ Voipir. Suelos derivados de cenizas y arenas volcánicas modernas ubicadas en la comuna de Villarrica, el cual está depositado sobre material fluvioglacial. Poseen además suelos muy profundos a profundos y bien drenados. Las condiciones climáticas están determinadas por un régimen de precipitaciones anuales que varían entre 1.700 a 3.000 mm, con una concentración de 67 % en el período Otoño-Invierno.

B. METODOLOGÍA DE LA TOMA DE DATOS

Cada punto de muestreo está conformado por 1 parcela cuadrada de 900 m², (30 x 30 metros) orientada en un ángulo de 30° con respecto a las líneas de plantación con el propósito de evitar problemas de árboles borde (Figura 3).

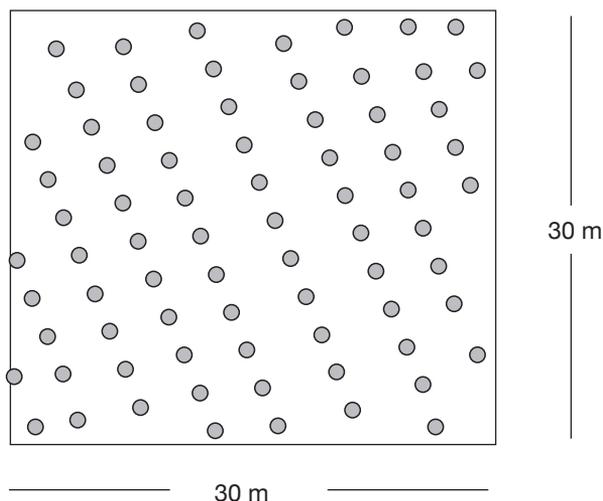


Figura 3. Visión esquemática de una parcela de área fija.

Si bien en terreno se captó mucha información, para el estudio en cuestión, sólo se utilizó la información diamétrica y la altura dominante de cada especie.

Los croquis de ubicación de los árboles fueron escaneados y procesados para obtener la posición estimada en coordenadas de parcela X- Y.

Las situaciones de combinación de especies representadas en el estudio, corresponden a las que se aparecen en el Cuadro 1.

C. MATERIAL EVALUADO

Las parcelas muestreadas e identificadas por sector, predio, año de plantación, especies y ubicación geográfica se presentan en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Rodales muestreados

Parcela	Nombre	Fundo	Año Plantación	Especies				Coordenadas UTM	
				Coigüe	Raúlí	Roble	Pino oregón	X	Y
1	HUENUYE MERA	NATALHUE	1994			X	X	709430	5616813
2	SOTILLO 1	NATALHUE	1989		X		X	703631	5614472
3	SAN ANTONIO 4	NATALHUE	1994	X			X	706147	5617931
4	SOTILLO 1	NATALHUE	1988		X		X	703985	5614139
5	SAN ANTONIO 4	NATALHUE	1992		X		X	706132	5617583
6	ALHUEMANQUE PARC 7-8-9	NATALHUE	1992		X		X	710107	5616150
7	CHIÑURA	NATALHUE	1992		X		X	712936	5615713
8	CHIÑURA	NATALHUE	1993		X		X	712734	5616012
9	PORVENIR	RIO CRUCES	1992		X	X	X	693207	5633385
10	PORVENIR	RIO CRUCES	1993		X		X	692896	5633607
11	PORVENIR	RIO CRUCES	1993		X		X	692654	5633585
12	PAILLAHUINTE	PAILLAHUINTE	1991	X	X	X	X	748017	5590708
13	PAILLAHUINTE	PAILLAHUINTE	1991	X	X	X	X	746270	5589471
14	PAILLAHUINTE	PAILLAHUINTE	1991	X	X	X	X	746420	5589419
15	SOTILLO 1	NATALHUE	1983		X			704885	5615475
16	PUMILLAHUE	RIO CRUCES	1992	X	X	X	X	703319	5617750
17	HUENUYE MERA	NATALHUE	1994			X	X	709398	5616521
18	QUENEQUEN - MAITENAL	ARQUILHUE	1990		X	X		753001	5543125
19	QUENEQUEN - DON PEDRO ALTO	ARQUILHUE	1994	X	X	X	X	751014	5545375
20	CHOLLELHUE - EL POLLO	ARQUILHUE	1996	X	X	X	X	757039	5545514
21	LAS QUEMAS - EL ÑATO	ARQUILHUE	1997	X	X	X	X	753000	5548121
22	QUENEQUEN - EL ALTO MIRADOR	ARQUILHUE	1994	X	X	X	X	750597	5546253
23	LAS QUEMAS - EL DOS	ARQUILHUE	1990		X	X		752201	5547704
24	CHOLLEHUE - MATERNIDAD	ARQUILHUE	1990		X			756027	5547641
25	SOTILLO 1	NATALHUE	1984		X			704149	5615988
26	CUNCHARO 7	NATALHUE	1994	X			X	705541	5619475
27	PORVENIR	RIO CRUCES	1996			X	X	694275	5635220
28	PUMILLAHUE	RIO CRUCES	1990				X	701459	5616766
29	PUMILLAHUE	RIO CRUCES	1990				X	700887	5616562
30	PUMILLAHUE	RIO CRUCES	1991				X	700417	5616148
31	LOYOLA 95	VOIPIR	1995				X	733080	5643982
32	LOYOLA 96	VOIPIR	1995				X	732869	5643785
33	CHISARRETA 3	VOIPIR	1993				X	732933	5644463
34	CHISARRETA 3	VOIPIR	1993				X	732884	5644249
35	CHISARRETA 3	VOIPIR	1993				X	732809	5644206
36	VERA 88	VOIPIR	1988				X	732503	5644086
37	VERA 88	VOIPIR	1988				X	732415	5643872
38	VERA 88	VOIPIR	1988				X	732505	5643984
39	LAS QUEMAS - MARTILLO	ARQUILHUE	1990	X	X	X		752636	5548315
40	SANTA ROSA	ARQUILHUE	1992		X			756145	5546700
41	FOLILCO	TRAFUN	1994		X			713203	5571580
42	TOLEDO	RIO CRUCES	1979		X			756530	5594510
43	MIRAFLORES	MIRAFLORES	1987		X			701038	5618154
44	MIRAFLORES	MIRAFLORES	1987		X	X		703673	5620846
45	MIRAFLORES	MIRAFLORES	1987-90		X	X	X	703692	5619955
46	MIRAFLORES	MIRAFLORES	1987-90		X	X	X	703866	5620198
47	EL ESTANQUE	ARQUILHUE	1975-90-99	X	X	X	X	752007	5547103
48	LOPEZ	ARQUILHUE	1975-99		X	X	X	754145	5547603
49	EL ESPINO	ARQUILHUE	1975-2001		X	X	X	755872	5546337
50	CASTILLO	ARQUILHUE	1975				X	755831	5543932
51	PAILLAHUINTE	PAILLAHUINTE	1971-1973		X	X	X	749317	5590309

3. Desarrollo de plantaciones mixtas

En el presente capítulo, se analiza sobre la base de la información obtenida de las parcelas medidas, el desarrollo de las plantaciones en función del área de desarrollo (localización geográfica), la exposición y competencia entre especies. El análisis se concentra en las alturas dominantes (los 100 árboles dominantes por ha), asumiendo que esta característica no se ve influenciada por los raleos (especialmente los realizados por lo bajo) o en general por la densidad del rodal y en el desarrollo diamétrico de los árboles.

3.1 DESARROLLO Y SITIO

Alturas medias y dominantes por especie

La amplia dispersión de las alturas dominantes, para una misma clase de edad, se debe a las distintas condiciones que tuvieron las especies para desenvolverse lo que se observa en la Figura 4. Existe una tendencia de crecimiento similar para Pino oregón, Roble y Raulí, donde las pendientes de los ajustes lineales respectivos corresponden a 0.88, 0.78 y 0.67, no diferenciándose significativamente entre ellos (Figura 4 a y b). Las correlaciones fluctúan entre 0.71 y 0.89. Se debe tener presente la continua capacidad de crecimiento en altura de Pino oregón que podría superar a la de los *Nothofagus* en edades sobre los 30 años, lo que debe ser considerado especialmente si se pretende manejar en rotaciones que pasen esta edad y si se desea mantener todas las especies en carrera.

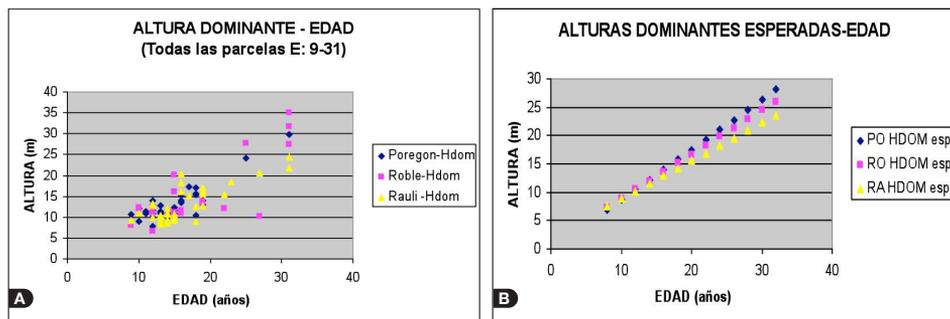


Figura 4. Altura dominante por especie para todas las parcelas (E: 9-31 años).
 a) dispersión de alturas dominantes por parcela b) ajuste lineal

Cuadro 2. Regresiones para la altura dominante por especie y para todas las parcelas (E: 9-31 años)

a) Intersección, pendiente y correlación de los ajustes lineales por especie. (Pino oregón, Roble y Raulí)

HDOM esperada= a+b (EDAD)			
	PO HDOM	RO HDOM	RA HDOM
a	-0.10	1.12	2.24
b	0.88	0.78	0.67
r	0.89	0.71	0.83

b) Comparación estadística de las pendientes de las regresiones (altura dominante por especie - edad)

ESPECIE	Roble	P. oregón
Raulí	no	no
Roble		no

No: no existe diferencia significativa al nivel de un 95%

Desarrollo en cada área

Los mejores crecimientos en altura se observan en Arquihue y en Paillahuente, con pendientes de 0.86 y 1.38 respectivamente, mientras que para las áreas restantes (Río Cruces, Voipir y Natalhue), estas fluctúan entre 0.27 y 0.46, diferenciándose los dos grupos significativamente entre ellos, con la excepción de las áreas de Arquihue y Natalhue (Figura 5 y Cuadro 3 a y b). La excepción se debería a un número insuficiente de muestras para la demostración estadística. Destacan entonces con un mayor crecimiento las áreas con mayor pluviometría y con presencia de suelos con profundos depósitos de cenizas volcánicas.

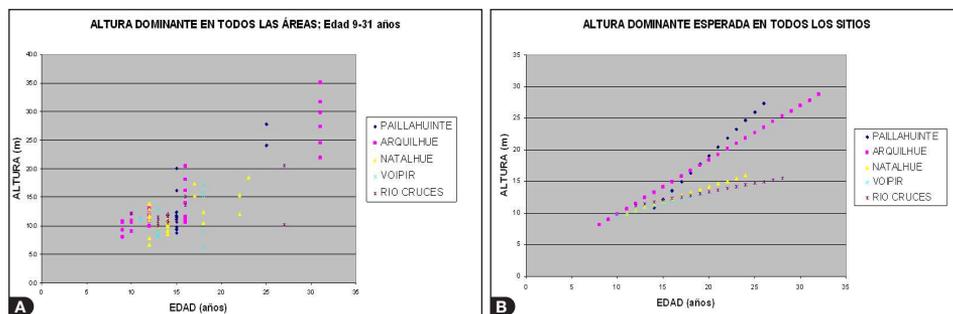


Figura 5. Altura dominante de todas las especies por área. a) dispersión de alturas dominantes por parcela b) ajuste lineal por área

Cuadro 3. Regresiones para la altura dominante por área.

a) Intersección, pendiente y correlación de los ajustes lineales por área.

HDOM=a+b*E					
	PAILLAHUINTE	ARQUILHUE	NATALHUE	VOIPIR	RIO CRUCES
a	-8.52	1.20	4.95	5.90	7.96
b	1.38	0.86	0.46	0.37	0.27
r	0.90	0.92	0.57	0.33	0.51

b) Comparación estadística de las pendientes de las regresiones (altura dominante-área)

AREA	PAILLAHUINTE	ARQUILHUE	NATALHUE	RIO CRUCES
ARQUILHUE	no			
NATALHUE	si	no		
RIO CRUCES	si	si	no	
VOIPIR	si	no	no	no

No: no existe diferencia significativa al nivel de un 95%

Si: si existe diferencia significativa al nivel de un 95%

La misma tendencia observada a nivel general es válida para el comportamiento de las alturas dominantes de Pino oregón, donde la pendiente de la curva corresponde a 0.95 y 1.21 respectivamente para Arquilhue y Paillahuinte, siendo sustancialmente mas baja para los sitios restantes (Figura 6 y Cuadro 4).

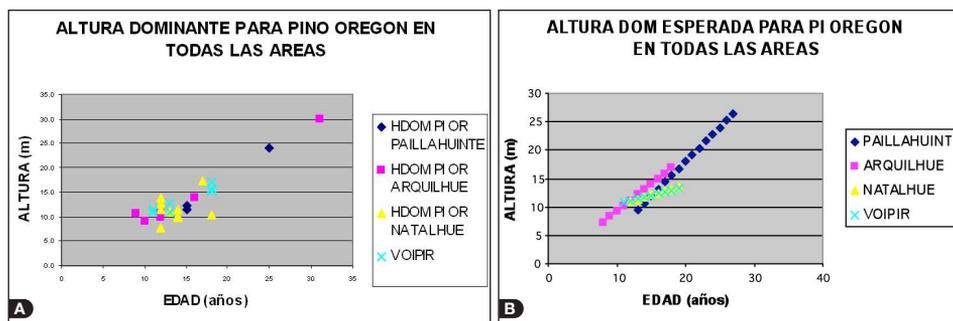


Figura 6. Altura dominante de Pino oregón en todos los sitios.

a) dispersión de alturas dominantes por parcela b) ajuste lineal por área

Cuadro 4. Intersección, pendiente y correlación de los ajustes lineales por sitio.

PINO OREGON: HDOM esperada =a+b (EDAD)				
	PAILLAHUINTE	ARQUILHUE	NATALHUE	VOIPIR
a	-6.24	-0.28	6.97	7.52
b	1.21	0.95	0.34	0.30
r	1.00	0.99	0.28	0.62

Para el caso del Raulí se observa que sus rendimientos en Arquihue son superiores a los encontrados en otros sitios. Si bien la pendiente de la curva de crecimiento es algo más baja con 0.54, que en las otras dos áreas (0.73 Río Cruces y 0.84 Natalhue), la intersección del eje de “y” es sustancialmente mas alta que para los otros sitios (6.04 contra 0.84 y 0.73), lo que indica un crecimiento en el período juvenil mayor, permitiendo así superar en la tendencia al Raulí crecido en Natalhue y Río Cruces (Figura 7 y Cuadro 5).

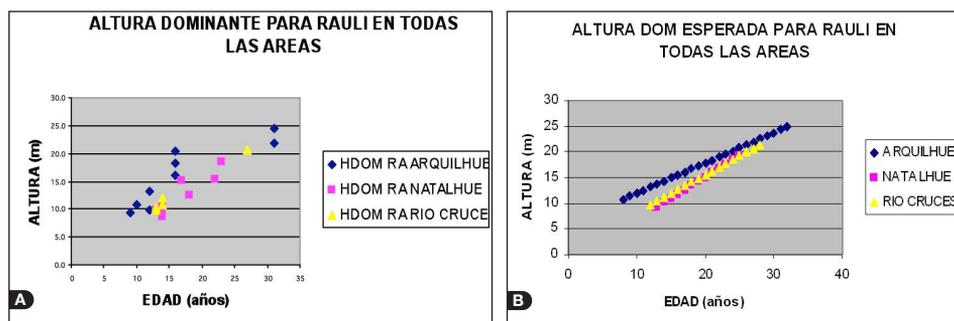


Figura 7. Altura dominante de Raulí en todos los sitios.
a) dispersión de alturas dominantes por parcela b) ajuste lineal por área

Cuadro 5. Intersección, pendiente y correlación de los ajustes lineales por sitio.

RAULÍ: HDOM esperada =a+b (EDAD)			
	ARQUILHUE	NATALHUE	RIO CRUCES
a	6.04	-1.70	0.98
b	0.59	0.84	0.73
r	0.89	0.92	0.99

La tendencia de crecimiento para Roble en función del sitio no es distinta que para Raulí y Pino oregón. También sobresalen Arquihue y Paillahuinte con pendientes en la curva muy similares correspondiendo a 1.04 y 1.20 y con correlaciones de 0.96 y 0.85 respectivamente (Figura 8 y Cuadro 6). La representación muestral para las áreas del Valle Central es muy baja y sólo se cuenta con el resultado de tres parcelas en Natalhue, por lo cual no se realizó un ajuste lineal. Las alturas dominantes de estas tres muestras están muy por debajo de los valores alcanzados en las áreas Cordilleranas.

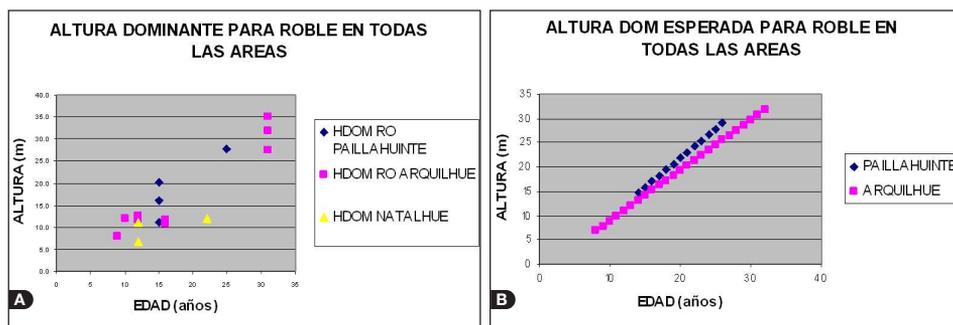


Figura 8. Altura dominante de Roble en todos los sitios.
a) dispersión de alturas dominantes por parcela b) ajuste lineal por área

Cuadro 6. Intersección, pendiente y correlación de los ajustes lineales por sitio.

ROBLE: HDOM esperada =a+b (EDAD)		
	PAILLAHUINTE	ARQUILHUE
a	-2.2	-1.5
b	1.2	1.04
r	0.85	0.96

Siguiendo la tendencia mostrada por las alturas dominantes de cada parcela en dependencia del sitio y de la edad, las tres especies mejor representadas, Pino oregón, Raulí y Roble muestran mejores crecimientos en las áreas Cordilleranas de Arquihue y Paillahuinte.

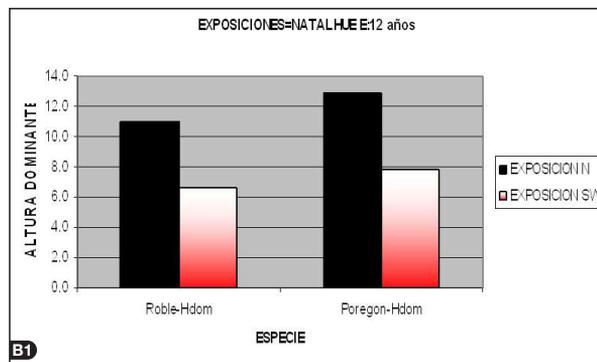
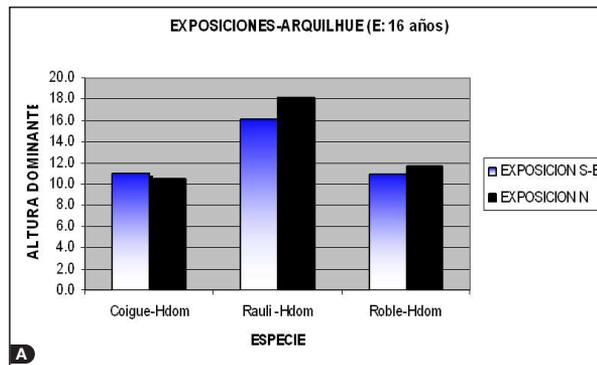
3.2 EXPOSICIÓN

A continuación se analiza la influencia de la exposición sobre el crecimiento de las alturas dominantes de las especies en análisis. Se presentan pocos ejemplos debido a que un reducido número de parcelas coinciden en edad, sitio y especie además de encontrarse en exposiciones opuestas, lo que permite algún grado de análisis. Por este motivo la interpretación de la información sólo indica tendencias que deberán ser avaladas en estudios futuros.

En Arquihue tanto para Raulí y Roble a los 16 años de edad, se aprecia un crecimiento mayor en la exposición norte que en la sur. Para Coigüe sucedería lo contrario (Figura 9a).

En Natalhue a los 12 años tanto Pino oregón como Roble muestran un desempeño muchísimo mejor en la exposición norte que en la suroeste (Figura 9b), mientras que para Raulíes de 14 años sólo se insinúa un mejor comportamiento en la exposición sureste que en la este y noreste, en tanto que Pino oregón tendría un mejor desempeño en la noreste (Figura 9b).

En Río Cruces a los 14 años tanto Pino oregón como Raulí muestran un desempeño superior en la exposición noreste que en la sureste (Figura 9c).



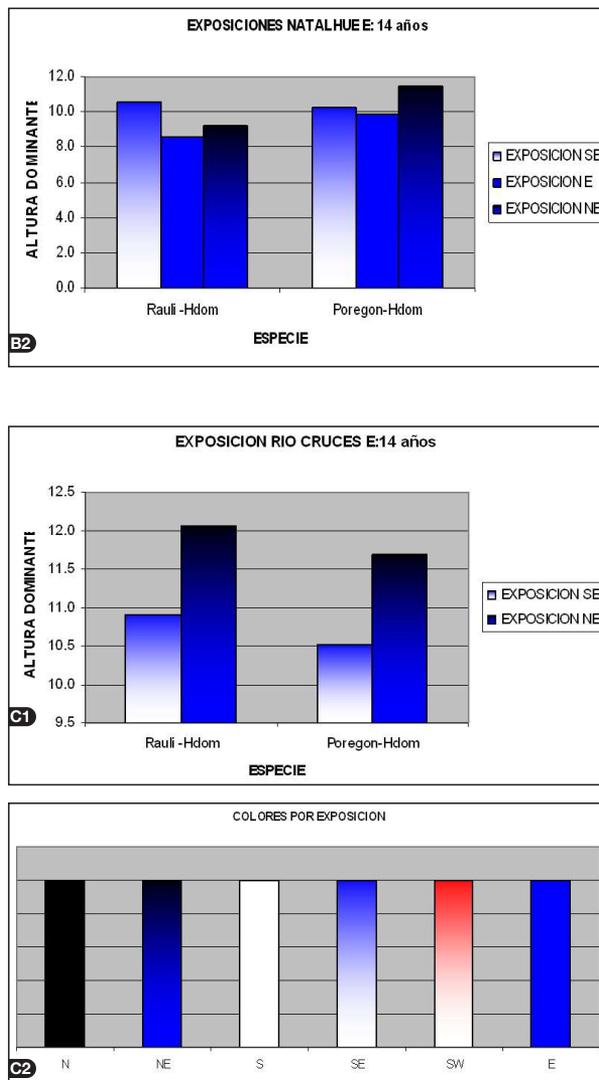


Figura 9. Altura dominante y exposición.
a) Arquihue, b) Natalhue, c) Río Cruces

La información entregada, permite plantear a nivel de hipótesis lo siguiente: En los sitios con mayor precipitación (Arquihue), la limitante para el crecimiento de Raulí y Roble sería la energía solar y no la humedad, por lo cual su desempeño es superior en la exposición con mayor radiación. El Coigüe al contrario aun en estas condiciones crecería mejor cuando dispone de mas humedad.

