



**Miguel Espinosa, Eduardo Acuña, Jaime García,
Rolando Rodríguez, Rafael Rubilar, editores**

SILVICULTURA DE BOSQUES PLANTADOS CON FINES PRODUCTIVOS



Sello Editorial
Universidad de Concepción
MONOGRAFÍAS

Dirección de Extensión
Universidad de Concepción

Silvicultura de bosques plantados con fines productivos
©2017 Universidad de Concepción

Registro de Propiedad Intelectual N° A-284817

Sello Editorial Universidad de Concepción

ISBN 978-956-227-416-6

Primera edición, noviembre de 2017

Editorial Universidad de Concepción
Biblioteca Central, Of. 11, Campus Universitario
Fono (56-41) 2204590 - Fax (56-41) 2228262
Casilla 160-C, Correo 3
Concepción - Chile
E-mail: selloeditorial@udec.cl

Imagen de portada
Fotografía gentileza de Edgardo Velilla, Forestal Mininco

Producción editorial
Oscar Lermada

Corrección de pruebas
José Uribe M.

Diagramación e Impresión
Trama Impresores S.A.

Derechos reservados. Prohibida la reproducción total o parcial de la presente obra
sin la autorización por escrito de los editores.

IMPRESO EN CHILE / PRINTED IN CHILE

SILVICULTURA DE BOSQUES PLANTADOS CON FINES PRODUCTIVOS

**Miguel Espinosa, Eduardo Acuña, Jaime García,
Rolando Rodríguez, Rafael Rubilar, editores**



Sello Editorial
Universidad de Concepción

MONOGRAFÍAS



Universidad de Concepción

*... Debajo
de la pintura sórdida
adivino tus poros,
ahogada me llamas
y te escucho,
siento
sacudirse
los árboles
que asombraron mi infancia,
veo
salir de ti,
como un vuelo de océano
y palomas,
las alas de los libros,
el papel
de mañana
para el hombre,
el papel puro para el hombre puro
que existirá mañana
y que hoy está naciendo
con un ruido de sierra,
con un desgarramiento
de luz, sonido y sangre...*

Pablo Neruda (Fragmento Oda a la madera)

Contenido

<i>Figuras y Tablas</i>	<i>viii</i>
<i>Autores</i>	<i>xxii</i>
<i>Prólogo / Prologue</i>	<i>xxv</i>
<i>Prefacio</i>	<i>xxix</i>
<i>Agradecimientos</i>	<i>xxxiii</i>
<i>Dedicatoria</i>	<i>xxxv</i>
1 La silvicultura y los bosques plantados	1
Miguel Espinosa y Jaime García	
2 El recurso forestal en Chile	13
Miguel Espinosa y Eduardo Acuña	
3 Productividad sustentable de sitios forestales manejados intensivamente.	37
Rafael Rubilar, Lee Allen, Thomas Fox y José Stape	
4 Producción y establecimiento de plantas	89
René Escobar y Alejandra Escobar	
5 Manejo de plantas entre el vivero y su establecimiento en terreno	127
René Escobar y Alejandra Escobar	
6 El mejoramiento genético y los bosques plantados	153
Luis M. Martín y M. Ángela Martín	
7 Raleo en bosques plantados	179
Miguel Espinosa y Fernando Muñoz	
8 Poda en bosques plantados	217
Miguel Espinosa y Fernando Muñoz	
9 Biomasa forestal para energía	267
Eduardo Acuña	
10 Daños abióticos en bosques plantados	285
Gastón González	

11 Agua y bosques plantados	305
Rolando Rodríguez	
12 Certificación ambiental y de manejo sustentable en bosques plantados	335
Francis Dube y Fernando Muñoz	
13 Sistemas agroforestales - Estudio comparativo de productividad entre sistemas silvopastoriles y bosques plantados	351
Francis Dube	
14 Glosario de algunos conceptos silviculturales	373
Miguel Espinosa y Jaime García	
<i>Índice</i>	381