En sitios más cercanos al valle central, donde la precipitación puede ser una limitante, Raúlí podría tener algunas limitaciones, que con los datos de las plantaciones de Natalhue y Río Cruces sin embargo no quedan claros. Para el caso de Pino oregón y Roble aparentemente la menor humedad en la ladera norte no los afectaría. Todo indica que en el valle central, se producen incidencias del micrositio, mas allá de la precipitación que se sobrepone a la influencia de la exposición.

3.3 COMPETENCIA ENTRE ESPECIES

La competencia entre las especies se analiza a continuación para la mezcla entre Pino oregón, Raúlí, Roble y Coigüe en proporciones similares y la mezcla entre Pino oregón y Raúlí en distintas proporciones.

➡ Mezcla entre Pino oregón, Raúlí, Roble en proporciones similares

Para la mezcla en proporciones iguales entre Pino oregón, Raúlí y Roble en proporciones similares en el segmento de edad entre 9 y 16 años, la altura dominante tanto para Raúlí como Roble a partir de los 12 años de edad, se encuentra bajo las alturas de Pino oregón (Figura 10). Esto indica que a partir de ese momento debe ponerse atención respecto del espaciamiento por especie, que debería manejarse de tal forma, que los *Nothofagus* no pasen a una posición suprimida en el futuro, lo que hace recomendable aplicar esquemas de establecimiento que eviten la competencia interespecífica.

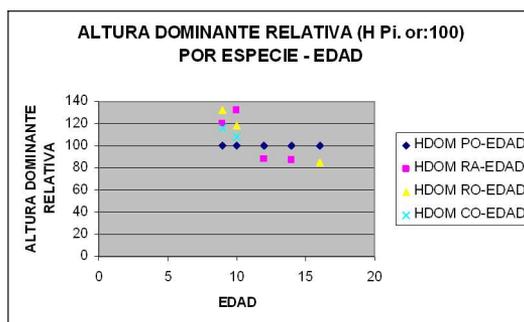


Figura 10. Altura relativa dominante por especie - Edad
 Altura Pino oregón = 100; Altura relativa Raúlí o Roble: $HR=(HR/Hpo)100$; donde HR: altura absoluta de Roble o Raúlí y Hpo: Altura absoluta de Pino oregón

➡ Mezcla entre Pino oregón y Raúlí en distintas proporciones

Al analizar distintas combinaciones entre Pino oregón y *Nothofagus* (Raúlí y Roble) en el segmento de edad entre 13 y 19 años, la altura dominante de Raúlí supera la del Pino oregón cuando la proporción de mezcla favorece a los *Nothofagus* (Figura 11, Cuadro 7).

Así, cuando se iguala la proporción de mezcla entre Pino oregón y *Nothofagus* (1:1), las alturas dominantes son similares entre la conífera y las latifoliadas, al duplicarse a favor de los *Nothofagus* (1:2), Raulí presenta una altura dominante un 13% sobre la del Pino oregón, cuando se triplica (1:3) un 26% y cuando se cuadruplica (1:4) un 40% superior. Esto se explica con la pendiente de la curva de regresión de 0.13. Para Roble no se detecta la misma tendencia, manteniéndose prácticamente al mismo nivel de altura dominante que la del Pino oregón, con una pendiente en la curva de regresión de -0.46 (Cuadro 7).

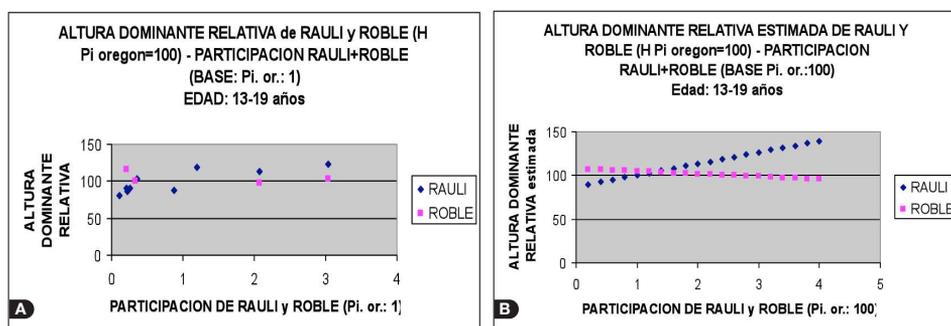


Figura 11. Altura dominante relativa de Raulí y Roble - Participación de Raulí y Roble
 a.) Dispersión de alturas dominantes relativas b.) Ajuste lineal
 Edad: 13-19 años

HR = $(HA/Hpo)1$; donde HR: Altura dominante relativa para Roble o Raulí; HA: altura absoluta de Roble o Raulí y Hpo: Altura absoluta de Pino oregón.

PRR = $(nR/nPo)100$; donde PRR: Participación relativa de Raulí+Roble; nR: suma de Raulí y Roble; nPo: suma de Pino oregón

Cuadro 7. Intersección, pendiente y correlación de los ajustes lineales de la altura dominante relativa y la participación de Raulí y Roble.

H DOM est= a+b (PARTIC. RA+RO)		
	RAULÍ	ROBLE
a	87.36	107.83
b	0.13	-0.03
r	0.84	-0.46

Cuando la proporción de mezcla favorece a los *Nothofagus* en el largo plazo, se debe tener especial cuidado en que no se suprima al Pino oregón, corroborando con este resultado lo afirmado en este sentido por Müller-Using, Wienstroer y Siebert (2005).

Las plantaciones evaluadas fueron realizadas exclusivamente en hileras, con distintas combinaciones entre Pino oregón y *Nothofagus*, las cuales se plantearon en líneas. Esto sugiere probar nuevos modelos de establecimiento que eviten la competencia interespecífica, con la perspectiva de asegurar la combinación de especies hasta el final de la rotación.

3.4 DESARROLLO DEL DIÁMETRO EN FUNCIÓN DE LA EDAD Y LA DENSIDAD

Los rodales muestreados, indican alta densidad a distintas edades para todas las especies. Si bien las densidades fluctúan bastante de una situación a otra (Figura 12a), la tendencia de los datos ajustados por la regresión (Figura 12b y Cuadro 8), indican claramente la carencia de raleos y por lo tanto una sobredensidad. Por ejemplo a los 20 años, se mantenían densidades cercanas a los 1.200 árboles por hectárea, cuando deberían haber existido menos de la mitad. A los 35 años se mantiene esta sobrepoblación, existiendo en los rodales donde crece Pino oregón cerca de 540 árboles por ha, en los de roble cerca de 600 y en los de Raulí cerca de 700. Si bien para rodales sin o con escaso manejo de Roble y Raulí estas densidades son las que se encuentran en la mayoritariamente a esta edad (Donoso *et al.*, 1993). En situaciones con manejo bajan considerablemente, pudiendo bordear 300 árboles por ha (Tuley, 1980). Lo mismo sucede con Pino oregón, donde los sistemas actuales de manejo en el patrimonio más importante para esta especie en Chile, representado por el fundo Voipir, llevan a una densidad de 300 árboles por hectárea a los 35 años de edad.

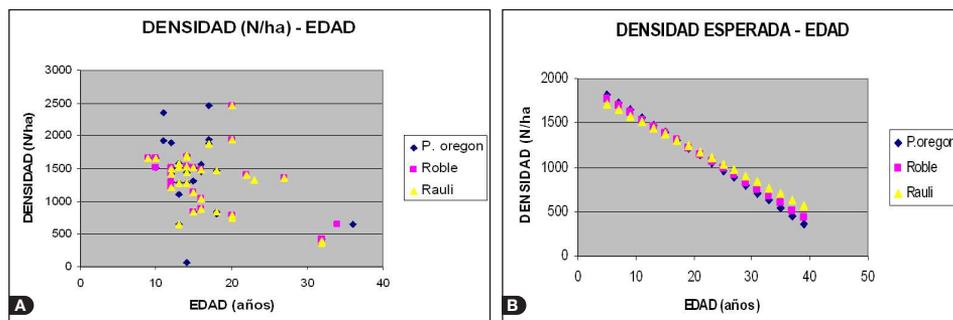


Figura 12. Densidad de los rodales - Edad para Pino oregón, Roble y Raulí.
a) Dispersión de las densidades b) Ajuste lineal.

Cuadro 8. Intersección, pendiente y correlación de los ajustes lineales para la densidad de los rodales y la edad.

DENSIDAD= a+b (EDAD)			
	Pino oregón	Roble	Raulí
a	2036.19	1972.50	1886.83
b	-42.78	-39.33	-33.92
r	-0.45	-0.61	-0.42

A mayor edad, la tendencia mostrada por el conjunto de todas las parcelas medidas, muestra un desarrollo diamétrico mas favorable para Pino oregón, seguido por Roble y Raulí, obteniéndose a los 34 años de edad según la estimación lineal 38, 32 y 21cm de DAP respectivamente (Figura 13 y Cuadro 9). Este resultado va en absoluta concordancia con las densidades de los rodales muestreados, obteniéndose diámetros mayores a medida que la densidad disminuye. Especialmente afectado se ve el Raulí, que requiere ser manejado a densidades mucho más bajas de lo que muestran los rodales, siendo afectado negativamente por la falta de espacio. Aunque igual la densidad fue excesiva para Pino oregón, esta especie se ve menos sensible que los *Nothofagus* a esta condición, mostrando por lo tanto una ventaja de crecimiento bajo condiciones de nulo o escaso manejo frente a Roble y Raulí. Esta particularidad del Pino oregón permitiría en plantaciones mixtas con *Nothofagus*, extracciones vía cortas intermedias de valor comercial aserrable anteriores para esta especie que para Raulí y Roble, lo que es comercialmente atractivo para el propietario del bosque. Para llevar a cabo este tipo de extracciones selectivas, es fundamental contar con diseños de mezclas tales, que permitan la extracción sin que se produzcan daños a los árboles remanentes, en términos físicos, durante la extracción y posteriormente a esta por desestabilización frente al viento. Como opción se ofrecen esquemas de plantaciones por grupos monoespecíficos, que permiten dirigir la silvicultura en función de las necesidades de la dinámica de desarrollo de cada especie en particular.

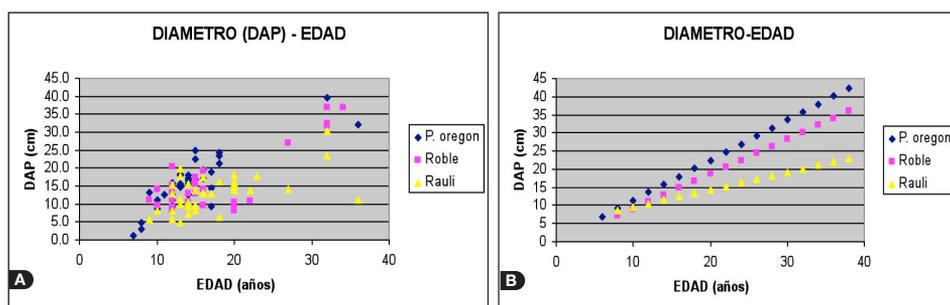


Figura 13. Desarrollo del diámetro (DAP) a distintas edades en plantaciones mixtas para Pino oregón, Roble y Raulí
 a) Dispersión de las diámetros b) Ajuste lineal.

Cuadro 9. Intersección, pendiente y correlación de los ajustes lineales para el DAP y la edad de Pino oregón, Roble y Raulí.

DAP est= a+b (EDAD)			
	Pino oregón	Roble	Raulí
a	0.29	-0.63	4.79
b	1.11	0.96	0.48
r	0.85	0.82	0.57

3.5 DISCUSIÓN SOBRE LOS ANTECEDENTES ANALIZADOS EN PLANTACIONES MIXTAS

Los antecedentes analizados se obtuvieron de plantaciones mixtas de Pino oregón, Raulí, Roble y Coigüe, donde esta última especie tiene una muy baja representación muestral, lo que la incluye sólo tangencialmente en el análisis. Todas las especies consideradas presentan mediana a alta exigencia por luz, por lo cual se obtendrán bosques mixtos de un solo estrato. Si el propósito es el de obtener un bosque mixto multiestratificado con especies de baja y alta tolerancia, habría que considerar la inclusión de especies tolerantes como Lingue, Tapa, Mañío, entre otras, lo que optimizaría el bosque desde el punto de vista de su estabilidad mecánica y biótica (Otto, 1994; Mitscherlich, 1981).

Al sólo mantener una mezcla de especies de baja tolerancia, se tiende a maximizar en el mediano plazo el volumen del bosque, pudiendo optar a rotaciones entre 30 a 40 años si se pretenden diámetros objetivo entre 30-50cm o rotaciones mas largas si se quiere llegar a diámetros objetivo mayores.

Las alturas dominantes a los 30 años de edad son bastante parecidas para Pino oregón, Raulí y Roble, pudiendo esperarse que estas lleguen a 22-26 m según la estimación lineal. No se debe perder de vista que en los mejores sitios, el rango para esta altura es mayor, superando los 30m.

Existe una clara diferenciación en el crecimiento obtenido para Pino oregón, Raulí y Roble en las distintas áreas. En los sectores Cordilleranos de Arquihue y Paillahuente se obtienen rendimientos bastante mejores que en sitios localizados más cerca del valle central como son Natalhue, Rio Cruces y Miraflores, superando a estos en términos de altura dominante en cerca de un 50%. Voipir estaría en una situación intermedia. Las diferencias se explican por una mayor pluviometría hacia la Cordillera Andina, un período estival seco más corto y probablemente a suelos de origen volcánico menos alterados que en las áreas más pobladas cercanas al valle central.

La exposición también incide en el desarrollo de las especies, generándose una interacción entre el área, la especie y la exposición. La información analizada indica la tendencia de que en las áreas con mayor pluviometría, el crecimiento de Raulí y Roble es mayor en las

laderas norte con más sol, mientras que en los de menor pluviometría el Raulí crecería mejor en la ladera sur más húmeda. Roble y Pino oregón no mostrarían la misma sensibilidad a esto que el Raulí. El Coigüe, aún estando en las áreas de la más alta pluviometría, tendería a desarrollarse mejor en la ladera sur. Este resultado se diferencia a lo obtenido por, Wienstroer, Siebert y Müller-Using (2005), donde Raulí, en un sitio de alta pluviometría crece menos en la ladera norte que en la sur, lo que sugiere revisar este antecedente en nuevas investigaciones

La falta de raleos resulta especialmente sensible para el desarrollo diamétrico de Raulí y en menor escala para Pino oregón, lo que es una ventaja para la conífera bajo estas condiciones y significa un crecimiento aditivo en términos de valor y volumen al rodal en comparación con situaciones de *Nothofagus* puro. Bajo esquemas de manejo escaso o nulo, como el planteado, cabe la opción de plantar el Pino oregón posteriormente a los *Nothofagus*, como sugieren Baade y Guericke (2000), para la mezcla de Pino oregón con *Pinus sylvestris*, para evitar el desequilibrio diamétrico entre las especies. Un esquema de este tipo aún debería probarse experimentalmente. Al manejar estas mezclas a través de claros, raleos y podas, la conífera se puede establecer simultáneamente con los *Nothofagus*, donde se debe respetar la alta capacidad de reacción tanto de Raulí como Roble frente a intervenciones tempranas, la que no se manifestó en los rodales analizados, pero que se encuentra ampliamente demostrada en la literatura (Grosse y Quiroz, 1999; Grosse, 2004; Grosse *et al.*, 2006). Dado que las alturas alcanzadas a los 30 años son similares entre Pino oregón, Raulí y Roble, se demuestra que hasta ese momento las tres especies muestran similar capacidad por alcanzar la luz. Para maximizar su valor, es indispensable respetar la dinámica propia de cada una, que significa dar más espacio tempranamente especialmente a los *Nothofagus* y opcionalmente en menor medida a Pino oregón. Para precisar el valor de cada árbol, se requiere evaluar su calidad, lo que deberá incluirse en algún estudio complementario a este.

La mezcla de especies y el manejo de estas es un tema especialmente sensible para el silvicultor, sobre todo cuando se pretende llegar con todas ellas hasta el final de la rotación. Al calificar las cuatro especies en análisis como altamente demandantes de luz, se debe tener especial cuidado en que ninguna de ellas sea superada por otra y termine así en un estrato suprimido sin ninguna posibilidad de desarrollo futuro. Las mezclas planteadas en las plantaciones existentes básicamente presentan hileras, las cuales presentan alternancia de hileras monoespecíficas (una o varias) con hileras multiespecíficas. Al romperse el equilibrio entre la presencia de Pino oregón y los *Nothofagus* Raulí y Roble, Raulí muestra una sensibilidad mayor que las otras especies. Al bajar la presencia de ambos *Nothofagus* bajo el 50%, el crecimiento en términos de alturas dominantes de Raulí se ve afectado negativamente, mientras si al contrario, los *Nothofagus* están presentes sobre un 50%, se afecta positivamente. Si la dominancia de *Nothofagus* es muy alta y permanece en el tiempo también puede quedar relegado el Pino oregón. Para mejorar las condiciones para la silvicultura a aplicar, podría plantearse un esquema de establecimiento que no genere competencia interespecífica, sino sólo entre los árboles de una especie. Un esquema planteado como tablero de ajedrez, puede ayudar mucho. Primeras experiencias con plantaciones aun jóvenes ya existen. El diseño óptimo aun no se establece, pero se insinúa para este cuadros establecidos con 25 (5 por 5) o 36 (6 por 6) plantas. Si se considera que a través de los raleos queda un 20% de los árboles para el final de la rotación, quedarían por cuadrado un número de 5 y 6 árboles respectivamente.

El sistema del “tablero de ajedrez” (Figura 14), presenta las siguientes características en el manejo entre *Nothofagus* y Pino oregón:

- ➡ Reduce la competencia ínter específica.
- ➡ Permite cortas intermedias según las necesidades por especie, que podrían ejecutarse raleando primero a los *Nothofagus* entre los cinco y quince años de edad y después al Pino oregón entre los 10 y 25 años de edad.
- ➡ Todo volteo se dirige a las huellas de madereo, generándose así un daño mínimo a los árboles remanentes.
- ➡ Con este esquema de manejo podría llegarse al final de la rotación con un diámetro similar tanto para *Nothofagus* como para Pino oregón a una edad de 35 a 40 años.

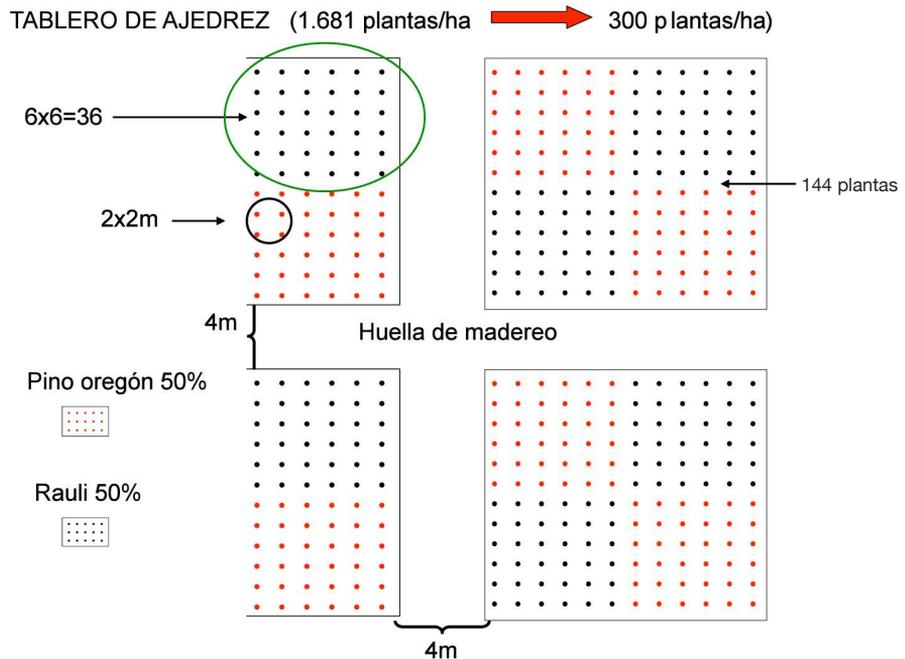


Figura 14. Esquema de manejo tipo “tablero de ajedrez”.

El sistema del “tablero de ajedrez modificado” (Figura 15), presenta las siguientes características en el manejo entre *Nothofagus* y Pino oregón:

- ➡ Reduce la competencia inter específica.
- ➡ Permite cortas intermedias según las necesidades por especie, lo que significa intervenir primero a los *Nothofagus* con mayor intensidad y después al Pino oregón con menor intensidad.
- ➡ Permite adelantar la cosecha de Pino oregón, lo que genera un “valor aditivo anticipado”, quedando sólo pequeños espacios remanentes que no inciden en la estabilidad del rodal.
- ➡ Todo volteo, incluyendo la cosecha anticipada de Pino oregón, se dirige a las huellas de madereo, generándose así un daño mínimo a los árboles remanentes.

TABLERO DE AJEDREZ MODIFICADO (1.634 plantas/ha → 300 pl./ha)
(Finalistas: sin o hasta 100 Pino oregón y 200 a 300 Rauli)

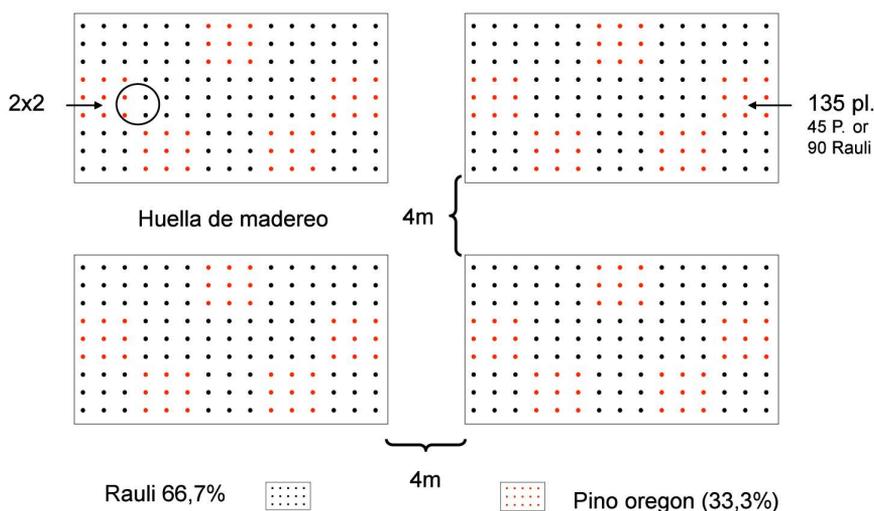


Figura 15. Esquema de manejo tipo “tablero de ajedrez modificado”.

Los antecedentes existentes de plantaciones realizadas como sistemas seminaturales a nivel de bosque presentarán un mosaico de situaciones coetáneas y multiespecíficas, que cumplen con los principios de sustentabilidad y estabilidad que se requieren para proyectar el bosque en el largo plazo.

¡La optimización de estos sistemas es un desafío para el futuro!

4. Resumen

Para estudiar el comportamiento competitivo entre especies del género *Nothofagus* y *P. menziesii*, se realizó un muestreo en la Región de Los Ríos y la parte sur de la Araucanía mediante el cual se agruparon 41 plantaciones en 5 zonas edafoclimáticas. Estas plantaciones fluctúan entre 8 y 34 años de edad e incluyen entre 1 y 3 especies de *Nothofagus* mezcladas con Pino Oregón. Como índice de competitividad se escogió la altura dominante de los colectivos respectivos.

Si se grafican las alturas en función de las respectivas edades, sin diferenciar por especie, se detectan tres niveles de crecimiento que van bajando de Sur (Comuna de Futrono) a Norte (Comuna de Villarica) y de Este (zona Precordillerana) a Oeste (Valle Central). Relacionando las alturas dominantes de cada especie con las edades, se demuestra una sorprendente similitud en el desarrollo entre Pino Oregón, *N. obliqua* y *N. alpina*, con una leve superioridad de los *Nothofagus* sobre Pino Oregón durante los primeros 10 años, la que se convierte en una ligera inferioridad al aumentar la edad más allá de los 10 años. Se puede constatar que hasta los 35 años la mezcla no presenta problemas de incompatibilidad ínter específica, debiéndose tomar en cuenta de que intervenciones silvícolas habrían favorecido el equilibrio en el rendimiento entre las especies.

El desarrollo diamétrico estuvo frenado por la falta general de raleos. De este inconveniente, Pino Oregón se mostró poco y *N. alpina* muy afectado. Esta ventaja del Pino Oregón en el desarrollo diamétrico hace posible cosecharlo en forma anticipada, siempre y cuando se cuente con espaciamientos que permitan tales extracciones sin poner en riesgo las masas remanentes de los *Nothofagus*. Se discuten posibles edades de rotación y se entregan diseños de espaciamiento aptos para alcanzar distintas metas de producción.

5. Bibliografía

Baade, U. y Guericke, M. 2000. Auswertung einer Douglasien-Wuchsreihe im Wuchsgebiet Geest Mitte. Tagungsband des Nordwestdeutschen Forstvereins 2000 in Kirchatten, Alemania.

Donoso, P., Monfil, T., Otero, L. y Barrales, L. 1993. Estudio de crecimiento de plantaciones y renovales manejados de especies nativas en el área andina de las provincias de Cautín y Valdivia.

Grosse, H., Larraín, O. y Mujica, R. 2006. Valorización de los bosques de segundo crecimiento para los Tipos Forestales Roble - Raulí - Coigüe y Coigüe - Raulí - Tepa. En: Actas Simposio internacional IUFRO: II Congreso Latinoamericano IUFRO. La Serena, Chile, 2006.

Grosse, H. 2004. Silvicultura y Manejo. En: Actas del Simposio internacional IUFRO: Raulí, riqueza de los bosques templados: silvicultura, genética e industria. Valdivia, Chile. UACH-INFOR. 11 p.

Grosse, H. y Quiroz, I. 1999. Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de Roble, Raulí y Coigüe en la región centro sur de Chile. Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. Editores C. Donoso y A. Lara. Editorial Universitaria. Santiago de Chile pp.95-128.

Mitscherlich, G. 1981. Wald Wachstum und Umwelt. Zweiter Band. Waldklima und Wasserhaushalt. J. D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt am Main. 402 p.

Otto, H. J. 1994. Waldökologie. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 391 p.

Schlatter, J., Gerding, V. y Huber, H. 1995. Sistema de ordenamiento de la tierra. Herramienta para la planificación forestal aplicado a la X Región. Facultad de Cs. Forestales. U. Austral de Chile. Serie Técnica. Valdivia - Chile. 93 p.

Tuley, G. 1980. *Nothofagus* in Britain. Forestry Commission. Forest Record 122. 26 p.

Wienstroer, M., Siebert, H. y Mueller-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.

POTENCIAL INVASIVO DE *Pseudotsuga menziesii* (MIRB.) FRANCO EN BOSQUES NATIVOS DEL CENTRO-SUR DE CHILE: PATRONES Y RECOMENDACIONES.

Aníbal Pauchard¹, Bárbara Langdon² y Eduardo Peña³

1. Ph.D. Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. Casilla 160-C, Concepción, Chile. Instituto de Ecología y Biodiversidad, Santiago. pauchard@udec.cl
2. Estudiante de Doctorado. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. Casilla 160-C, Concepción, Chile. Instituto de Ecología y Biodiversidad, Santiago. blangdon@udec.cl
3. Dr. Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. Casilla 160-C, Concepción, Chile. epena@udec.cl

► Resumen

Las invasiones biológicas presentan una seria amenaza para los ecosistemas que afectan. En el caso de las plantas, sus efectos pueden ir desde alteraciones en el suelo directamente relacionadas con los individuos invasores hasta alteraciones en el ciclo hidrológico. La invasión de coníferas ha sido estudiada alrededor de todo el mundo, siendo las especies del género *Pinus* las que mayor número de registros como naturalizada e invasora poseen. Cuando se trata de coníferas que no pertenecen al género *Pinus*, *Pseudotsuga menziesii* es la especie que en mayor número de ocasiones ha sido reportada como invasora.

Este capítulo tiene como objetivo principal diagnosticar la capacidad invasiva que tiene *P. menziesii* en la Región de la Araucanía y en la Región de los Ríos, Chile. Para esto se realizó una revisión bibliográfica recopilando los antecedentes sobre invasiones de la especie a nivel mundial. Además, se muestrearon rodales de la especie presentes en ambas regiones que fueran colindantes con bosque nativo. En cada uno de estos se caracterizaron los rodales, que actúan como fuente de semillas, mediante algunos atributos morfológicos; el sitio adyacente o potencialmente invadido fue caracterizado a través de

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 renoval) 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, Villarrica
- 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.

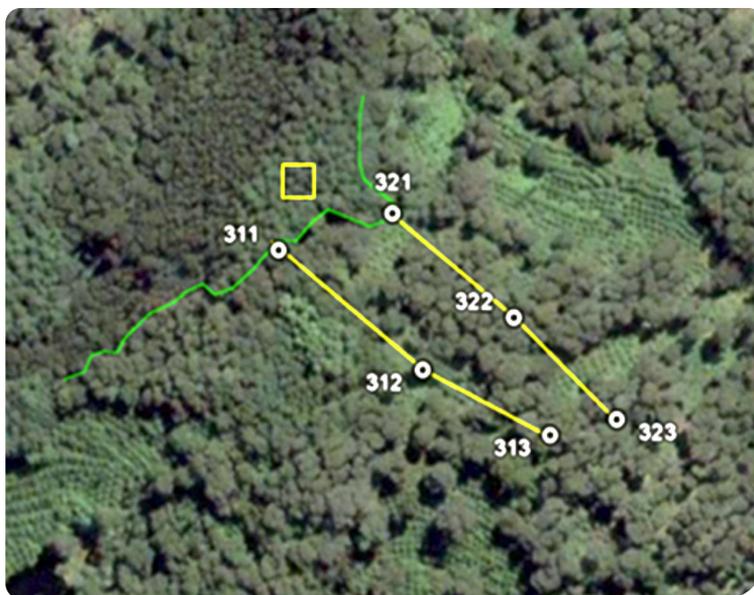


Figura 2. Diagrama de la metodología de transectos (líneas), utilizada para el muestreo. Los puntos corresponden a posiciones marcadas con GPS. El cuadrado indica la parcela utilizada para describir el rodal padre de *Pseudotsuga menziesii*.

▶ 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 simbiosistas 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>Aristolelia 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.

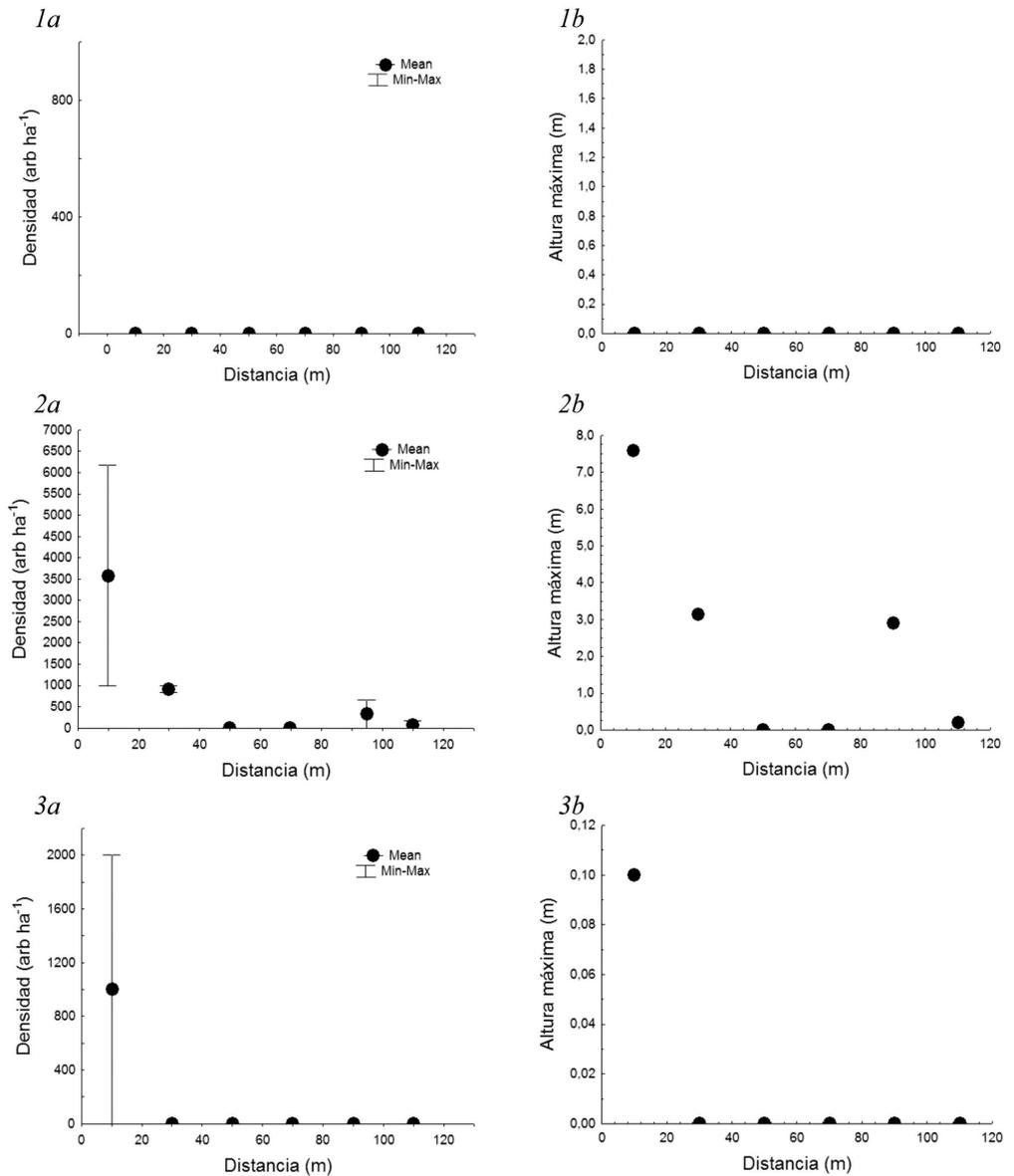


Figura 3. Caracterización de la regeneración en los predios 1 (Las Quinientas), 2 (Los Lleuques) y 3 (VOIPIR), indicando la densidad (a) y la altura máxima (b) a diferentes distancias de la plantación (0 a 120 metros).

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.

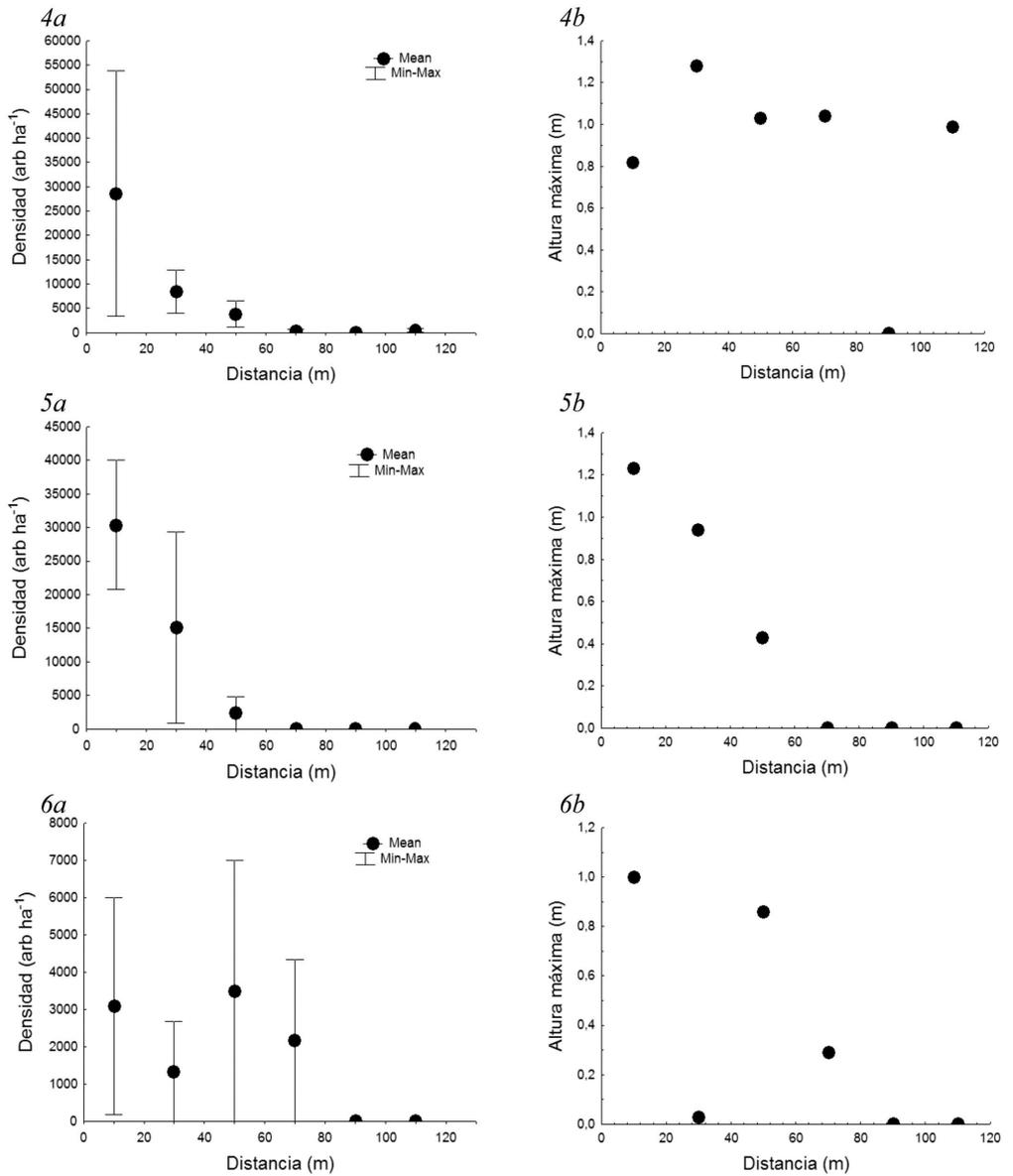


Figura 4. Caracterización de la regeneración en los predios 4 (Quechuco), 5 (LasPalmas) y 6 (Arquihue), indicando la densidad (a) y la altura máxima (b) a diferentes distancias de la plantación (0 a 120 metros).

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 Ghersa, 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

MEZCLAS DE ESPECIES FORESTALES Y EL RIESGO: BASES TEÓRICAS PARA LA EVALUACIÓN FINANCIERA*

Thomas Knoke

Dr. Ciencias Forestales. Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung. Universidad TU München. Am Hochanger 13, D-85354 Freising, Alemania. E-mail: knoke@forst.tu-muenchen.de

► Introducción

Rodales de coníferas destruidos por el viento y dañados por *Ips typographus* son una realidad cotidiana en Europa Central. Las coníferas ya se extendieron en grandes superficies a finales del siglo XIX y principios del siglo XX por lo que su susceptibilidad a daños bióticos y abióticos no es un fenómeno nuevo. Con su famosa obra “El bosque mixto”, Karl Gayer ya describió un bosque idealizado en el año 1886, cuya composición debía ofrecer una gran flexibilidad de manejo por su mayor estabilidad y la alta diversidad de productos forestales. 50 años antes Heinrich Cotta ya había descrito las ventajas de bosques “mezclados” (Cotta, 1828). Desde entonces, las ciencias forestales se han concentrado principalmente en los aspectos ecológicos de los bosques mixtos, mientras que los aspectos económicos recibieron poca atención. Tal vez esa es la razón de la poca importancia que se ha dado hasta nuestros días a nivel mundial al concepto de la diversificación de especies forestales - en particular de los rodales mixtos (Nichols *et al.*, 2006). Por este motivo la cátedra de inventario forestal y manejo sustentable de la Universidad TU München, Alemania, lleva varios años estudiando la evaluación financiera de rodales mixtos. Las bases teóricas de esa evaluación fueron publicadas, entre otros,

* Texto original en alemán, traducción realizada por Dr. Hans Grosse, Dr. Rodrigo Mujica, Sra. Helma Kinzl.

por Knoke y Hahn (2007) en la Revista forestal Suiza (Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen). El presente documento se basa en aquella publicación.

No solamente en Europa Central, sino en todo el mundo, la silvicultura está sujeta a numerosos riesgos de producción, resultando en significativas fluctuaciones en los precios forestales, una gran volatilidad de los resultados económicos y una difícil planificación del manejo forestal. Hasta el momento no existe ningún modelo científico que considere los riesgos de producción inherentes al manejo forestal. Decisiones silviculturales, que a menudo tienen consecuencias económicas importantes y de largo plazo, hoy en día aún se toman de manera intuitiva. Justamente la selección de las especies a plantar es una decisión que tiene gran influencia sobre los futuros riesgos del manejo forestal. Frente a los diferentes riesgos de producción de las especies, la comparación con un portafolio accionario literalmente salta a la vista (Knoke, 2008; Figge, 2004). En un bosque compuesto por diferentes especies pueden ocurrir efectos que perfectamente pueden asociarse a los conocidos conceptos de “diversificación del riesgo” o “reducción del riesgo”.

De allí que puede ser una tarea que vale la pena transferir los correspondientes modelos financieros para la evaluación de portafolios al problema de la selección de especies forestales. Hasta ahora los trabajos científicos a nivel internacional sobre este tema son escasos y no sólo en lengua alemana (Lönnstedt y Svensson, 2000). Como una contribución en esta dirección puede ser considerada la presentación de las bases teórico financieras para detectar, cuantificar y evaluar las consecuencias económicas de la diversificación de especies forestales.

► Bases teóricas para la evaluación de los efectos financieros de la diversificación

La sola existencia de la exitosa industria de seguros muestra la aversión al riesgo de muchas personas. Entre dos alternativas de inversión con idéntica rentabilidad¹ esas personas escogerán la de menor riesgo. Seres humanos que tienen alta aversión al riesgo están dispuestos frecuentemente a renunciar a una parte de sus ganancias, justamente para reducir el riesgo. Las compañías de seguro viven de eso.

Expresado de diferente manera, eso significa que las personas con propensión al riesgo piden una mayor rentabilidad cuando asumen un riesgo mayor. Eso explica la correlación positiva observada comúnmente entre rentabilidad y riesgo, representada en la Figura 1, para las inversiones A y B. En el presente caso el riesgo sería la desviación de un valor esperado, que para nuestro ejemplo, corresponde a la rentabilidad esperada. Dentro de la teoría financiera, el riesgo a menudo se cuantifica por la desviación estándar de la rentabilidad de una inversión.

¹ “Rentabilidad” se utiliza en el sentido de una expresión común, que describe los flujos financieros provenientes de una inversión en general. En concreto eso puede ser la rentabilidad expresada en %, un valor actual neto o una renta anual.

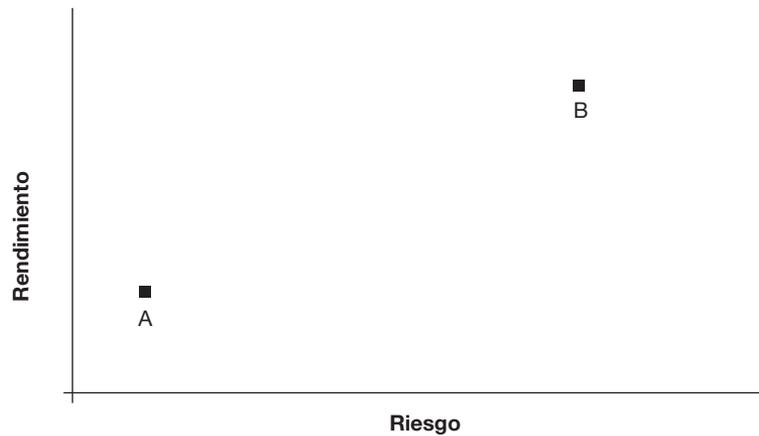


Figura 1. Relación esquemática entre rendimiento financiero y riesgo de inversiones A y B

Los riesgos en las inversiones pueden ser generales o específicos. Riesgos generales dependen del desarrollo económico nacional e internacional. Afectan a todo el mercado y es necesario aceptarlos como valores exógenos, porque no se pueden reducir a través de la diversificación y están más allá de la influencia del inversionista. Por el contrario, riesgos específicos pueden ser reducidos por el inversionista mediante una combinación favorable de inversiones.

RENTABILIDAD Y RIESGO AL DIVERSIFICAR LAS INVERSIONES (PORTAFOLIOS)

La mezcla de diferentes inversiones se denomina portafolio o cartera de inversiones. Harry Markowitz² ya comprobó en 1952 matemáticamente, que ciertos riesgos se pueden reducir por una inteligente diversificación de las inversiones, teóricamente incluso hasta llegar a un riesgo cercano a cero. Markowitz además elaboró las condiciones de las cuales depende este llamado “efecto de diversificación”. La relación se puede explicar fácilmente con dos inversiones A y B, que se combinan en diferentes proporciones (Figura 2). La Figura muestra diferentes líneas, representando combinaciones entre ambas inversiones, que para un nivel dado de riesgo, entregan la máxima rentabilidad. Esas líneas se llaman “curvas de eficiencia” (efficient frontiers).

² Harry Max Markowitz junto con Merton Howard Miller y William Forsyth Sharpe ganaron en 1990 el Premio Nobel de Economía

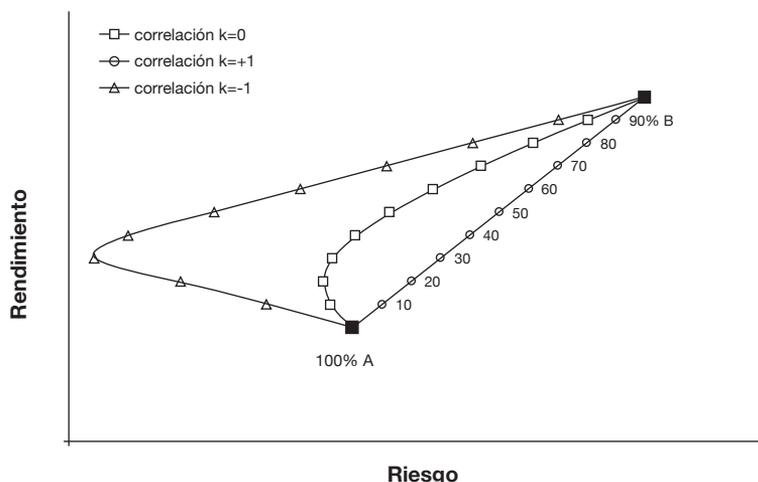


Figura 2. Relación esquemática entre rendimiento financiero y riesgo en una combinación de las inversiones A y B y su correlación de riesgos

Diferentes composiciones de las inversiones A y B pueden resultar en diferentes combinaciones de rentabilidad y riesgo, que a primera vista pueden sorprender. Se esperaría que no solamente aumente la rentabilidad en proporción a la inversión más rentable B, sino también el riesgo. Por tanto, una combinación de A y B debería resultar en una línea recta entre las dos inversiones, pero esto ocurre solamente es el caso que $k=+1$.

El valor “k” describe la correlación de los riesgos entre las inversiones A y B. Supongamos que A y B son acciones de diferentes productores de trajes de baño (Putnoki y Hilgers, 2007). Es evidente que en un año frío y lluvioso ambas acciones darán una rentabilidad inferior. En un verano caluroso recibiremos una rentabilidad superior de ambas acciones. Sin embargo no debíamos esperar una compensación mayor de riesgo, ya que los riesgos aparentemente tienen una alta correlación (positiva) (k cerca +1). Si B, ahora, corresponde a acciones de una empresa productora de paraguas, el riesgo de la inversión A se puede amortiguar eficientemente y resultar en una compensación del riesgo de ambas inversiones. Las acciones de la empresa de paraguas darán buenas rentabilidades en los años fríos y lluviosos, cuando las acciones de la empresa de trajes de baño solamente dan una rentabilidad baja. Combinando las dos tipos de acciones (trajes de baño y paraguas), se puede lograr una rentabilidad mediana todos los años con un muy bajo riesgo o casi sin ningún riesgo, independiente del clima. Este sería el caso de una correlación negativa de riesgo, que en el caso teórico extremo ($k=-1$) resultaría en una casi-eliminación del riesgo. Este caso es representado por una combinación de 70% de la inversión A y 30 % de la inversión B (Figura 2).

Mientras que las correlaciones perfectas de +1 o -1 son más bien teóricas, en la práctica existen correlaciones desde levemente negativas hasta fuertemente positivas con valores

de +0,9. En principio, los efectos de diversificación ocurren cuando la correlación está por debajo de +1. Como demuestra la Figura 2, una correlación de $k=0$ muestra efectos fuertes de diversificación. Una combinación de 80% de A y 20% de B logra un menor riesgo que la inversión A - y una mayor rentabilidad.

Resumiendo, se puede decir que la combinación de inversiones depende más de la correlación de los riesgos que del nivel alcanzado por estos. Esta relación se puede describir matemáticamente por la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned} \sigma_p &= \sqrt{f_i^2 \sigma_i^2 + f_j^2 \sigma_j^2 + 2k_{i,j} f_i f_j \sigma_i \sigma_j} \\ f_i + f_j &= 1 \\ r_{i,j} \sigma_i \sigma_j &= \text{COV}_{i,j} \end{aligned} \tag{1}$$

σ_p	Desviación estándar de la rentabilidad de la inversión mixta
f_i	Proporción de una inversión
σ_i	Desviación estándar de una inversión específica
$k_{i,j}$	Coefficiente de correlación entre las inversiones i y j
$\text{COV}_{i,j}$	Covarianza entre las inversiones i y j

COMBINACIÓN ENTRE INVERSIONES CON RIESGO Y SIN RIESGO

En principio la combinación óptima depende de la aversión al riesgo del inversionista. El (o ella) tiene que decidir, al incluir una inversión con mayor riesgo, qué riesgo adicional está dispuesto a aceptar para lograr una mayor rentabilidad. El riesgo entonces es el precio para la mayor rentabilidad, o la mayor rentabilidad es la recompensa por haber asumido el mayor riesgo. Formalmente la aversión al riesgo de las personas se puede representar con curvas individuales de indiferencia-utilidad, cuya curvatura depende del grado de aversión al riesgo.

A través de esas curvas de indiferencia-utilidad se puede deducir la combinación óptima de inversiones. Ellas representan las combinaciones entre riesgo y rentabilidad, que llevan a la misma utilidad. La combinación óptima es aquella donde las pendientes de la curva de eficiencia y de la curva de indiferencia son idénticas.

James Tobin³ ya demostró en 1958, que la composición de un portafolio de riesgo es idéntico para todos los inversionistas e independiente de su aversión individual al riesgo en el caso de expectativas homogéneas y la existencia de una alternativa de inversión

3 Tobin recibió el Premio Nobel de Economía en 1981.

libre de riesgo. En consecuencia según Tobin todos los inversionistas deberían tener un portafolio de la misma estructura de inversiones de riesgo. Este portafolio también se llama portafolio tangencial resultando del punto de contacto entre la línea de asignación de activos con la frontera de eficiencia de todas las combinaciones de inversiones del mercado (Figura 3).

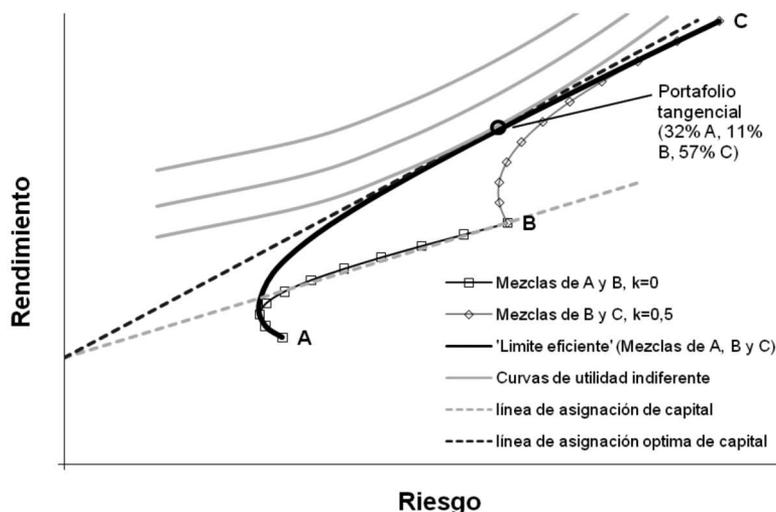


Figura 3. Relación esquemática entre el rendimiento financiero y el riesgo con una mezcla de tres inversiones A, B y C, dos ejemplos de líneas de asignación de capital, el portafolio tangencial y curvas de utilidad indiferente

La Figura 3, representa un mercado fuertemente simplificado, que ofrece solamente 3 alternativas de inversión (A, B y C). Las combinaciones entre las tres inversiones dan la frontera de eficiencia, que se puede calcular por ejemplo con la ayuda del programa Excel-Add-In "Excel-Solver"⁴. Como mencionado anteriormente, se parte del supuesto que es posible lograr una rentabilidad libre de riesgo, representada por el punto de tangencia entre la línea de asignación de activos y el eje y (en este punto el riesgo es cero). A través de diferentes combinaciones de la inversión sin riesgo con una inversión con riesgo (ej. B) resulta la llamada línea de asignación de activos, marcando un incremento del riesgo con creciente rentabilidad, que es proporcional al monto de la inversión con riesgo.

Pero aún existen variantes más ventajosas que la línea de asignación de activos, que describe combinaciones de la inversión sin riesgo con la inversión B. Seleccionando una línea de asignación de activos, que toca la línea de eficiencia de los portafolios con riesgo en solo un punto, se puede lograr, para un riesgo dado, una rentabilidad claramente mayor en comparación con la línea de asignación de activos vista anteriormente. En este caso la inversión sin riesgo no se combina sólo con una inversión con riesgo, sino con

⁴ Para eso se formula un problema de minimización. Las celdas variables contienen los porcentajes de las opciones de combinación y se varían hasta obtener el riesgo mínimo para cada rentabilidad.

⁵ Hoy se conoce en español como "Teorías de Elección de Cartera" Nota de BOP

todo un portafolio con riesgo (portafolio tangencial). En nuestro ejemplo el portafolio combina 32% A, 11% B y 57% C. De acuerdo al “teorema de separación de Tobin”⁵ todos los inversionistas racionales con expectativas homogéneas, independientemente de su aversión al riesgo escogerían exactamente esta combinación. De los diferentes portafolios individuales de los inversionistas resulta el portafolio de mercado, que en su estructura corresponde al portafolio tangencial.

Según este modelo, la apreciación subjetiva sobre el riesgo de cada inversionista no es decisiva en relación a la composición óptima del portafolio de riesgo, sino solamente en relación a las proporciones de inversión con riesgo y sin riesgo. Para definir estas proporciones, las curvas de indiferencia posibles se desplazan hacia la línea de asignación de activos hasta ser su tangente (Figura 3). Este punto caracteriza la combinación óptima entre inversión con riesgo y sin riesgo. En nuestro ejemplo se localiza un poco a la izquierda del portafolio tangencial. En consecuencia aproximadamente el 95% de los fondos se deberían invertir en el portafolio de riesgo y 5% en la inversión libre de riesgo.

Teóricamente también existen puntos a la derecha del portafolio tangencial, por ejemplo cuando se asume una mayor disposición al riesgo. Si la curva de indiferencia se junta con la línea de eficiencia a la derecha del portafolio tangencial, significa que sería recomendable aumentar el volumen de los fondos en el portafolio, sin cambiar su estructura. Con eso suben el riesgo y la rentabilidad en proporción a la mayor inversión, mientras que la línea de asignación de activos simplemente se alarga.

Como esencia de estas observaciones es evidente que las bases de la teoría financiera reconocidas para deducir combinaciones o mezclas óptimas de activos/inversiones de riesgo existen hace tiempo. Es importante tomar en cuenta que para la selección de la composición de portafolios la correlación de los riesgos de las diferentes inversiones es de suma importancia. Si existe una alternativa de inversión libre de riesgo, la estructura del portafolio optimizado debería - por lo menos teóricamente -ser independiente de la aversión al riesgo del inversionista.

Obviamente también hay crítica sobre estas bases teóricas, a menudo contra el portafolio de mercado y el supuesto de la distribución normal de las ganancias. Mientras que las revisiones más antiguas mayormente llevan a la confirmación del modelo presentado, hoy son más comunes las voces críticas (Mandelbrot y Hudson, 2005). Hablaremos sobre eso más adelante.

¿CÓMO TRANSFERIR EL MODELO A LA SELECCIÓN DE ESPECIES FORESTALES?

Si el establecimiento de plantaciones forestales no solamente se ve desde el punto de vista ecológico, sino también como creación de valores financieros, las bases teóricas presentadas anteriormente se pueden también aplicar al problema de la selección de especies. Los diferentes rodales se consideran como alternativas de inversión de muy largo plazo, las que presentan diferentes riesgos según la especie. Entonces es necesario encontrar modelos para estimar la rentabilidad, el riesgo y la correlación de los riesgos de tales inversiones.

Para evaluar el atractivo financiero de diferentes especies forestales, empezamos por describir el modelo clásico de economía forestal. La evaluación financiera de las especies es esencial para la evaluación de la diversificación de las especies. Sin embargo tiene que ser ampliada mediante la estimación de los riesgos y la correlación entre ellos. Después analizamos brevemente algunos primeros resultados en relación a otros estudios sobre el tema. Finalmente queremos dar nuestra conclusión y un pronóstico sobre la necesidad de futuros estudios.

► El modelo clásico de evaluación de economía forestal

Hace tiempo el llamado modelo “Faustmann” domina la literatura internacional de economía forestal (Chang, 2001; Navarro, 2002; Viitala, 2006). Existen pocas publicaciones forestales de un autor alemán que encontraron tanto eco internacional como la de Martin Faustmann del año 1849.

La famosa “Fórmula Faustmann” permite calcular el precio máximo que se puede pagar por un retazo baldío de terreno al que se pretende dar un uso forestal. Un inversionista no debería gastar más que ese monto en el suelo, para lograr una rentabilidad del nivel de la tasa de interés utilizada. En inglés ese precio límite se llama “soil expectation value” (valor esperado del suelo, VES) o “willingness to pay for land” (voluntad de pago por el activo tierra).

Faustmann comienza su evaluación de la actividad forestal partiendo del suelo sin árboles. Calcula el valor actual neto de una serie infinita de de pagos periódicos y actualizando cada diferencia de pagos a cero.

$$B_0 = \sum_{t=0}^{\infty} z_t \cdot e^{-r \cdot t} \quad (2)$$

B_0	Valor esperado de la tierra o valor máximo que el inversionista está dispuesto a pagar por la tierra sin árboles
T	Factor de tiempo
z_t	Diferencia de pagos en un momento definido (ingresos menos egresos)
E	Número e de Euler
r	Tasa de interés como decimal ej. 0,02 para 2 %

Faustmann logra explicar la relación 2 de mejor forma. A través de la actualización de todas las diferencias de pagos según la rotación U (Umtriebszeit en alemán) crea una

renta periódica infinita, que ingresa todos los años U . Solamente se debe capitalizar esta renta con el factor correspondiente, para poder estimar el valor máximo que el inversionista “racional” está dispuesto a pagar por el valor del suelo. El valor que resulta de ahí a menudo se llama valor esperado de la tierra (VET) o valor de rentabilidad de la tierra y se puede calcular según el modelo 3.

$$B_0 = \frac{\sum_{t=0}^U z_t \cdot e^{r \cdot (U-t)}}{e^{r \cdot U} - 1} \quad (3)$$

Es evidente que B_0 no es un valor fijo ni objetivo, sino que depende del sistema de manejo silvicultural y también de la tasa de interés. Y claramente B_0 también depende de la especie seleccionada. Por eso en estudios internacionales, el valor esperado de la tierra muchas veces se utiliza para evaluar la rentabilidad de diferentes especies forestales (Niskanen, 1997, 1998; Hyytiäinen y Tahvonen, 2003; Harrison *et al.*, 2005). Es posible estimar la rentabilidad anual de una plantación nueva mediante el cálculo de la anualidad del valor esperado del suelo VES como tasa anual constante (Möhring, 1994), donde la suma de los valores presentes nuevamente da el VES.

Al limitar la evaluación de la especie forestal sólo con el VES, excluyendo posibles efectos positivos de mezclas de especies sobre la productividad y la estabilidad, será posible determinar la especie más rentable para el sitio.

Knoke *et al.* (2005), mediante la aplicación del Modelo de Faustmann determinan en 3,3 a 1 la relación de rentabilidad entre rodales de picea y de haya. Este hallazgo explica por lo menos parcialmente, por qué durante los últimos 200 años las coníferas han sido plantadas mucho más allá de su distribución natural en Europa Central (Spiecker, 2003). La elegancia matemática del modelo 3 sin embargo, tiene su precio en forma de un supuesto bastante fuerte: se supone que todas las diferencias de pagos (ingresos y egresos) en cada una de las rotaciones infinitas ocurren siempre en el mismo momento y tienen un monto fijo. Con eso no se consideran las numerosas incertidumbres a las cuales el manejo forestal está sujeto. En consecuencia, una evaluación adecuada de las especies o mezclas de ellas no es posible mediante la formulación determinística y estática del modelo original de Faustmann.

En principio, mediante una ampliación del modelo Faustmann es posible considerar riesgos y correlaciones de riesgos. Por eso la evaluación de efectos de diversificación logrados por la mezcla de especies forestales se basa en elementos del modelo de Faustmann.

► Diversificación de especies forestales y consecuencias financieras

La diversificación de las especies forestales se puede efectuar de diferentes formas. Antes de presentar la metodología y los primeros resultados de una evaluación financiera de tal diversificación aún bastante simplificada, es importante definir diferentes tipos de mezclas.

De la clasificación de Schütz (1994) entre mezclas principales, mezclas subordinadas y mezclas temporales, nos limitaremos a las primeras.

TIPOS DE MEZCLAS

- a. **Mezclas en superficies mayores:** Se consideran como una medida de diversificación de fácil implementación en el manejo. En el caso extremo podría significar que las diferentes especies se plantan en parcelas o bloques monoespecíficas grandes o en rodales. Las interacciones biofísicas de las especies, por ejemplo en relación a la estabilidad de los árboles, cambios en el crecimiento y la calidad de la madera por competencia prácticamente no ocurren. La rentabilidad de tales mezclas se compone de la rentabilidad de cada especie proporcionalmente a la superficie que ocupa. Sin embargo el riesgo de tales mezclas no necesariamente es el resultado de los riesgos de cada especie en proporción a la superficie que ocupa. Como será demostrado más adelante, el riesgo puede ser reducido de manera sobreproporcional debido a la correlación muy baja entre los riesgos de ciertas especies. Por los posibles efectos de diversificación, también se considera que existe mezcla en bosques donde esta se produce en rodales de gran tamaño.
- b. **Mezclas en superficies menores:** Generalmente los silvicultores piensan en mezclas más intensivas a nivel de rodal cuando hablan de un bosque mixto. Esas mezclas pueden ser a nivel de grupos de árboles mayores en áreas de 0,04 - 0,1 ha, grupos de árboles menores en áreas < 0,04 ha, o a nivel de árbol individual. Aquí se esperan interacciones biofísicas entre las especies. Por eso es probable que la rentabilidad de un bosque mixto con pequeñas superficies de mezcla no se compone simplemente por la suma de los rendimientos esperados de cada una de estas. Aquí pueden ocurrir interacciones que aumentan la rentabilidad (ej: mayor estabilidad) o la disminuyen (ej: bajas en la calidad de la madera).
- c. **Mezclas en filas:** A nivel mundial las mezclas en filas son muy comunes. Este tipo de mezcla no es favorable para haya y picea, especies comúnmente utilizadas en Europa Central para el establecimiento de bosques mixtos. Las diferencias en la dinámica de crecimiento entre ambas especies, lleva a favorecer en demasía una sobre la otra.

Todos los resultados obtenidos hasta el momento sobre efectos de diversificación mediante la mezcla de especies forestales, no consideran las interacciones de las especies, representando el caso a. Nosotros vemos nuestra presentación como un primer paso hacia una evaluación económica mejorada de la diversificación de las especies forestales y no como un resultado final y una solución definitiva.

CÁLCULO DE RENDIMIENTOS BAJO INCERTIDUMBRE Y CORRELACIONES DE RIESGOS

Se presenta la opción de integrar los riesgos y su correlación con la Simulación de Monte Carlo. Para esto se construye una serie de pagos para toda la rotación, de la misma

manera que se utiliza para calcular el valor potencial del suelo. Esta serie de pagos puede resultar de la evaluación financiera de simulaciones de crecimiento. Por motivos prácticos nos limitaremos a un horizonte temporal limitado, al contrario de como sucede en el modelo de Faustmann. Para hacer eso, los intervalos de producción de las especies deberían ser idénticos, o el horizonte de tiempo se debería extender a varias rotaciones sucesivas, de manera de posibilitar la comparación de los diferentes valores actuales netos (Knoke *et al.*, 2005). Con la ayuda de números aleatorios se simulan los ingresos y gastos para rodales o partes de rodales, los que gracias a las múltiples repeticiones, varían aleatoriamente. Esos números aleatorios se generan a través de una distribución binomial. Pueden ser dirigidas por probabilidades de cancelación que se encuentran en la literatura. Holthausen *et al.* (2004) dan una corta explicación para derivar probabilidades de cancelación y otros métodos de análisis de riesgo. Se habla de daño, cuando la función para generar números aleatorios da 1 (daño). Cuando el número aleatorio es 0 no existe daño. En el caso de daño, se espera una rentabilidad neta reducida. Después de producido un daño, la edad del rodal vuelve a ser considerada 0. Para el establecimiento de una nueva plantación se consideran los gastos correspondientes.

Otro elemento importante de la Simulación de Monte Carlo es la simulación de las fluctuaciones de los precios forestales. Con registros de precios forestales se desarrollan modelos de escenarios (ej. modelos estadísticos auto-regresivos) que consideran las correlaciones entre las diferentes especies forestales. Con estos modelos se pueden calcular para cada combinación de mezcla 1.000 o mas diferentes escenarios, obteniéndose resultados que varían de manera aleatoria.

A través de las numerosas repeticiones se pueden calcular promedios estables, su varianza y su correlación. Descripciones detalladas del procedimiento se encuentran en Knoke *et al.* (2005) y Knoke y Wurm (2006).

Después de generar los rendimientos, riesgos y correlaciones de riesgos requeridos a través de la Simulación de Monte Carlo, las bases teórico financieras pueden aplicarse a la evaluación de la diversificación de las especies forestales.

EFFECTOS DE DIVERSIFICACIÓN EN PLANTACIONES CON SUPERFICIES MAYORES DE MEZCLAS DE HAYA Y PICEA

En relación a la evaluación financiera de la diversificación de especies forestales, la investigación forestal aún está en sus inicios. En consecuencia solamente se consideran como ejemplo los resultados de una plantación con superficies mayores de mezcla de dos especies. Se utilizan antecedentes financieros (Cuadro 1) para las especies haya (*Fagus sylvatica* L.) y picea (*Picea abies* (L.) Karst) (Knoke y Wurm, 2006), para un escenario con una probabilidad de supervivencia hasta la edad de 100 años de 0,89 para haya y 0,55 para picea, simulando niveles de cosecha dependientes del precio de la madera. Los antecedentes de rentabilidad forestal se obtuvieron considerando las condiciones de crecimiento correspondientes a los montes terciarios de Baviera (Tertiäres Hügelland).

Cuadro 1. Antecedentes económicos para el cálculo de una mezcla óptima de las especies haya y picea (de Knoke y Wurm (2006) con modificaciones, rotación 100 años, tasa de interés 2%).

	Flujos de fondos en Euro		
	Inversión libre de riesgo a 2 %	haya	picea
Fondos invertidos (inversión inicial)	3000	3000	3000
Rentabilidad neta actualizada sin considerar la inversión inicial	3000	5973	6702
Suma de los gastos anuales de administración actualizados (50 Euro/a/ha)	-	2155	2155
Rentabilidad (sin considerar la inversión inicial)	3000	3818	4547
Rentabilidad anual (Anualidad)	69,61	88,38	105,29
Desviación estándar	0	34,39	60,03
Coefficiente de correlación k para los riesgos de haya y picea		0,03	

La anualidad a se calculó con la siguiente fórmula: $a = E \cdot 0,02 \cdot \frac{1,02^{100}}{1,02^{100} - 1}$. a es una cuota anual constante sumando la rentabilidad E en 100 años.

Para la optimización del portafolio se utiliza generalmente como criterio de rentabilidad la tasa interna de retorno (TIR) de diferentes inversiones. Esto también sería posible en nuestro ejemplo. Sin embargo, el cálculo de la TIR basado en el cálculo de los rendimientos para un período de tiempo tan largo trae problemas lógicos (Schmalen, 2002), debido a que considera la reinversión de los ingresos generados, por ejemplo de los raleos comerciales, a la misma tasa de interés. Además, el método de la TIR puede llevar a expresar varias soluciones. Por eso expresamos la rentabilidad de las inversiones en forma de una anualidad y transformamos los flujos de fondos discontinuos de la producción forestal a una tasa anual equivalente (Cuadro 1).

Nuestro ejemplo parte del supuesto que el inversionista tiene las siguientes alternativas para invertir 3000 Euros (debido al largo horizonte de planificación se usa una tasa de interés de sólo 2%):

1. Inversión libre de riesgo de 3000 Euro con una tasa de interés del 2 %.
2. Inversión de riesgo de 3000 Euro para establecer una plantación de haya.
3. Inversión de riesgo de 2000 Euro para establecer una plantación de picea e inversión de los 1000 Euro restantes con una tasa de interés del 2 %.
4. Inversión de riesgo en un portafolio de haya y picea.

El porcentaje óptimo de la inversión libre de riesgo y la posibilidad de tomar un crédito para aumentar el volumen de los fondos invertidos en el portafolio de especies forestales, son de menor importancia en este momento. El ejemplo pretende revisar si bajo las condiciones adoptadas, una mezcla de especies es favorable, y en el caso que lo sea, cuáles serían las proporciones recomendadas de las diferentes especies.

Mezclando haya y picea en superficies mayores con un coeficiente de correlación de los riesgos muy bajo ($k=+0,03$) produce claros efectos de diversificación (Figura 4). Esto se hace evidente por la línea de eficiencia representada en forma de un bastón, para diferentes mezclas entre haya y picea. En un principio, la incorporación de picea a rodales puros de haya no solamente aumenta la rentabilidad, sino también reduce el riesgo. Aquí, los efectos de compensación se explican por bajas correlaciones de riesgos biofísicos y correlaciones levemente negativas de los precios forestales (Knoke *et al.*, 2005). El mínimo de riesgo se logra con una mezcla de 80% de haya y 20% de picea. Aumentando el porcentaje de picea, el riesgo aumenta, lo que se tiene que considerar como el costo a pagar por la mayor rentabilidad.

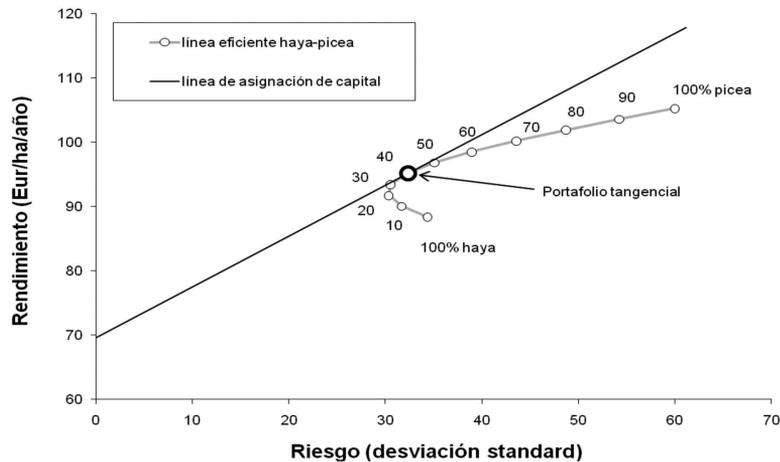


Figura 4. Curvas de rentabilidad - riesgo de mezclas en superficies grandes entre haya y picea y línea de asignación de activos (Knoke y Wurm, 2006, modificado)

En este ejemplo, la línea de asignación de activos comienza con una rentabilidad libre de riesgo de aprox. 70 Euro/año. Esta se hace tangente con la línea de eficiencia de los posibles portafolios de haya y picea para una mezcla de 60% haya y 40% picea. Esto significa, que todos los inversionistas con iguales expectativas económicas, aversión al riesgo y acceso a una alternativa de inversión de largo plazo libre de riesgo, escogerían la mezcla de 60% haya y 40% picea. Según esta tendencia, retornos libres de riesgo bajos llevarían a un aumento de la proporción de haya, mientras que mayores retornos libres de riesgo llevarían a un aumento de la proporción de picea. A pesar que el ejemplo puede parecer irreal (ya que es dudoso que una inversión a 100 años pueda estar libre

de riesgo), la simple consideración de dos especies forestales permite reducir los riesgos de producción.

EFFECTOS DE DIVERSIFICACIÓN EN PLANTACIONES CON SUPERFICIES MENORES CON MEZCLA DE PICEA Y HAYA

Existe solamente un primer estudio piloto sobre la integración de posibles efectos de mezclas en superficies menores (Knoke y Seifert, 2008). El estudio considera una mezcla en grupos de árboles plantados en superficies de 25 x 40 m. La supuesta disminución de la calidad de la madera en las orillas de estos grupos se tomó en consideración, descontando de las ganancias netas un 50% para haya y un 20% para picea. En una mezcla de 50:50 se produjo una reducción máxima de las ganancias netas de 10 % para haya y 5 % para picea. En relación al incremento de volumen se estimó para la misma mezcla una disminución de 13% para haya y un aumento de 16% para picea. Con menores porcentajes de mezcla esos efectos se aumentaron y redujeron proporcionalmente. En relación a la estabilidad se supusieron, en base a la información que proporcionan nuevos estudios, mayores probabilidades de supervivencia para picea en mezclas establecidas en superficies menores. Mientras que la variante de referencia (superficies mayores de mezcla) partía de la base que hasta los 100 años un 40% de las piceas morían por daños por nieve, viento o insectos, la variante de las superficies menores de mezcla supone una pérdida de solamente 20%. En consecuencia la relación de pérdidas obtenidas en rodales puros y mixtos corresponde a 2:1. Comparado con las publicaciones mencionadas anteriormente en relación a la estabilidad de superficies menores en mezcla, esta estimación es bastante pesimista.

A pesar de los efectos negativos del supuesto deterioro de la calidad de la madera sobre los parámetros financieros y los efectos neutros del incremento en volumen, la combinación de los tres efectos resultó en una clara superioridad de las superficies de mezcla menores sobre las mayores. A través de las mezclas en superficies menores fue posible obtener con un menor riesgo económico, cualquiera de las rentabilidades logradas con mezclas en superficies mayores. Incluso se logró una mayor rentabilidad que en la plantación pura de picea, cuando la participación de esta especie supera el 60%. Esto se debe al significativo efecto de la mayor estabilidad lograda para picea en superficies de mezclas menores, lo que se refleja en los resultados financieros. Los resultados financieros se mejoraron de tal manera, que los posibles efectos negativos -como por ejemplo la disminución de la calidad de la madera- fueron compensados con creces. En consecuencia, se puede deducir que los efectos financieros positivos del bosque mixto en superficies de mezcla menores en grupos de 0,04 a 0,1 ha y de 0,1 a 0,5 ha, propuestos por Gayer (1886) son perfectamente posibles de comprobar, tomando en consideración los antecedentes tanto de la investigación ecológica como financiera. El bosque mixto entonces no solamente tiene ventajas ecológicas con las cuales se puede argumentar para recomendar su establecimiento, sino también ventajas económicas que lo hacen realmente atractivo. Sin embargo hay que tener cuidado al traspasar estos resultados a las condiciones en Chile, como lo muestra en este mismo libro, el estudio de Hildebrandt *et al.*

RESULTADOS DE ESTUDIOS SIMILARES

Existen pocos estudios comparables, pero los que existen confirman el resultado presentado. Thomson (1991) pudo comprobar en un estudio basado en Norteamérica, que una inversión forestal basada en sólo una especie no es recomendable para un inversionista con aversión al riesgo. Según su estudio, un portafolio constituido por un 73% de coníferas y un 27% de latifoliadas da los mejores resultados. Weber (2002) fue el primero en traspasar la teoría de portafolio al problema de la selección de especie para mezclas bajo las condiciones de Europa Central. Utilizó categorías de tablas de rendimiento y los manejos relacionados considerados como “normales” para las especies principales picea, pino, haya y encino, y evaluó los rendimientos sostenidos de los volúmenes de cosecha, considerando variaciones anuales del precio de la madera. No se consideraron riesgos biofísicos. Weber se basó en el supuesto que superficies con esas categorías “normales” de manejo se pueden adquirir y vender libremente, llegando a la conclusión, que por la correlación baja de los riesgos, la diversificación entre haya y picea parecería recomendable.

Otros trabajos (Wagner y Rideout, 1991, 1992; Zinkhan *et al.*, 1992; Zinkhan y Cabbage, 2003; Penttinen y Lausti, 2004) utilizan el modelo desarrollado por Sharpe (1964) llamado “Capital Asset Pricing Model” (modelo de fijación de precios de activos de capital), para describir las ventajas de un bosque como un solo objeto de inversión sin mayores diferenciaciones dentro de un portafolio mayor (junto con otras inversiones financieras o inmobiliarias) (Wippermann y Möhring, 2001). Zinkhan *et al.* (1992) demuestran, que la integración del bosque a un portafolio mayor puede reducir el riesgo para una tasa de descuento determinada en un promedio de 5%. Los resultados de Lönnstedt y Svensson (2000) dan indicaciones similares. Ellos detectan leves, e incluso negativas correlaciones entre inversiones forestales e inversiones agropecuarias o financieras. Esta característica del bosque, lo hace atractivo como elemento en un portafolio mayor, porque su integración como inversión contribuye a la amortiguación de los riesgos de los demás elementos dentro del portafolio.

► Limitaciones de la teoría de portafolio

Hasta el momento las limitaciones de la teoría de portafolio, que ya tiene más que 50 años, no son claras. La moderna teoría financiera sigue basándose en los fundamentos de Markowitz, Tobin, Sharpe y otros (Mandelbrot y Hudson, 2005). Sin embargo, en el transcurso del tiempo se ha presentado una serie de críticas a la teoría de portafolio. A menudo se critica la necesidad de aplicar funciones de riesgo bastante específicas, asumiendo así preferencias de riesgo para poder deducir un portafolio óptimo. La aversión al riesgo a menudo depende de la situación concreta de decisión y eventualmente no es constante en el tiempo (Post y Van Vliet, 2006). Esta limitación se puede enfrentar con la integración de una alternativa de inversión libre de riesgo - por lo menos considerando la composición del portafolio, como demostramos anteriormente. Queda la duda si se puede aceptar una inversión libre de riesgo para un intervalo de tiempo de 100 años. De mayor peso es la crítica sobre la supuesta distribución normal de los retornos (Gotoh y Konno, 2000). La producción forestal está sujeta a grandes riesgos biofísicos, por lo

menos en Europa Central, que resulta en importantes desviaciones de la distribución normal de los retornos (Knoke y Wurm, 2006). El sesgo de las distribuciones hacia la izquierda es de particular importancia para la evaluación del riesgo y comúnmente no corresponden para nada a la distribución normal. Modelos alternativos, como por ejemplo la consideración de los criterios de dominancia estocástica (Levy, 1998), los llamados modelos “Downside-risk” (Lee y Rao, 1988) o el cálculo de la robustez según la teoría de “Information-gap” (Ben-Haim, 2006), son posibilidades para seguir desarrollando los métodos de evaluación financiera. El último modelo mencionado permite estimar los márgenes para posibles cambios del perfil del riesgo, y considera de forma bastante completa las incertidumbres futuras, marcando aun más claramente las ventajas de la diversificación de especies forestales (Knoke, 2008).

➤ Pronóstico y conclusiones

Hasta el momento la transferencia de métodos de las matemáticas financieras hacia decisiones silvícolas típicas, como la selección de la especie, aún se encuentra en sus inicios. La falta de investigación respecto a la diversificación de especies forestales, puede haberse motivada por la visión crítica hacia esta práctica (Möhrling, 2004; Spellmann, 2005). Primero sería entonces necesario aplicar la metodología clásica a la silvicultura, y por fin comenzar a investigar seriamente el tema de la relación entre diversificación de especies y riesgo económico. Los escasos cálculos de portafolio deben realizarse también para otras especies y otros sitios, porque un portafolio de especies óptimo depende del sitio y probablemente consistirá claramente para más de dos especies. En este contexto se requiere más que nada una intensificación de la investigación de riesgos en el ámbito de la silvicultura.

Resumiendo, podemos decir que el modelo presentado para la evaluación de la diversificación de especies puede ser incompleto, en particular porque no se ha logrado la integración de las interacciones entre las especies mezcladas en superficies menores, y no se han considerado los posibles cambios en el futuro perfil de riesgo de las especies. Pero el modelo presentado ofrece la oportunidad única de basar la evaluación de las decisiones silvícolas sobre fundamentos objetivos, sin tener que desperdiciar el concepto ecológico de la diversidad.

La pregunta si una mezcla en superficies menores planteada en espacios de 0,1-0,5ha, 0,04-01ha o <0,04ha puede compensar las ventajas de las “economías de escala” y la tendencia hacia una mejor calidad de la madera en mezclas en superficies mayores, solamente se puede contestar tras una investigación continuada considerando las condiciones de producción y de riesgo. Primeros pasos en este sentido sugieren un potencial de mejoramiento por lo menos para las condiciones en Europa Central (Knoke y Seifert, 2008). Las interacciones existentes entre las especies mezcladas en unidades de pequeñas superficies, seguramente presentan un tema de investigación de primera prioridad, tanto para la economía forestal como para la silvicultura.

Resumen

Basado en la transferencia del modelo clásico de teoría financiera al problema silvícola de selección de especie, el presente artículo desarrolla las bases teóricas para la evaluación financiera de las mezclas de especies forestales frente a los riesgos de producción. El modelo clásico de evaluación económica forestal según Faustmann, se amplía hacia los riesgos esperados de las especies y su correlación, lo que por ejemplo es posible mediante la Simulación de Monte Carlo. Aplicando la Teoría de Portafolio de Markowitz y el Teorema de Separación de Tobin es teóricamente posible deducir las proporciones óptimas de especies por lo menos para mezclas de superficies mayores que son independientes del grado de aversión al riesgo del inversionista, cuando existe una alternativa de inversión libre de riesgo.

El modelo presentado con solamente dos especies debe ser ampliado a futuro, incluyendo más especies y diferenciando según el sitio. Un enfoque medular para el futuro desarrollo debería ser la integración de los efectos de las mezclas en superficies menores (interacciones de especies). Se deben considerar los posibles cambios en el perfil del riesgo de las especies a través de la teoría de "Information-gap". En conclusión, una evaluación financiera mejorada para la toma de decisiones silvícolas, puede significar un potencial exitoso para el manejo forestal a través de formaciones boscosas mixtas.

► Bibliografía

Ben-Haim, Y. 2006. Info-Gap Decision Theory: Decisions Under Severe Uncertainty. Second edition. Amsterdam et al.: Elsevier and Academic Press.

Chang, S. 2001. One formula, myriad conclusions, 150 years of practicing the Faustmann Formula in Central Europe and the USA. *Forest Policy and Economics* 2: 97-99.

Cotta, H. 1828. Anweisung zum Waldbau. 4. Auflage. Leipzig: Arnoldische Buchhandlung.

Faustmann, M. 1849. Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. *Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung* 20: 441-455.

Figge, F. 2004. Bio-folio: applying portfolio theory to biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 13: 827-849.

Gotoh, J. y Konno, H. 2000. Third Degree Stochastic Dominance Mean-Risk Analysis. *Management Science* 46: 289-301.

Gayer, K. 1886. Der gemischte Wald. Berlin: Parey.

Harrison, S., Venn, T., Dales, R., Mangaoang, E. y Herbohn, J. 2005. Estimated Financial Performance of Exotic and Indigenous Tree Species in Smallholder Plantations in Leyte Province. *Annals of Tropical Research* 27: 67-80.

Holthausen, N., Hanewinkel, M. y Holecy, J. 2004. Risikomanagement in der Forstwirtschaft am Beispiel des Sturmrisikos. *Forstarchiv* 75: 149-157.

Hostettler, M. 2006. Besprechung des Artikels: "Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C. und Moog, M., 2005. Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution to the discussion on natural diversity. *Forest Ecology and Management* 213: 102-116." *Schweizer Zeitschrift für Forstwesen* 157: 64.

Hyttiäinen, K. y Tahvonen, O. 2003. Maximum Sustained Yield, Forest Rent or Faustmann: Does it Really Matter? *Scandinavian Journal of Forest Research* 18: 457-469.

Knoke, T. 2008. Mixed forests and finance - Methodological approaches. *Ecol Econ* 65: 590-601.

Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C. y Moog, M. 2005. Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution to the discussion on natural diversity. *Forest Ecology and Management* 213: 102-116.

Knoke, T. y Wurm, J. 2006. Mixed forests and a flexible harvest strategy: A problem for conventional risk analysis? *European Journal of Forest Research* 125: 303-315.

Knoke, T. y Hahn, A. 2007. Baumartenvielfalt und Produktionsrisiken: Ein Forschungseinblick und -ausblick. *Schweiz Z Forstwes* 158: 312-322.

Knoke, T. y Seifert, T. 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech-Norway spruce stands in bioeconomic modelling. *Ecol Model* 210: 487-498.

Lee, W. y Rao, RKS. 1988. Mean Lower Partial Moment Valuation and Lognormally Distributed Returns. *Management Science* 34, 446-453.

Levy, H. 1998. Stochastic Dominance: Investment Decision Making under Uncertainty. Boston, Dordrecht, London: Kluwer.

Lönnstedt, L. y Svensson, J. 2000. Return and Risk in Timberland and Other Investment Alternatives for NIPF Owners. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 661-669.

Mandelbrot, B. y Hudson, R. 2005. Fraktale und Finanzen: Märkte zwischen Risiko, Rendite und Ruin. München: Piper.

Markowitz, H. 1952. Portfolio Selection. *The Journal of Finance* 7: 77-91.

Möhring, B. 1994. Über ökonomische Kalküle für forstliche Nutzungsentscheidungen. Schriften zur Forstökonomie Band 7. Frankfurt/Main: Sauerländers.

Möhring, B. 2004. Betriebswirtschaftliche Analyse des Waldumbaus. *Forst und Holz* 59: 523-530.

Navarro, G. 2002. On 189 Years of Confusing Debates over the „König-Faustmann“ Formula. Schriftenreihe des Instituts für Forstökonomie Freiburg, Band 18. Remagen-Oberwinter: Dr. Norbert Kessel.

Nichols, J., Bristow, M. y Vanclay, J. 2006. Mixed-species plantations: Prospects and challenges. *Forest Ecology and Management* 233: 383-390.

Niskanen, A. 1998. Financial and economic profitability of reforestation in Thailand. *Forest Ecology and Management* 104: 57-68.

Niskanen, A. 1999. The Financial and Economic Profitability of Field Afforestation in Finland. *Silva Fennica* 33: 145-157.

Penttinen, M. y Lausti, A. 2004. The Competitiveness and Return Components of NIPF Ownership in Finland. *The Finnish Journal of Business Economics*, Special Edition 2/2004.

Post, T. y Van Vliet, P. 2006. Downside risk and asset pricing. *Journal of Banking and Finance* 30: 823-849.

Putnoki, H. y Hilgers, B. 2007. Große Ökonomen und ihre Theorien. Weinheim: Wiley-VCH.

Sharpe, W. 1964. Capital Asset Prices: A Theory of Market Equilibrium under Conditions of Risk. *The Journal of Finance* 14: 425-442.

Spellmann, H. 2005. Produziert der Waldbau am Markt vorbei? *Allg. Forstzeitschrift/Der Wald* 60: 454-459.

Spiecker, H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-temperate zone. *Journal of Environmental Management* 67: 55-65.

Spremann, K. 1996. *Wirtschaft, Investition und Finanzierung*. 5., vollständig überarbeitete, ergänzte und aktualisierte Auflage. München und Wien: Oldenbourg.

Tobin, J. 1958. Liquidity preferences as a behavior towards risk. *Review of Economic Studies* 25: 65-86.

Thomson, T. 1991. Efficient Combinations of Timber and Financial Market Investments in Single-Period and Multiperiod Portfolios. *Forest Science* 37: 461-480.

Viitala, E. 2006. An early contribution of Martin Faustmann to natural resource economics. *Journal of Forest Economics* 12: 131-144.

Wagner, J. y Rideout, D. 1991. Evaluating Forest Management Investments: The Capital Asset Pricing Model and the Income Growth Model. *Forest Science* 37: 1591-1604.

Wagner, J. y Rideout, D. 1992. The stability of the capital asset pricing model's parameters in analysing forest investments. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 1639-1645.

Weber, M. 2002. *Portefeuille- und Optionspreis-Theorie und forstliche Entscheidungen*. Schriften zur Forstökonomie Band 23. Frankfurt a.M.: Sauerländer's.

Wippermann, C. y Möhring, B. 2001. Exemplarische Anwendung der Portefeuilletheorie zur Analyse eines forstlichen Investments. *Forst und Holz* 56: 267-272.

Zinkhan, F. y Cubbage, F. 2003. Financial Analysis of Timber Investments. In: Sills, E.O. and Abt, Karen Lee (eds.). *Forests in a Market Economy*. Forestry Sciences 72. Dordrecht, Boston, London: Kluwer: 77-95.

Zinkhan, F., Sizemore, W., Mason, G. y Ebner, T. 1992. *Timberland Investments: A Portfolio Perspective*. Oregon: Timber Press.

Agradecimientos

Quiero expresar mis agradecimientos a mi amigo Dr. Rodrigo Mujica y al INFOR por su apoyo en los trabajos de investigación de la cátedra de inventario forestal y manejo sustentable de la Universidad TU München en Chile.

SELECCIÓN DE ESPECIES FRENTE AL RIESGO DE FLUCTUACIONES EN LOS PRECIOS FORESTALES: CONSECUENCIAS ECONÓMICAS PARA DIFERENTES MEZCLAS DE RAULÍ Y PINO OREGÓN*

Patrick Hildebrandt¹, Philipp Kirchlechner¹, Andreas Hahn¹ y Thomas Knoke²

¹ Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Universidad TU München. Am Hochanger 13, D-85354 Freising, Alemania. E-mails: hildebrandt@mytum.de; kirchlechner@forst.tu-muenchen.de; hahn@mytum.de

² Dr. Ciencias Forestales. Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Universidad TU München. Am Hochanger 13, D-85354 Freising, Alemania. E-mail: knoke@forst.tu-muenchen.de

➤ 1. Introducción

Comparado con la producción agropecuaria o industrial, la producción forestal está marcada por intervalos de producción extremadamente largos. Eso implica una mayor incertidumbre en la planificación por los diferentes riesgos que podrían perjudicar los rendimientos y los cuales es necesario considerar. En este contexto se puede diferenciar entre riesgos naturales y riesgos de mercado: por un lado, el viento, fuego o insectos pueden dañar la plantación y reducir las ganancias. Por el otro lado las fluctuaciones en los precios forestales durante el intervalo de producción, pueden tener el mismo efecto negativo sobre las ganancias esperadas. En muchos países se están estableciendo plantaciones forestales, y al momento de considerar riesgos naturales, estos juegan un rol inferior dentro de la producción forestal. Por eso pocas veces existe una base de datos que asegure la susceptibilidad de diferentes especies de árboles a diferentes daños (por ejemplo daños de viento). Lo mismo ocurre para el caso de Chile, país donde se desarrolló el presente trabajo. En consecuencia, la presente evaluación considera sólo el riesgo para la inversión debida a las fluctuaciones de los precios de los productos forestales. La importancia de considerar los riesgos inherentes a la producción forestal se hace

* Texto original en alemán, traducción realizada por Dr. Hans Grosse, Dr. Rodrigo Mujica, Sra. Helma Kinzl.

evidente por la gran cantidad de estudios científicos sobre el tema. Acuña y Drake (2003) investigaron la varianza de los rendimientos de plantaciones de *Pinus radiata* en Chile variando los supuestos básicos (precios, productos, intereses, costos de producción). Otros estudios investigan las posibilidades de reducir los riesgos a través de una diversificación de la inversión, combinando inversiones forestales con otras formas de inversión (Zinkhan *et al.*, 1992; Lönnstedt y Svensson, 2000; Wippermann y Möhring, 2001; Zinkhan y Cubbage, 2003; Penttinen y Lausti, 2004) y a través de la optimización de las mezclas de las especies forestales (Thomson, 1991; Deegen *et al.*, 1997; Weber, 2002; Knoke *et al.*, 2005; Knoke y Wurm 2006; Knoke y Hahn, 2007).

Sin embargo, la evaluación de mezclas de especies forestales aún está en sus inicios. Hasta el momento solamente se consideran mezclas en superficies mayores. Las interacciones de especies que puedan ocurrir en mezclas a nivel de rodal, sólo se han considerado sobre una base muy teórica (Knoke y Seifert, 2008). A continuación se presentan consideraciones y estudios sobre las mezclas de Raulí y Pino Oregón en superficies pequeñas (filas) comparado con mezclas en superficies grandes. Además se pretende evaluar, si una mezcla de dos especies de diferente rentabilidad tiene sentido frente al riesgo de las fluctuaciones en los precios forestales.

2. Material y Metodología

Para efectuar la evaluación, primero fue necesario elaborar las bases de rendimiento forestal. Entonces se calcularon los ingresos y los costos, que formaron la base para conocer las utilidades descontando los costos del maderero y su varianza en el caso de fluctuaciones en los precios forestales.

2.1 CÁLCULOS DEL CRECIMIENTO

Se definió una rotación de 40 años para ambas especies como base para calcular el rendimiento forestal. Donoso (1999) describe una posible rotación para plantaciones de Raulí en un buen sitio de 35-40 años; Quiroz y Rojas (2003) igualmente recomiendan 35 a 40 años para un manejo intensivo de Pino Oregón. Basado en esta rotación, se calcularon los incrementos y los volúmenes a nivel de rodal para plantaciones puras y mixtas. Estos volúmenes se separaron en madera de categoría aserreeable o debobinable y madera de calidad inferior (madera restante), que posteriormente formaron la base para el cálculo de las utilidades.

2.1.1 Diámetro

Para poder calcular las utilidades esperadas, fue necesario calcular el crecimiento de las diferentes mezclas. Para este cálculo se utilizaron las ecuaciones de los modelos de crecimiento elaboradas por Kirchlechner (2007) en el marco del proyecto “Bosques Seminaturales: opción tecnológica para la rehabilitación de bosques nativos”. De aquí, para pronosticar el incremento en diámetro de Raulí se aplicó el siguiente modelo:

DAP	=	$12,85383 + 0,56489 \cdot \text{edad} - 0,09861 \cdot \text{CI} - 0,00703 \cdot \text{altura snm} + 0,05083 \cdot \text{EspComp1} \cdot \text{edad} + 0,04740 \cdot \text{EspComp2} \cdot \text{edad}$
DAP	=	Diámetro a la altura de 1,3 m [cm]
CI	=	Competencia de los siete vecinos más cercanos según Hegyi (1974)
altura snm	=	Altura sobre el nivel del mar [m]
EspComp1 · edad	=	Interacción 1 de las variables del indicador EspComp1 (Especie competidora) por la edad
EspComp2 · edad	=	Interacción 2 de las variables del indicador EspComp1 (Especie competidora) por la edad

Para desarrollar parámetros se utilizaron 130 parcelas de muestreo (un árbol central y siete individuos de competencia). Se eliminaron 9 mediciones como atípicas. Con este modelo se pudo explicar un 33% de la varianza del DAP medido. Una varianza restante de un promedio de $\pm 4,25$ no se pudo explicar.

La variable CI describe el nivel de competencia de los siete vecinos más cercanos y, según el índice de competencia de Hegyi (1974) se calculó dividiendo la suma de los DAP de los siete vecinos más cercanos por la suma de las distancias a los siete individuos más cercanos.

Dado que en rodales no raleados se debe esperar un continuo cambio en las condiciones de competencia dependiente de la edad del rodal, se consideró para la modelación del desarrollo diametral a través de una regresión lineal, la incidencia en la competencia de los siete vecinos más cercanos dependiente de la edad del rodal. De esta manera se utilizó el siguiente modelo:

$$\text{CI} = 23,54947 + 0,60358 \cdot \text{edad}$$

CI = Competencia de los siete vecinos más cercanos según Hegyi (1974)

Para la construcción de este modelo se consideraron los índices de competencia de 384 árboles; un 19,76% de la varianza se pudo explicar así y un $\pm 6,2$ de una varianza restante quedó sin explicación.

Para calcular el incremento en diámetro se consideró una altura media sobre el nivel del mar de 430 m como base.

La variable EspComp fue introducida por Kirchlechner (2007) como indicador para considerar la competencia específica de las especies. Con la codificación de contraste fue posible diferenciar entre las especies que presentaron la competencia más fuerte (Cuadro 1).

Cuadro 1. Codificación de contraste para diferenciar la especie de la competencia más fuerte según Kirchlechner, 2007.

	EspComp1	EspComp2	EspComp3
Raulí	-1	2	0
Roble	-1	-1	1
Coigüe	-1	-1	-1
Pino Oregón	3	0	0

La variable EspComp1 se utilizó para diferenciar entre Pino Oregón y *Nothofagus* (competencia más fuerte = Oregón, EspComp1=3; competencia más fuerte = *Nothofagus*, EspComp1= -1), y la variable EspComp2 para separar Raulí de Roble y Coigüe (competencia más fuerte = Raulí, EspComp2=2; competencia más fuerte = Roble o Coigüe, EspComp2= -1). El indicador EspComp3 se utilizó para diferenciar entre Roble y Coigüe. Sin embargo, esta diferenciación no produjo valores significativos en ninguna de las regresiones de incremento en diámetro. Para calcular el incremento en diámetro para una mezcla de superficies pequeñas en filas se definió una de las especies como competencia más fuerte para la otra y viceversa. Para calcular el incremento en diámetro en plantaciones puras o mezclas en superficies mayores, se definió la misma especie como competencia más fuerte.

Para el caso de mezclas de Raulí y Pino oregón en superficies pequeñas, se asumió para el cálculo del desarrollo diametral de Raulí una competencia mas fuerte por parte del Pino oregón, asignándole a la variable EspComp1 un valor 3 y a la variable EspComp2 un valor 0. Para el caso de mezclas en superficies pequeñas de Pino oregón con Raulí, se le asignó el valor 1 a la variable EspComp1 y el valor 2 a la variable EspComp2. Análogamente se supuso para el cálculo del desarrollo diametral de rodales puros o mezclas en grandes superficies como se mencionó anteriormente, un competidor mas fuerte de la misma especie, con lo que se le asignó a la variable EspComp1 para Pino oregón el valor 3 y a la variable EspComp2 el valor 0. Para el caso de la especie Raulí, se le asignó a la variable EspComp1 el valor -1 y a la variable Espcomp2 el valor 2.

El efecto sobre el desarrollo diametral de las distintas mezclas de especies arbóreas, depende así de los parámetros de las dos variables y la interacción 1 y 2 de estas, como se representa en la Figura 1.

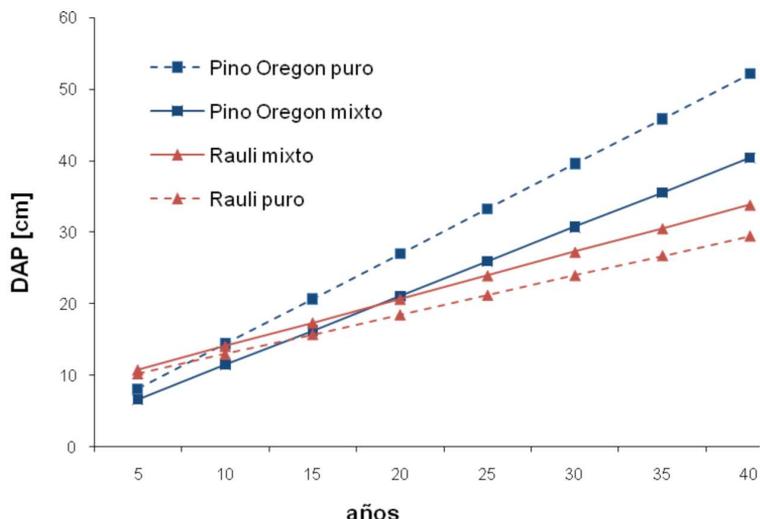


Figura 1: Desarrollo diametral para Raulí y Pino oregón para mezclas en pequeñas superficies y en rodales puros

El Pino Oregón puede lograr diámetros medios claramente más altos en mezclas en gran superficie que en mezclas a pequeñas superficies con Raulí. Este último a su vez saca ventaja de la mezcla con Pino Oregón en pequeña superficie pudiendo subir algo su diámetro medio. En términos generales Pino Oregón alcanza en rodales jóvenes valores claramente más altos que el Raulí.

En consecuencia para Pino Oregón se utilizó el siguiente modelo para pronosticar el incremento en diámetro:

DAP	=	$12,76774 + 1,31702 \cdot \text{edad} - 0,46399 \cdot \text{CI} + 0,07314 \cdot \text{EspComp1} \cdot \text{edad}$
DAP	=	Diámetro a la altura de 1,3 m
CI	=	Nivel de competencia de los siete vecinos más cercanos
EspComp1 · edad	=	Interacción 1 del indicador EspComp1 (Especie competidora) por la edad

En este caso se utilizaron 136 parcelas de muestreo y se eliminaron 4 mediciones como atípicas. 35% de la varianza de los DAP medidos se pudieron explicar con el presente modelo, una varianza restante de un promedio de $\pm 6,05$ no se pudo explicar. Para Pino Oregón no se pudieron comprobar ni efectos de la altura sobre el nivel de mar, ni diferentes niveles de competencia por las especies de *Nothofagus*, por lo que esas variables no aparecen en el modelo.

2.1.2 Número de árboles por hectárea

El promedio de número de árboles por hectárea se calculó con otra regresión, considerando el diámetro medio y la densidad de la plantación al momento de su establecimiento.

ln (N)	=	$9,23108-1,03076*\ln (dm) +0,00028813*N(t_0)$
ln (N)	=	Logaritmo natural del número de árboles/ha
ln (dm)	=	Logaritmo natural del DAP del árbol medio según su área basal
N (t₀)	=	Número de árboles/ha al momento de establecer la plantación

De los 326 valores utilizados, se eliminaron 43 como atípicos. El modelo pudo explicar 39 % de la varianza de los valores calculados, una varianza restante de $\pm 0,37$ no se pudo explicar.

Este procedimiento sigue el modelo de Reineke (1933), que comprobó que las densidades de plantaciones sin raleo tienen una relación directa con el diámetro medio.

Según el incremento en diámetro pronosticado para mezclas en superficies mayores o menores, se pudo deducir el desarrollo del número de árboles correspondiente.

Multiplicando el volumen medio de los fustes por el número de árboles por hectárea, se calculó el volumen del rodal. El volumen de rodales mixtos en superficies mayores con diferentes porcentajes de especies se calculó a través de la interpolación lineal de los valores de rodales puros. En el caso de mezclas en superficies menores, se simuló el crecimiento de una mezcla de 50:50 (en filas). Para mezclas con otros porcentajes, se utilizó la interpolación lineal. Con eso fue posible tomar en consideración los efectos de mezclas en superficies menores en el desarrollo de los volúmenes del rodal.

2.1.3 Altura de los árboles

Para calcular el volumen a nivel de rodal también se utilizaron los modelos para pronosticar el incremento en altura del trabajo de Kirchlechner (2007). Para Raulí el modelo es el siguiente:

ln (h)	=	$0,49334 + 1,80045 \cdot \text{DAP}_{0,25} + 0,02634 \cdot \text{altura snm}_{0,25} + 0,05424 \cdot \text{Clsoc1} + 0,06971 \cdot \text{Clsoc2} - 1,80832 \cdot (\text{DAP}/\text{edad})_{0,25}$
ln (h)	=	Logaritmo natural de altura
altura snm	=	Altura sobre el nivel del mar
Clsoc1	=	Primera diferenciación de las clases sociales
Clsoc2	=	Segunda diferenciación de las clases sociales
DAP/edad	=	Interacción entre el DAP y la edad

De los 796 valores de altura, 46 se eliminaron como atípicos. 83 % de la varianza se pudo explicar por el modelo, una varianza restante de promedio $\pm 0,12$ no se pudo explicar.

La variable Clsoc se utilizó para diferenciar entre las diferentes clases sociales de los árboles observados. En este caso se diferenció entre tres clases mediante la codificación de contraste (dominante, co-dominante, otros).

La codificación de las clases sociales para los árboles observados, se obtuvo al diferenciar entre las especies predominantes y las que no lo son (Clsoc1), como por la diferenciación entre los árboles codominantes y los restantes (Clsoc2), (Cuadro 2).

Cuadro 2. Codificación de los contrastes para separar las clases sociales (Kirchlechner, 2007)

POSICION SOCIAL	Clsoc1	Clsoc2
Predominante	2	0
Codominante	-1	1
Árboles restantes	-1	-1

Al modelar el crecimiento en altura se consideró para los árboles codominantes de las dos especies la multiplicación de la variable Clsoc1por -1 y la variable Clsoc2con +1.

En consecuencia el modelo para pronosticar el incremento en altura para Pino Oregón es el siguiente:

ln (h)	=	$1,07106 + 2,04517 \cdot \text{DAP}^{0,25} - 0,03894 \cdot \text{altura snm}^{0,25} + 0,05910 \cdot \text{Clsoc1} + 0,08354 \cdot \text{Clsoc2} - 2,70351 \cdot (\text{DAP}/\text{edad})^{0,25}$
ln (h)	=	Logaritmo natural de la altura
altura snm	=	Altura sobre el nivel del mar
Clsoc1	=	Primera diferenciación de clases sociales
Clsoc2	=	Segunda diferenciación de clases sociales
DAP/edad	=	Interacción entre el DAP y la edad

Se utilizaron 1129 valores de altura y se eliminaron 80 como atípicos. Se pudo explicar el 82 % de la varianza en los DAP medidos por el modelo, una varianza restante de promedio $\pm 0,11$ no se pudo explicar.

2.1.4 Volumen

2.1.4.1 Volumen fustal

Para calcular el volumen individual para Raulí se utilizó el siguiente modelo (INFOR, 1997):

V	=	$0,001508 + 7,018 \cdot 10^{-6} \cdot \text{DAP}^2 + 5,25 \cdot 10^{-43} \cdot \text{DAP}^2 \cdot h + 0,000051 \cdot \text{DAP} \cdot h^2 - 0,000148 \cdot h^2$
V	=	Volumen [m ³ ssc]
DAP	=	Diámetro a la altura de 1,3 m [cm]
h	=	Altura [m]

Para Pino Oregón se utilizó el siguiente modelo (Grosse, 1988):

V	=	$0,030764 + 0,000028 \cdot \text{DAP}^2 \cdot h$
V	=	Volumen [m ³ ssc]
DAP	=	Diámetro a la altura de 1,3 m [cm]
h	=	Altura [m]

2.1.4.2 Volumen restante

Para deducir el volumen de la madera restante, se calculó primero el volumen de madera aserrable y/o debobinable (cilindro s/c proyectado con el diámetro al mediodo la troza), que después se restó del volumen total del fuste sin corteza (> 7cm s/c). El cálculo del porcentaje de madera aserrable o debobinable se hizo a través de una regresión lineal con la cual se calculó la altura de inicio de la copa para ambas especies. Para Raulí resultó el siguiente modelo:

Aic	=	3,16432 + 0,05297 * DAP + 0,10061 * h
Aic	=	Altura de inicio de copa [m]
DAP	=	Diámetro a la altura de 1,3 m [cm]
h	=	Altura [m]

De los 796 valores medidos se eliminaron 46 como atípicos. 21% de la varianza se pudo explicar por el modelo, una varianza restante de promedio ± 1,56 no se pudo explicar.

Para Pino Oregón el modelo para la altura de inicio de copa es el siguiente:

Aic	=	1,93853 + 0,04634 * DAP + 0,08733 * h
Aic	=	Altura de inicio de copa [m]
DAP	=	Diámetro a la altura de 1,3 m [cm]
h	=	Altura [m]

En el caso de Pino Oregón se tomaron 1129 valores y se eliminaron 30 como atípicos. 17% de la varianza pudo explicarse por el modelo, una varianza restante de promedio ±1,47 no se pudo explicar.

La altura del diámetro medio para el fuste se calculó para ambas especies con:

$$h(m) = \left(\frac{Aic - 0,2}{2} \right) - 0,2$$

h(m)	=	Altura del diámetro medio [m]
-------------	---	-------------------------------

Para lo cual se utilizó una altura de tocón de 20 cm.

Para Raulí se calculó el diámetro en la mitad del fuste a través de la conicidad estimada en función del DAP, según valores medidos por Knoke (2003) para rodales de haya (*Fagus sylvatica*) en Europa central, utilizando la siguiente ecuación:

$$md = DAP - ((h - 1,3) * z)$$

md	=	Diámetro en la mitad del fuste [cm]
z	=	Factor adicional variable para definir la conicidad

Para el factor z se utilizaron los siguientes valores en relación al DAP y la altura del diámetro medio (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores para el factor z en relación al diámetro medio para definir la conicidad

DAP	h(m) < 1,3	1,3 h(m) < 2,0	2,0 h(m) < 3	3,0 h(m) < 5	h(m) 5
18 - 21	0	0,5	0,5	1,04	1,2
22 - 25	0	0,5	0,5	1,16	1,28
26 - 29	0	0,5	0,7	1,28	1,35
30 - 33	0	0,5	0,95	1,39	1,43
34 - 37	0	0,5	1,2	1,51	1,51
38 - 41	0	0,5	1,46	1,63	1,58
42 - 45	0	0,78	1,71	1,74	1,66
46 - 49	0	1,21	1,97	1,86	1,73
50 - 53	0	1,65	2,22	1,98	1,81
54 - 57	0	2,08	2,47	2,09	1,88
58 - 61	0	2,51	2,73	2,21	1,96
62	0	2,94	2,98	2,33	2,04

Para Pino Oregón el diámetro en la mitad del fuste se calculó con un modelo de curva de fuste según Schmidt, Spellmann y Nagel (2001). Para ambas especies se descontó la corteza para el diámetro medio antes de calcular el volumen aserrable y debobinable (Cuadro 4).

Cuadro 4. Descuento de corteza en relación al diámetro medio

Diámetro medio [cm]	Descuento corteza [cm]
< 20	-1
20 - 37	-2
38 - 53	-3
54 - 70	-4
> 70	-5

El volumen del fuste medio sin corteza aserrable y/o debobinable se calculó aplicando la siguiente fórmula, y después se multiplicó por el número de árboles de los rodales puros y mezclados:

$$V_f = \frac{md^2 *}{40000} * (A_{ic}-0,2)$$

Vf	=	Volumen de fuste [m ³ ssc]
md	=	Diámetro en la mitad del fuste [cm]
Aic	=	Altura de inicio de copa [m]

Análogamente a la estimación del volumen fustal c/c >7cm, se aplicó la interpolación lineal de los valores para calcular el volumen de la madera aserrable o debobinable de los rodales mixtos con diferentes porcentajes de mezclas.

2.2 COSTOS

Para calcular los costos se utilizaron las siguientes suposiciones:

2.2.1 Establecimiento de la plantación

Los datos sobre el establecimiento de la plantación (Cuadro 5) que formaron la base para calcular los costos fueron facilitados por una empresa forestal de la X. Región (27.05.2006).

Cuadro 5. Tabla de costos de establecimiento de plantación

	Item	Cantidad	Unidad	Costos/ unidad (\$)	Total (\$)
Plantación	Preparación de terreno	1	Ha	284.250	284.250
	Plantas Raulí	1.600	unidad	165	264.000
	Plantas Pino Oregón	1.600	unidad	143	228.800
	Mano de obra	20	día	5.500	110.000
Reposición	Plantas Raulí	240	unidad	165	39.600
	Plantas Pino Oregón	240	unidad	143	34.320
	Mano de obra	1,2	día	5.500	6.600
Mantención	Mano de obra	3	Ha	60.000	180.000

Los números de plantas se refieren a plantaciones puras, para las plantaciones mixtas se calcularon los porcentajes de participación respectivos. Para los trabajos de plantación, reposición y mantención se agregó un 10% para gastos de administración.

2.2.2 Costos de cosecha, preparación de las trozas y transporte

Para calcular la mano de obra necesaria para el madereo se aplicó el modelo según Cruz Madariaga (2003).

$$T=50,03161 + 27,56265 * DAP$$

T = mano de obra para madereo y procesado con dos trabajadores [sec]

A través del diámetro del fuste medio según área basal y número de árboles por hectárea, se pudo calcular la mano de obra para el madereo de manera diferenciada según los porcentajes de participación por especies.

Para calcular los costos de la mano de obra se estimaron \$ 8000 al día, y para los costos del madereo \$ 2400/m³.

Dado que se calcularon los ingresos con precios puestos en planta, se restaron de los ingresos además los costos de transporte. Para esto se asumió una distancia de traslado de 100km y un valor medio de \$ 6.600/m³/100km.

2.3 BASES PARA CALCULAR LOS INGRESOS POR LA VENTA DE MADERA

La diferenciación entre las distintas categorías de madera se facilitó por la anterior diferenciación entre la madera de buena calidad (aserrable y/o debobinable), y de inferior calidad, correspondiendo esta al volumen restante. Para considerar las fluctuaciones en el precio de la madera en el mercado, se consideró el período entre junio del año 2003 hasta septiembre del año 2007. Los antecedentes correspondientes se extrajeron de las estadísticas forestales de INFOR (Boletín de precios forestales, Junio 2003-Septiembre 2007). Dado que ni para Pino Oregón ni para Raulí existen antecedentes sobre precios de leña, se tomó un valor medio de 14.000\$/m³ (puesto planta) para ambos y se simuló una serie temporal a través de la desviación estándar de los precios de leña de eucalipto (Boletín de precios forestales) para ambas especies.

En consecuencia los precios para calcular las ganancias fueron los siguientes (Cuadro 6).

Cuadro 6. Estadísticas de precios forestales (INFOR: Boletín de precios forestales, Junio 2003-Septiembre 2007)

Fecha	Madera aserrable Raulí	Madera aserrable Pino Oregón	Leña (simulación)
Jun 03	24.200	16.500	15.981
Ago 03	24.200	16.500	16.440
Oct 03	24.200	16.500	14.021
Dic 03	24.200	16.500	12.373
Feb 04	24.200	16.500	12.169
Abr 04	24.200	19.800	14.539
Jun 04	24.200	19.800	11.908
Ago 04	33.000	20.900	13.776
Oct 04	33.000	20.900	11.807
Dic 04	33.000	37.400	12.682
Feb 05	33.000	37.400	15.142
Abr 05	33.000	20.900	16.795
Jun 05	33.000	20.900	15.580
Ago 05	33.000	20.900	13.636
Oct 05	33.000	20.900	15.220
Dic 05	33.000	20.900	12.549
Feb 06	33.000	39.600	16.245
Abr 06	33.000	39.600	14.304
Jun 06	33.000	39.600	14.706
Ago 06	33.000	39.600	12.579
Oct 06	33.000	39.600	13.186
Dic 06	33.000	39.600	14.352
Mar 07	33.000	39.600	12.546
Jun 07	33.000	39.600	13.952
Sep 07	33.000	39.600	13.621

Como se ve con la evolución de los precios de mercado indicados, la varianza es muy alta dentro de un periodo de 4 años, en particular para la madera aserrable de Pino Oregón. Por eso es posible que el factor de riesgo por la fluctuación de los precios forestales esté sobre-evaluado.

Con estas suposiciones se calcularon las utilidades después de descontar los costos con su varianza y los valores medios para mezclas en superficies mayores y menores con diferentes porcentajes de especies. El procedimiento fue el siguiente:

$$E = V_f * P_f + V_r * P_r - (V_f + V_r) * C$$

E	=	Utilidad (descontando los costos)
V_f	=	Volumen de madera aserrable o debobinable
V_r	=	Volumen madera de inferior calidad (restante)
P_f	=	Precio madera aserrable
P_r	=	Precio leña
C	=	Costos de desrame, preparación de las trozas, madereo y transporte

El rendimiento de mezclas para superficies mayores se calculó mediante las curvas de crecimiento de plantaciones puras. Al mismo tiempo se calculó el rendimiento para mezclas en superficies menores mediante la interpolación del crecimiento de los porcentajes individuales. Después se efectuó la evaluación financiera de los diferentes rodales en base al rendimiento calculado.

2.4 EVALUACIÓN FINANCIERA

2.4.1 Valor actual neto (VAN) y tasa interna de retorno (TIR)

El valor actual neto de una inversión se calcula de la suma de los rendimientos descontados, menos los costos de inversión. Para la actualización de los rendimientos se tomaron distintas tasas de interés correspondiendo estas a 3%, 5% y 7%.

$$VAN = -GI + \sum_{t=1}^T \frac{R_t}{(1+i)^t}$$

VAN	=	Valor actual neto
GI	=	Gastos de inversión
I	=	Interés
Rt	=	rendimiento al momento t

La tasa interna de retorno corresponde al interés cuando el valor actual neto es igual a 0. Con eso es posible comparar la rentabilidad de diferentes inversiones, significando un valor más alto mayor rentabilidad.

2.4.2 Evaluación de riesgo

2.4.2.1 Teoría de Portafolio

La teoría de portafolio fue desarrollada por Markowitz (1952) y compara el riesgo mediante las desviaciones estándar de los rendimientos de diferentes alternativas de inversión y sus valores medios. Para considerar los diferentes gastos de inversión, la evaluación de riesgo se calculó con los VAN de las distintas mezclas (en lo siguiente, estos están calificados como “rendimientos”).

Las desviaciones estándar se calcularon con la siguiente ecuación válida para portafolios con solamente dos alternativas de inversión:

$$S_p = \sqrt{a_1^2 * s_1^2 + a_2^2 * s_2^2 + 2 * k_{1,2} * a_1 * a_2 * s_1 * s_2}$$

S_p	=	Desviación estándar de los rendimientos del portafolio
a_{1,2}	=	Porcentaje de participación de la especie 1 o 2
s_{1,2}	=	Desviación estándar de los rendimientos de la especie 1 o 2
k_{1,2}	=	Coefficiente de correlación de los rendimientos de la especie 1 o 2

Para poder considerar las diferencias de crecimiento para mezclas en superficies mayores y menores, se calcularon las desviaciones estándar para mezclas con superficies mayores a través de las desviaciones estándar de los rendimientos de plantaciones puras. Para las mezclas en superficies menores, se calcularon primero las desviaciones estándar de los rendimientos de los porcentajes de las diferentes especies, lo que hizo dispensable considerar los porcentajes de las diferentes especies (a 1,2) en el cálculo de desviaciones estándar en las mezclas de menor superficie.

Análogamente se calcularon los promedios de mezclas en superficies mayores y menores con la siguiente ecuación:

$$M_p = a_1 * m_1 + a_2 * m_2$$

M_p	=	Valor medio de los rendimientos del portafolio
$a_{1,2}$	=	Porcentaje de participación de la especie 1 o 2
$m_{1,2}$	=	Valor medio de los rendimientos de la especie 1 o 2

Es importante tomar en cuenta que los valores medios de los rendimientos de las especies 1 y 2 difieren para mezclas en superficies mayores y menores, dado que según la mezcla se pronosticaron diferentes volúmenes a nivel de rodal.

Para comparar diferentes portafolios a través de su desviación estándar y valor medio, la aversión al riesgo del inversionista juega un papel importante. Ella define hasta donde el inversionista está dispuesto a dar la preferencia a rendimientos menores pero seguros frente a rendimientos mayores sujetos a una mayor incertidumbre. Esta actitud de certidumbre es muy común (Spremann, 1996; Valkonen y Valsta, 2001) y también se documenta por la existencia de numerosas compañías de seguros. Para considerar este efecto dentro de la evaluación de portafolio, se calculó un equivalente de certidumbre para las diferentes mezclas.

$$EC_p = M_p - \alpha * \frac{S_p^2}{2}$$

EC_p	=	Equivalente de certidumbre
M_p	=	Valor medio de los rendimientos
S_p^2	=	Varianza de los rendimientos
α	=	Factor de aversión al riesgo

En esta ecuación se están combinando los valores medios y las varianzas de las diferentes mezclas, marcando la varianza por un factor α que describe la aversión al riesgo del inversionista y que se calcula a través del cuociente de:

$$\alpha = \frac{a}{I}$$

a	=	Aversión al riesgo relativa
I	=	Gastos de inversión

El valor *a*, que describe una actitud hacia el riesgo más alta, significa una mayor aversión al riesgo por parte del inversionista. Para la evaluación de las mezclas se utilizó en un principio el valor 1, considerado este como aversión moderada dentro del análisis de inversión (Knoke y Wurm, 2006).

Al maximizar el equivalente de certidumbre EC se pudo lograr una optimización de los porcentajes de las mezclas, considerando el nivel de los rendimientos esperados, su incertidumbre y una cierta aversión a crecientes riesgos.

2.4.2.2 Ratio de Sharpe

Otra herramienta del análisis de riesgo es la Ratio de Sharpe (Sharpe, 1966), la cual describe el esperado exceso de rentabilidad en relación al riesgo y se calculó de la siguiente forma:

$$SR = \frac{M_p - R_f}{S_p}$$

SR	=	Ratio de Sharpe
M_p	=	Valor medio de los rendimientos (esperados)
R_f	=	Rendimiento libre de riesgo
S_p	=	Desviación estándar del rendimiento del portafolio

El rendimiento libre de riesgo *R_f* describe el valor del rendimiento que se puede lograr a través de una inversión alternativa, que no incluye ningún riesgo, o un riesgo mínimo (ej. empréstitos del estado). En este caso se calculó la Ratio de Sharpe para portafolios de valores actuales netos de diferentes mezclas hasta que el rendimiento libre de riesgo llegue por definición al valor cero.

El riesgo correspondiente se calcula a través de la desviación estándar de las diferentes mezclas. Finalmente la Ratio de Sharpe describe, hasta donde el riesgo en una inversión es recompensado, pero no puede dar especificaciones directas sobre el riesgo mismo (mayor rendimiento en conjunto con mayor riesgo puede llevar a la mismo Ratio de Sharpe que menor rendimiento en conjunto con menor riesgo).

3. Resultados

3.1 CRECIMIENTO

El incremento en diámetro y altura para Raulí y Pino Oregón se calculó según la edad para mezclas en superficies mayores y menores, resultando en los siguientes valores para el desarrollo en diámetro hasta la edad de 40 años (Cuadro 7).

Cuadro 7. Diámetros medios para mezclas en superficies menores y mayores

DAP [cm]	Superficies menores		Superficies mayores	
Edad	Raulí	Pino Oregón	Raulí	Pino Oregón
5	9,90	2,61	9,35	4,07
10	13,48	8,83	12,40	11,75
15	17,07	15,05	15,44	19,44
20	20,66	21,27	18,49	27,12
25	24,25	27,49	21,53	34,80
30	27,83	33,71	24,58	42,48
35	31,42	39,92	27,62	50,16
40	35,01	46,14	30,66	57,85

Y los siguientes valores para el desarrollo de la altura (Cuadro 8).

Cuadro 8. Altura media de mezclas en superficies menores y mayores

Altura [m]	Superficies menores		Superficies mayores	
Edad	Raulí	Pino Oregón	Raulí	Pino Oregón
5	5,35	3,39	5,27	3,51
10	8,42	6,19	8,16	6,62
15	11,25	9,40	10,77	10,26
20	14,07	13,00	13,32	14,41
25	16,94	16,99	15,88	19,09
30	19,87	21,38	18,49	24,30
35	22,90	26,18	21,16	30,05
40	26,03	31,40	23,89	36,37

De ambas tablas se evidencia que Raulí se beneficia de mezclas con Pino Oregón en superficies menores en relación al diámetro y la altura. Pino Oregón logra mayores valores en plantaciones puras.

Además Raulí logra valores relativamente altos en los primeros años, hasta que el Pino Oregón logra un mayor incremento en diámetro después de 15-20 años y una mayor altura después de 20-25 años.

Estas tendencias también se encuentran en los resultados para el incremento de volumen a nivel de rodal.

Después de calcular el porcentaje de la madera para leña y aplicar la interpolación lineal de los valores para plantaciones puras y mixtas, resultaron los siguientes valores para rodales de diferentes porcentajes de mezclas de especies a la edad de 40 años (Cuadro 9).

Cuadro 9. Volúmenes a nivel de rodal para diferentes mezclas

Vol. [m ³ ssc/ha] Participación Raulí	Raulí		Pino Oregón		Suma
	Madera aserrable	Volumen restante	Madera aserrable	Volumen restante	Volumen total
1	150,7	190,1	0,0	0,0	340,8
0,9	141,3	177,9	20,5	19,7	359,3
0,8	130,5	164,2	41,0	39,4	375,1
0,7	118,6	149,0	61,4	59,0	388,1
0,6	105,4	132,3	81,9	78,7	398,3
0,5	90,9	114,0	102,4	98,4	405,7
0,4	72,7	91,2	135,2	130,9	430,1
0,3	54,6	68,4	172,0	167,8	462,8
0,2	36,4	45,6	213,0	208,9	503,9
0,1	18,2	22,8	258,1	254,3	553,4
0	0,0	0,0	307,2	304,0	611,3

El volumen total simulado para una plantación pura de Pino Oregón a los 40 años, casi duplica al de una plantación pura de Raulí. Una mezcla en una proporción de 50:50 alcanza valores relativamente bajos. En el caso del Pino Oregón el porcentaje de madera aserrable o debobinable tiene un promedio de 51%, en el caso de Raulí un promedio de 44%.

3.2 UTILIDADES

Después de calcular los costos de cosecha, preparación de las trozas y transporte sobre la base del volumen de la cosecha para ambas especies, fue posible calcular las utilidades post cosecha y su varianza. Por el volumen relativamente alto de cosecha de Pino Oregón, las plantaciones puras de esta especie o las mezclas con un porcentaje alto de Pino Oregón lograron utilidades altas con los precios considerados. Sin embargo, debido a las grandes fluctuaciones en los precios de mercado se nota una dispersión fuerte de las utilidades (Cuadro 10).

Cuadro 10. Utilidades esperadas y su desviación estándar en \$/ha

UTILIDAD [\$/ha]	MEDIA		DESVIACION ESTÁNDAR	
	Raúlí	Pino oregón	Raúlí	Pino oregón
1	3.993.612	0	679.786	0
0,9	3.749.272	467.277	636.938	211.266
0,8	3.470.752	934.554	588.506	422.532
0,7	3.157.953	1.401.830	534.489	633.798
0,6	2.810.772	1.869.107	474.887	845.064
0,5	2.429.108	2.336.384	409.701	1.056.330
0,4	1.943.286	3.101.389	327.761	1.394.651
0,3	1.457.465	3.966.442	245.821	1.775.324
0,2	971.643	4.931.887	163.881	2.198.351
0,1	485.822	5.998.070	81.940	2.663.732
0	0	7.165.336	0	3.171.466

Es evidente que Raúlí en plantaciones puras logra solamente un poco más de la mitad de las utilidades logradas por Pino Oregón, considerando la misma rotación sin cortas intermedias, siendo la varianza de las utilidades claramente menor.

Con estos datos se efectuó una optimización financiera, considerando el nivel de rendimiento por un lado y los riesgos asociados por el otro lado.

3.3 VALOR ACTUAL NETO (VAN) Y TASA INTERNA DE RETORNO (TIR)

Para calcular el valor actual neto se utilizaron tasas de interés de 3,0%, 5,0% y 7,0%. Las utilidades mayores de plantaciones con un gran porcentaje de Pino Oregón y las diferencias marginales en los gastos para el establecimiento de la plantación entre las dos especies, lógicamente resultaron en un mayor valor actual neto para plantaciones con un mayor

porcentaje de Pino Oregón. Al diferenciar entre plantaciones en superficies menores y mayores se evidencia que los efectos sobre el crecimiento de mezclas en superficies menores afectan la rentabilidad negativamente en comparación a una mezcla en una superficie mayor. Los mayores crecimientos de Raulí no pueden compensar las pérdidas en el crecimiento del Pino Oregón a nivel financiero (Figura 2).

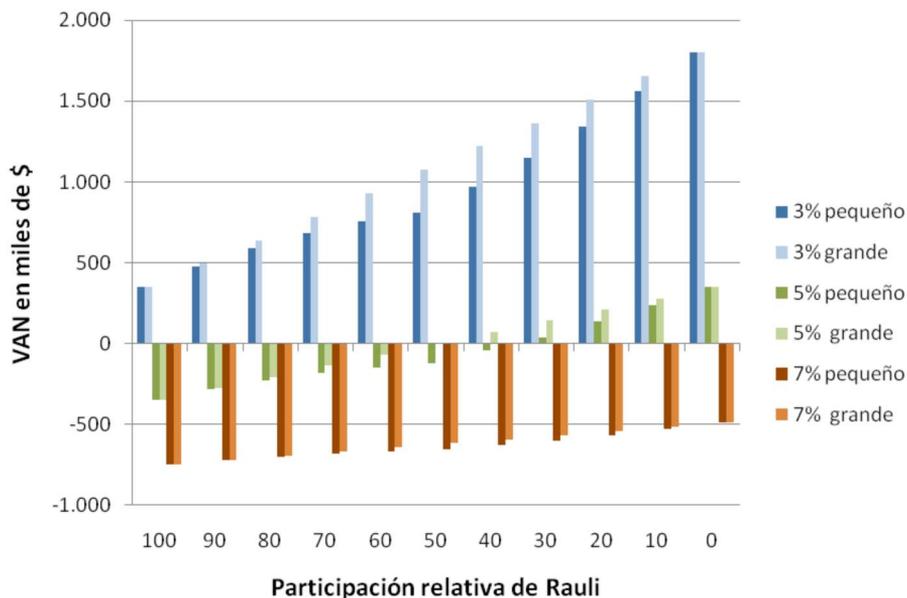


Figura 2. Valor actual neto de diferentes mezclas en relación a la tasa de interés y la mezcla

En el caso de mezclas con un porcentaje de Pino Oregón hasta 20% el efecto es poco marcado, más allá de este porcentaje se nota claramente.

La comparación del valor actual neto en relación a la tasa de interés da indicaciones para la TIR. Las plantaciones puras de Raulí logran un VAN de 0 con una tasa de interés de 3,81%, las de Pino Oregón con una tasa de interés de 5,87%. En consecuencia la TIR de las diferentes mezclas es la siguiente (Figura 3).

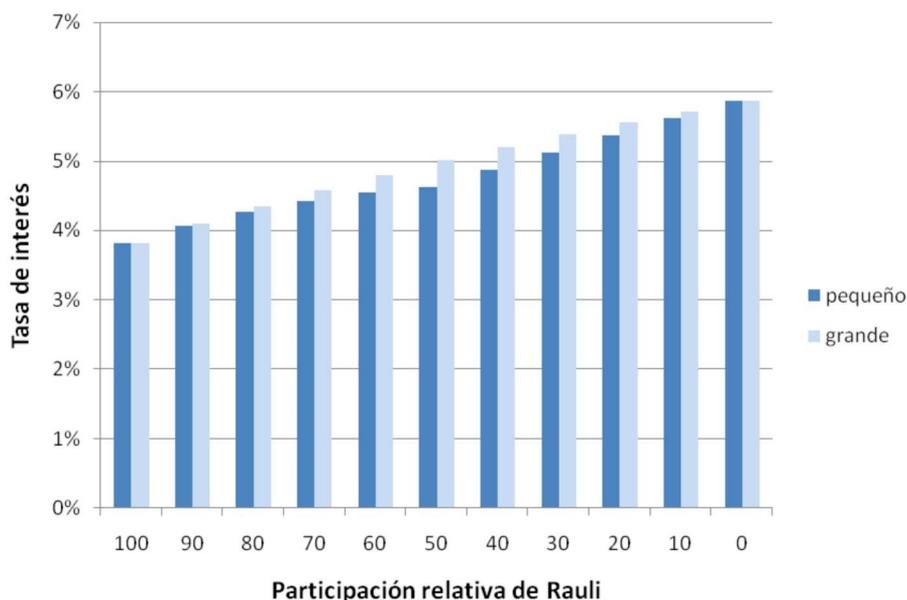


Figura 3. Tasa interna de retorno para mezclas en superficies menores y mayores

Considerando las diferentes mezclas es evidente, que las mezclas en superficies mayores tienden a tener una mayor rentabilidad comparada con las de superficies menores. Esos valores resultan de las utilidades esperadas de las diferentes mezclas. Como se evidencia en el Cuadro 10, las diferentes fluctuaciones de precio en el mercado para ambas especies, resultan en una gran varianza de las utilidades. Este riesgo se considera en las siguientes evaluaciones.

3.4 EVALUACION DE RIESGO

3.4.1 Teoría de Portafolio

Comparado con la evaluación sin considerar el riesgo, la integración de la varianza de los valores actuales netos, se detectan diferencias en relación a la combinación y a la manera de mezcla de las especies. En la Figura 4, se muestra el riesgo a través de la varianza y el rendimiento de diferentes porcentajes de participación por especie (izquierda 100% Raulí, derecha 0% Rauli) y diseño de mezclas (superficies menores=línea discontinua, superficies mayores=línea continua).

El rendimiento esperado de una plantación pura de Pino Oregón y su varianza se está definiendo como valor máximo con 100%, y se está comparando con los porcentajes del rendimiento esperado y la varianza de otras mezclas. Por la falta de antecedentes sobre

la correlación de los precios forestales, el cálculo se efectuó con una correlación levemente negativa ($k=-0,3$), con ninguna correlación ($k=0$) y con una correlación levemente positiva ($k=0,3$). En la Figura 4, no se consideraron correlaciones de precio de la madera ($k=0$).

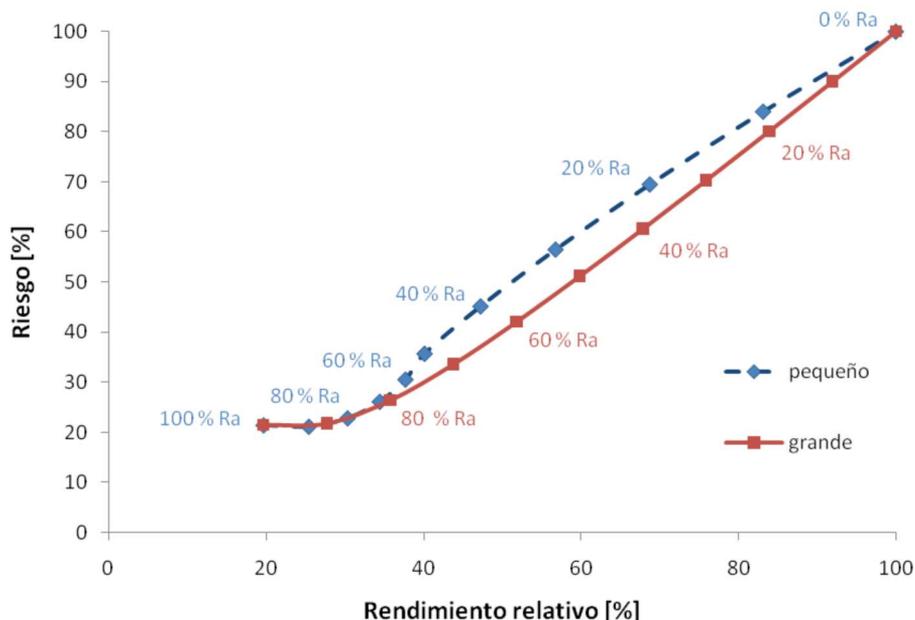


Figura 4. Diagrama riesgo - rendimiento para mezclas en superficies menores y mayores con diferentes porcentajes de mezcla (coeficiente de correlación = 0).

En general se evidencia que la mezcla en superficies menores bajo las condiciones descritas en particular con un gran porcentaje de Pino Oregón trae un mayor riesgo que la mezcla en superficies mayores. No se pueden comparar de esta manera mezclas realizadas en la misma proporción debido a rendimientos y riesgos distintos. Si se pueden encontrar mezclas con una mayor proporción de Pino Oregón, donde en superficies mayores siempre el riesgo es menor que en superficies menores a igual rendimiento.

Con una proporción mayor de Raulí, las diferencias entre mezclas en superficies grandes y pequeñas son bajas. Al agregar Pino Oregón a la mezcla hasta en un 30%, lleva a un leve aumento de los rendimientos, con un riesgo levemente más bajo o similar. Al seguir aumentando la proporción de Pino Oregón hasta una mezcla de 50% de Raulí y 50% de Pino Oregón, lleva a un leve aumento de los rendimientos y riesgos. En general esto se explica por el aumento de rendimiento del Raulí en mezclas pequeñas cuando simultáneamente ocurren bajas en el crecimiento del Pino Oregón. Al mismo tiempo se logra con el mayor rendimiento una reducción del riesgo para Pino Oregón. Recién desde una proporción de Pino Oregón sobre el 50%, aumentan las diferencias entre las relaciones de riesgo - rendimiento de las proporciones entre especies.

Si se observan primeramente las relaciones de ambos rodales puros, se ve que un rodal puro de Raulí comparado con uno puro de Pino Oregón logra un 20% del rendimiento, mientras al mismo tiempo la varianza de los rendimientos corresponde aproximadamente a un 20% de la que se obtiene en un rodal puro de Pino Oregón. Agregando una mezcla en gran superficie de un 20% de Pino Oregón, lleva al no existir la correlación entre los precios de ambas especies ($k=0$) a un aumento de los rendimientos de aproximadamente un 15%, mientras que el riesgo de las variaciones de los rendimientos aumenta en un 5%.

La aparición de efectos de diversificación se hace notar, a pesar de que su nivel es leve, viéndose influenciada además de la correlación del precio de la madera, también por la manera de hacer la mezcla.

Si durante el análisis de los resultados se supone una moderada aversión al riesgo por parte del inversionista ($a=1$), se ve que el equivalente de certidumbre EC se maximiza para un rodal puro de Pino Oregón, considerando teóricamente una mezcla en pequeña superficie (Figura 5). Para mezclas en superficies grandes, la proporción óptima de Raulí corresponde a cerca de un 10%. El equivalente de certidumbre, considerando moderada aversión al riesgo, se mantiene para mezclas en superficies grandes sobre el de superficies pequeñas.

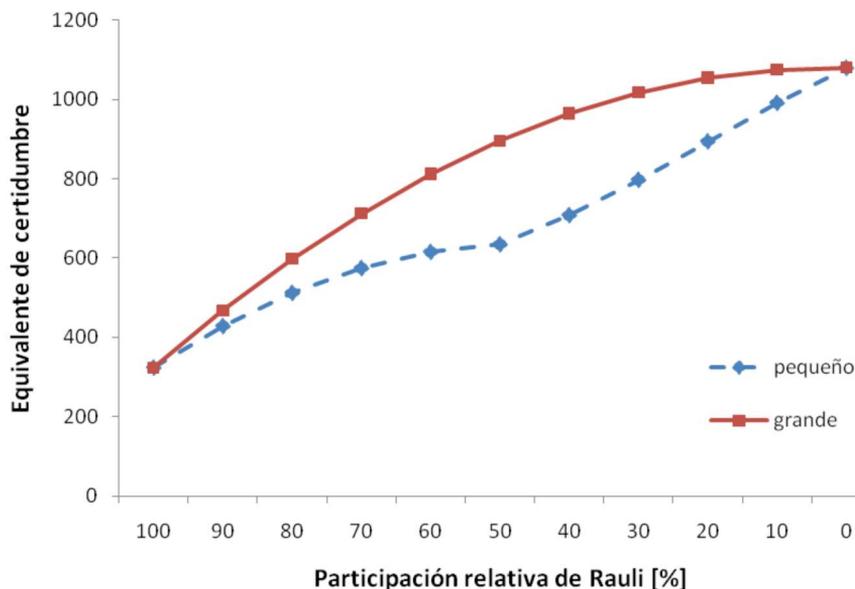


Figura 5. Equivalente de certidumbre con aversión de riesgo moderada para mezclas en superficies menores y mayores con diferentes porcentajes de mezcla.

Si la aversión al riesgo por parte de la persona que toma las decisiones sube, aumenta de acuerdo a lo esperado también la proporción de Raulí (Figura 6). Para mezclas en grandes superficies, la proporción óptima alcanza valores algo antes. En general la influencia de la proporción de mezcla baja al aumentar la aversión al riesgo. Con una aversión al riesgo extremadamente alta a partir de valores de $a=2,5$ y mayor, la participación óptima de Raulí aumenta, superando el 50%.

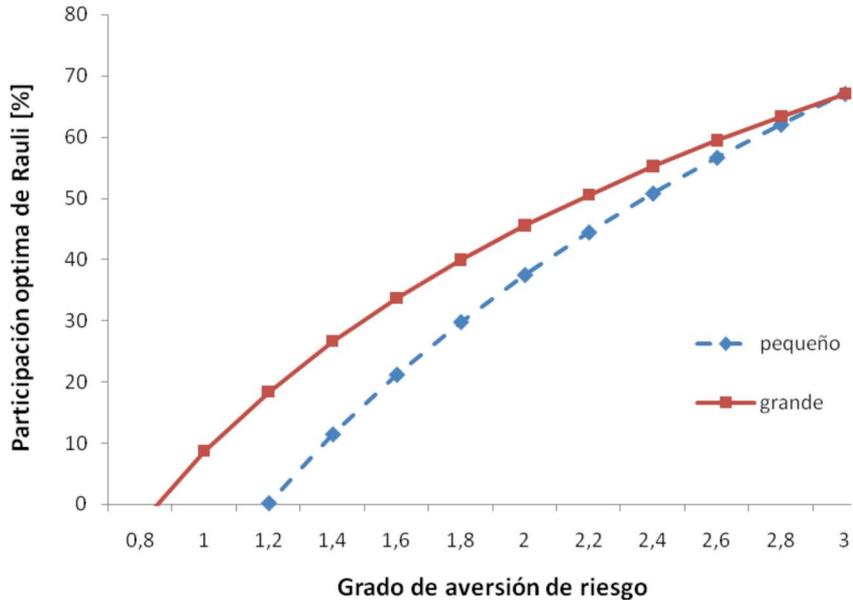


Figura 6. Participación óptima de Raulí con diferentes grados de aversión de riesgo para mezclas en superficies menores y mayores.

3.4.2 Ratio de Sharpe

Calculando la Ratio de Sharpe de las diferentes mezclas, las plantaciones con un porcentaje alto de Raulí parecen incluso más favorables. En mezclas con superficies mayores la Ratio de Sharpe culmina con un 80% de Raulí, casi igualmente a las mezclas en superficies menores (Figura 7).

Con estos porcentajes, la relación entre el valor medio del rendimiento esperado y su desviación estándar corresponde aproximadamente al 50% mas alto que en una plantación pura de Pino Oregón o Raulí.

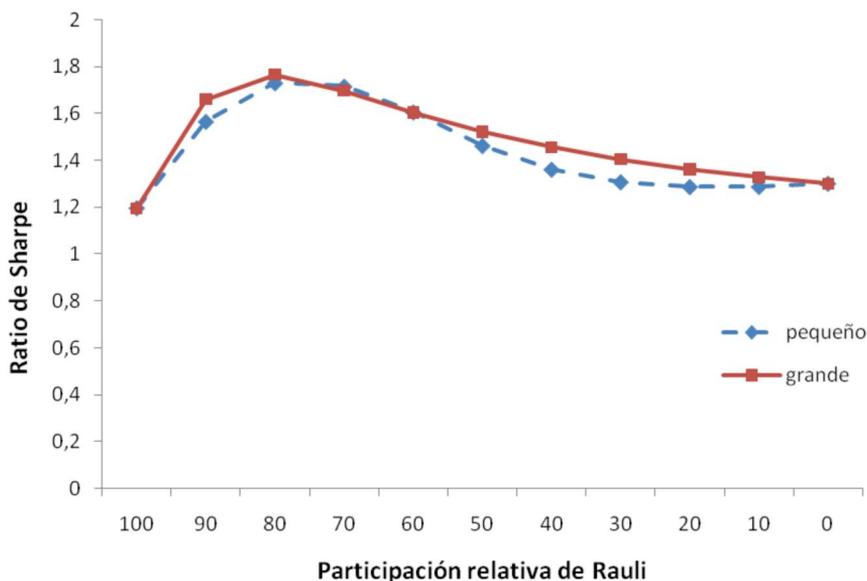


Figura 7. Ratio de Sharpe para mezclas con superficies mayores y menores

Comparando las dos formas de mezcla, las mezclas en superficies mayores logran valores levemente mayores que las mezclas en superficies menores. Solamente con una participación de 60-70% de Raulí las mezclas en superficies menores aparecen un poco más favorables.

4. Discusión

Para la evaluación financiera de mezclas de Raulí y Pino Oregón se utilizaron diferentes modelos con diferentes perspectivas. Los resultados varían según la perspectiva (con o sin considerar el riesgo y la aversión al riesgo). Un factor relevante para la evaluación financiera aparte de la perspectiva consiste en las bases para los cálculos. Los crecimientos y los precios forestales tienen un gran impacto sobre el resultado.

Los modelos de crecimiento utilizados en se basan en antecedentes de diferentes rodales medidos en la IX y X Región en el marco del proyecto “Bosques Seminaturales: opción tecnológica para la rehabilitación de bosques nativos”. Las diferencias regionales en el crecimiento pueden llevar a diferentes niveles de rendimiento y utilidades y eventualmente influir fuertemente en la evaluación financiera. Dado que la base de datos para el modelo de crecimiento proviene de un amplio espectro de sitios, los valores obtenidos pueden ser considerados como valores medios para la región.

Los valores para el incremento anual medio en diámetro entregados por el modelo para Pino Oregón a los 40 años de edad llegan a 1,45cm/a para las mezclas en superficies mayores o plantaciones puras, y 1,15 cm/a para mezclas en superficies menores, estando sobre el promedio medido en Chile: Rocuant (1967) habla de incrementos medios anuales de 0,61-1,34 cm/a para la IX y X Región (INFOR, 2003), valores que provienen de plantaciones de menos edad y con mayor densidad de árboles. Contreras y Smith (1973) calculan un incremento de 1,17 a 1,32 cm/a para plantaciones de 18 a 22 años de edad en la IX Región (Villarrica) con una densidad parecida a la nuestra (INFOR, 2003). Emanuelli (1991) indica un incremento anual medio de 1,22-1,42 cm/a para la VIII Región (Collipulli) a una edad de 20-22 años (INFOR, 2003).

El incremento medio anual en altura para Pino Oregón a los 40 años de edad con mezclas en superficies mayores llega a 0,91 m/a y con mezclas en superficies menores a 0,79 m/a. Estos valores también son bastante plausibles en comparación a los entregados por estudios anteriores: Rocuant (1967) llega a valores de 0,44-1,14 m/a para la IX y X Región, Contreras y Smith (1973) calcularon un promedio de 0,83-0,9 m/a (INFOR, 2003) para la IX Región.

En consecuencia también el incremento anual en volumen calculado para Pino Oregón (superficies mayores: 18,1 m³/ha/a; superficies menores: 12,5 m³/ha/a) es absolutamente comparable con los valores medidos anteriormente. Contreras y Smith (1973) calcularon un aumento medio anual en volumen de 14,4-18,9 m³/ha/a, INFOR (1991) llega a valores de 14,0-24,0 m³/ha/a (28 años) para la VIII y IX Región.

Según nuestro modelo el incremento anual medio en diámetro para Raulí de 40 años llega a 0,88cm/a para las mezclas en superficies menores y a 0,77 cm/a para las de superficies mayores. Estos valores también están en la parte alta del rango el promedio medido en Chile. Espinosa *et al.* (1988) midieron una culminación del incremento anual medio para una plantación de Raulí de 27 a 31 años en Villarrica (IX Región) de 0,9 cm/a. El incremento anual medio en altura del mismo estudio corresponde a 0,37 a 0,39 m/a, que es claramente inferior al incremento en altura calculado en nuestro modelo para plantaciones mixtas (superficies mayores: 0,6 m/a; menores: 0,65 m/a).

El incremento anual medio de volumen para Raulí se calculó en 8,9 m³/ha/a (superficies mayores) y 10,7 m³/ha/a (superficies menores). Espinosa *et al.* (1988) calcularon un incremento medio anual de 5,1 m³/ha/a para una plantación de 34 años con 800 árboles/ha. El incremento mayor calculado puede deberse no solamente a diferencias entre los sitios, sino también a efectos de la mezcla y diferentes densidades de plantación. En consecuencia los valores de incremento utilizados para el modelo son perfectamente comparables con otros estudios.

Otro factor importante en la evaluación son los precios forestales utilizados. Los precios forestales usados en el modelo provienen de las estadísticas forestales de INFOR (Boletín de precios forestales, Junio 2003-Septiembre 2007). Los precios de la madera aserrable de Raulí son precios medios para la IX Región, Malleco y los precios de la madera aserrable de Pino Oregón son precios promedios para la IX Región, Cautín. Sin embargo existen variaciones regionales. Además los mayores costos de transporte para distancias largas pueden reducir las utilidades y un análisis diferenciado de las distancias de transporte

para madera aserrable y leña, pueden llevar a una mayor proporción óptima de Raulí. Un punto decisivo en el análisis de los precios forestales sin embargo es la situación del mercado para Pino Oregón. Hasta el momento no existe una base de datos completa sobre la evolución de los precios, por lo que un pronóstico definitivo sobre la varianza de los precios y la correlación con los precios de otras especies es difícil en este momento. Los antecedentes disponibles muestran una varianza muy grande de los precios para la madera aserrable por un lado, y un aumento fuerte de los precios durante el periodo observado por el otro lado. Por este motivo se podría producir una sobreestimación del factor de riesgo representado por la fluctuación de precio de la madera. En general se puso énfasis en una evaluación cuidadosa, con lo cual se produjo posiblemente una estimación más bien alta de la fluctuación. El precio de la madera aserrada de Pino Oregón varió más durante el periodo de observación que la de Raulí, lo que seguramente se explica porque el mercado para la madera aserrada de Pino Oregón aún se encuentra en desarrollo. Al consolidarse más este mercado en el futuro, las fluctuaciones de los precios posiblemente serán menores y en consecuencia un porcentaje mayor de Pino Oregón en las mezclas forestales puede ser más favorable.

Por la simplificación respecto de los surtidos de madera considerados en el modelo, una mejor diferenciación de estos también puede aumentar los ingresos. Eso sin embargo aplica para ambas especies y depende de la situación del mercado regional, lo que seguramente llevaría a un impacto sobre las utilidades totales.

Los valores de la evaluación financiera son estimaciones de orientación general y dependen de las condiciones de crecimiento regionales y del desarrollo de los precios forestales. Sin embargo es evidente, que si bien en función de los antecedentes entregados los resultados difieren algo entre sí, plantaciones puras sólo parecen ventajosas cuando se maximizan los valores de capital, sin considerar el riesgo de cambio de precios o bajo la condición de una baja aversión al riesgo del inversionista. La integración del factor del riesgo con la fluctuación de los precios forestales, lleva a que los porcentajes de la mezcla óptima se cambien a favor de la autóctona latifoliada y rodales con mezclas en superficies grandes resulten más favorables. Es cierto que existen otros factores de riesgo e incertidumbres aparte de las fluctuaciones de los precios forestales que serían necesarios de considerar en una evaluación más completa. Por ejemplo, en varias ocasiones se ha comprobado una mejor resistencia contra daños naturales de rodales mixtos (Schütz *et al.*, 2006). Aparte de la mejor resistencia contra daños las mezclas pueden tener otros efectos (ej. Impactos ambientales, influencia sobre la calidad de la madera) que se pueden incluir en la evaluación financiera (Knoke y Seifert, 2008).

5. Resumen

Los factores de riesgo juegan un papel importante en la silvicultura por los largos intervalos de producción. Para mezclas de Raulí y Pino Oregón en plantaciones de pradera se investigaron los efectos que tiene la consideración de las fluctuaciones en los precios forestales para optimizar la mezcla de las especies aplicando diferentes modelos. Para facilitar también una comparación de diferentes formas de mezcla, se consideraron cambios en el crecimiento en dependencia de una mezcla en superficies grandes y pequeños. Según el modelo diferentes porcentajes de mezcla resultaron favorables. Con el modelo de portafolio solamente se pueden detectar inicialmente leves efectos de la diversificación mientras que la integración de una moderada aversión al riesgo por parte del inversionista primeramente lleva a una situación ventajosa para rodales con un alto porcentaje de Pino oregón. Con una aversión al riesgo creciente por parte del inversionista sin embargo aumentan las mezclas con Raulí para la optimización. Si los rendimientos adicionales esperados en relación a la varianza de los rendimientos se maximizan (Sharpe ratio), la proporción óptima de Raulí aún sube más. Comparado con la optimización sin considerar las fluctuaciones de los precios forestales (maximización del valor actual neto), rodales mixtos resultan más favorables que rodales puros. Con la integración de cambios en el crecimiento las mezclas en superficies mayores aparecen más convenientes en tal caso, pero todavía hace falta la consideración de otros efectos de mezclas (ej. mejor resistencia contra daños) para una evaluación final. Por lo tanto la posibilidad de integrar otros factores de riesgo y efectos de mezcla es de gran importancia para una evaluación más completa y merecen mayor atención en futuros estudios.

6. Literatura

Acuña, E. y Drake, F. 2003. Análisis del riesgo en la gestión forestal e inversiones silviculturales: una revisión bibliográfica; Bosque, Vol. 24 N° 1, 2003, pp. 113-124

Cruz Madariaga, G. 1993. Untersuchungen zur Überführung von südchilenischen *Nothofagus pumilio*- Naturwäldern in naturnahe Wirtschaftswälder; Inaugural- Dissertation der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Alber- Ludwigs- Universität Freiburg; 200 S.

Deegen, P., Hung, B. y MIXDORF, U. 1997. Ökonomische Modellierung der Baumartenwahl bei Unsicherheit der zukünftigen Temperaturentwicklung. Forstarchiv 68, 194-205

Donoso, C. y Lara, A. 1999. Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 421 p

Espinoza, B., García, J. y Peña, E. 1988. Evaluación del crecimiento de una plantación de Raulí a los 34 años de edad. Santiago. Chile. Agro-ciencia.4 (1)

Grosse, H. 1988. Crecimiento de plantaciones de Raulí y Roble bajo dosel en dependencia del grado de luminosidad y fertilización. Ciencia e Investigación Forestal 2 (3): 13-80

Hegyí, F. 1974. Growth models for tree and stand simulation; Institutionen för Skogsproduktion; Department of Forest Yield Research, Nr 30; Stockholm - Schweden; S.74-87

INFOR, CONAF. 1997. Monografía de Raulí - *Nothofagus alpina* - Potencialidad de Especies y Sitios para una Diversificación Silvícola Nacional; Santiago de Chile 1997

INFOR. 2003-2007. Boletín de precios forestales. Centro de Información Forestal, CIF; Santiago, Chile

Kirchlechner, P. 2007. Zum Einfluss von Nachbarschaftsbeziehungen auf ertragskundliche Kennwerte in *Nothofagus*- und *Pseudotsuga*-Aufforstungen im südlichen Chile. Diplomarbeit an der Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der Technischen Universität München.

Knoke, T. 2003. Eine Bewertung von Nutzungsstrategien für Buchebestände (*Fagus sylvatica* L.) vor dem Hintergrund des Risikos der Farbkernbildung; Forstliche Forschungsberichte München; Nr. 193; 199 S.

Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C. y Moog, M. 2005. Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution to the discussion on natural diversity. *Forest Ecology and Management* 213, 102-116.

Knoke, T. y Wurm, J. 2006. Mixed forests and a flexible harvest strategy: A problem for conventional risk analysis? *European Journal of Forest Research* 125, 303-315.

Knoke, T. y Hahn, A. 2007. Baumartenvielfalt und Produktionsrisiken: Ein Forschungsein- und -ausblick. *Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen* 158, 312-322.

Knoke, T. y Seifert, T. 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech-Norway spruce stands in bioeconomic modeling. *Ecological modeling* 210 (2008) 487-498.

Lönstedt, L. y Svensson, J. 2000. Return and Risk in Timberland and Other Investment Alternatives for NIPF Owners. *Scand. J. For. Res.* 15, 661-669

Markowitz, H. 1952. Portfolio selection. *J Finance* 7:77-91

Penttinen, M. y Lausti, A. 2004. The Competitiveness and Return Components of NIPF Ownership in Finland. *The Finnish Journal of Business Economics, Special Edition* 2/2004.

Quiroz, I. y Rojas, Y. 2003. Pino ponderosa & Pino oregón. Coníferas para el sur de Chile. Instituto Forestal Sede Los Lagos, Valdivia, 2003 p.147-155

Reineke, L. 1933. Perfecting a Stand Density Index for Even-Aged Forests. *J. Agric. Res.* 46: 627-638.

Schmidt, M., Spellmann, H. y Nagel, J. 2001. Waldwachstumskundliche Entscheidungshilfen zur Ästung der Pino Oregón. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 172, S. 126- 136;

Schütz, J., Götz, M., Schmid, W. y Mandallaz, D., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*fagus sylvatica*) forest stands and consequences for silviculture. Eur. J. Forest Res. 125, 291-302.

Sharpe, W. 1966. Mutual fund performance. The Journal of Business 39, 119-138.

Spremann, K. 1996. Wirtschaft, Investition und Finanzierung. Oldenburg, München, Wien 1996

Thomson, T. 1991. Efficient Combinations of Timber and Financial Market Investments in Single-Period and Multiperiod Portfolios. Forest Science 37, 461-480.

Valkonen, S. y Valsta, L. 2001 Productivity and economics of mixed two-storied spruce and birch stands in southern Finland simulated with empirical models. For Ecol Manag 140:133-149

Weber, M. 2002. Portefeuille- und Optionspreis-Theorie und forstliche Entscheidungen. Schriften zur Forstökonomie Band 23. Frankfurt a.M.: Sauerländer's.

Wippermann, C. y Möhring, B. 2001. Exemplarische Anwendung der Portfeuilletheorie zur Analyse eines forstlichen Investments. Forst und Holz 56, 267-272.

Zinkhan, F. y Cubbage, F. 2003. Financial Analysis of Timber Investments. In: Sills, E.O. and Abt, Karen Lee (eds.). Forests in a Market Economy. Forestry Sciences 72. Dordrecht, Boston, London: Kluwer, 77-95.

Zinkhan, F., Sizemore, W., Mason, G. y Ebner, J. 1992. Timberland Investments, 208 pp. Timber Press, Portland, OR. ISBN 0-88192-218-8.

► **Agradecimientos:**

Queremos agradecer a todas las personas que contribuyeron a la realización de este artículo con sus aportes y comentarios profesionales, en especial a Dr. Hans Grosse, Prof. Dr. Burkhard Müller-Using, Dr. Rodrigo Mujica, Herbert Siebert, Gerardo Vergara y las empresas forestales que colaboraron en el proyecto “Bosques Seminaturales: opción tecnológica para la rehabilitación de bosques nativos”.

PROYECTO
Bosques Seminaturales:
OPCIÓN TECNOLÓGICA PARA LA
REABILITACIÓN DE BOSQUE NATIVOS

EQUIPO DE TRABAJO

Dr. Rodrigo Mujica	Instituto Forestal
Dr. © Carlos Bahamóndez	Instituto Forestal
Dr. Hans Grosse	Instituto Forestal
Dr. © Marjorie Martin	Instituto Forestal
MSc. Gerardo Vergara	Instituto Forestal
Dr. Iván Quiroz	Instituto Forestal
Sr. Marco Barrientos	Instituto Forestal
Dr. Burkhard Müller-Using	Universidad de Concepción
Dr. Aníbal Pauchard	Universidad de Concepción
Sr. Herbert Siebert	Consultor Privado
Sr. Álvaro Rojas	Corporación Nacional Forestal
Sr. Thomas Menzel	Corporación Nacional Forestal
MSc. Alex Strodthoff	Forestal Río Cruces S.A.
Prof. Dr. Thomas Knoke	Universidad TU München, Alemania
Dr. © Patrick Hildebrandt	Universidad TU München, Alemania
Dr. © Andreas Hahn	Universidad TU München, Alemania

INSTITUCIÓN EJECUTORA

Instituto Forestal, INFOR

INSTITUCIÓN FINANCIERA

INNOVA Chile / CORFO

INSTITUCIONES Y EMPRESAS PARTICIPANTES

Corporación Nacional Forestal
Technische Universität München
Forestal Río Cruces S.A.
Agrícola y Forestal Taquihue S.A.
Agrícola y Forestal Natalhue Ltda.
Agrícola y Forestal Degenfeld Ltda
Forestal Río Pitildeo Ltda.
Forestal Tornagaleones S.A.
Forestal Voipir Ltda.
Agro Forestal Pirihueico S.A
Forestal Mininco S.A.

● **Sede Diaguítas**
Avenida El Santo 3345.
Departamento 332
La Serena
Fono/Fax: (56-51) 543627

● **Sede Metropolitana**
Sucre 2397, Nuñoa
Santiago
Fono: (56 - 2) 3667100
Fax: (56 - 2) 3667131

● **Sede Bío Bío**
Camino a Coronel Km. 7,5
Concepción
Fono/Fax: (56-41) 2853260

● **Sede Valdivia**
Fundo Teja Norte s/n
Valdivia
Fono: (56-63) 335200
Fax: (56-63) 218968

● **Sede Patagonia**
Riquelme 147
Coyhaique
Fono: (56-67) 573159