Figuras y Tablas

Figuras	Página
1.1. Representación de un régimen silvicultural	5
1.2. Ciclo de manejo de una plantación comercial	6
2.1. Superficie de bosques naturales y plantados por región (miles de ha)	14
2.2. Sistemas silviculturales aplicables a los diferentes tipos forestales	18
2.3. Tasa promedio anual de plantaciones por periodo	20
2.4. Evolución de la tasa de plantación de pino radiata y eucalipto, 1980-2015	22
2.5. Superficie de bosques plantados de <i>Pinus radiata</i> , <i>Eucalyptus globulus</i> y <i>E. nitens</i> según rango de edad, a diciembre de 2014	23
2.6. Evaluación de las exportaciones del sector forestal en la economía chilena (%)	25
2.7. Evolución del consumo de madera en troza industrial (m ³)	26
2.8. Los 10 principales países productores de madera industrial procedente de plantaciones forestales en 2012	29
2.9. Evolución de la producción de madera industrial procedente de bosques plantados en Chile, Nueva Zelandia y Sudáfrica	29
2.10. Superficie de bosques plantados en Sudamérica	30
2.11. Distribución de la superficie plantada con pino radiata en el mundo	31
3.1. Formación de cárcavas posaplicación de subsolado por una mala evaluación de fragilidad de suelos y factores limitantes. Nótese la formación de cárcavas asociadas a cada línea de plantación de <i>Eucalyptus globulus</i> ...	38
3.2. Suelos erosionados por uso agrícola intensivo en la zona de Copiulemu con establecimiento de plantaciones de <i>Pinus radiata</i>	39
3.3. (A) Infección de áfidos en plántulas de <i>Eucalyptus globulus</i> . (B) Ataque de larvas de <i>Gonipterus scutellatus</i> en plantaciones forestales de <i>E. globulus</i> manejadas intensivamente	40
3.4. Ataque de hormigas en plantaciones de <i>Pinus taeda</i> en el noreste argentino; nótese defoliación alcanzada por algunos ejemplares	40
3.5. (A) Pérdida de crecimiento anual en plantaciones de <i>Eucalyptus nitens</i> por ataque de <i>Gonipterus scutellatus</i> . (B) Ataque de <i>Dothistroma pini</i> en plantaciones de <i>Pinus radiata</i> en la zona sur de Chile	41
3.6. (A) Sensibilidad de genotipos de eucaliptos a heladas críticas a 6 meses de establecidos. Nótese la mortalidad de uno de los genotipos evaluados	

	(plantas muertas al centro de la imagen A) comparada a los crecimientos alcanzados por los genotipos más resistentes al frente de la foto. (B) Mortalidad de plantaciones clonales de <i>Eucalyptus grandis</i> en el interior de Brasil por sequía	42
3.7.	Mapas de productividad potencial para <i>Pinus taeda</i> en el sudeste de EE.UU. y para <i>Eucalyptus</i> sp. en Brasil	43
3.8.	Modelo de intensidad de radiación en el Valle de Cali y Meseta de Popayan en Colombia	44
3.9.	(A) Daño por viento en rodales de media rotación de <i>Eucalyptus grandis</i> en Uruguay. (B) Daño por viento al establecimiento descalzando plantas de 1 año de <i>E. globulus</i> en suelos sedimentarios marinos en la costa de Arauco, Chile	46
3.10.	(A) Diagrama explicativo del cálculo de DPV para condiciones dadas de humedad y temperatura. (B) Efecto del déficit de presión de vapor en la productividad máxima posible de alcanzar de <i>Pinus radiata</i> a los 36,5° S en el Valle Central de Chile. Gráfica no considera otros factores ambientales	47
3.11.	(A) Sistema radical de <i>Pinus radiata</i> limitado por roca consolidada. (B) Profundización de sistema radical de <i>Eucalyptus grandis</i> sin limitaciones	48
3.12.	Alto nivel de pedregosidad reduciendo el volumen efectivo de almacenamiento de agua y nutrientes	48
3.13.	Disponibilidad de agua del suelo	49
3.14.	Crecimiento de raíces y porosidad de aireación del suelo	49
3.15.	Dinámica estacional de la aireación del suelo y la precipitación	50
3.16.	Color del suelo como indicador de condiciones de aireación. (A) Colores grises sugieren malas condiciones de aireación. (B) Colores pardos y grises sugieren la ausencia de limitaciones de aireación. Observaciones detalladas y la interpretación de este factor requieren un adecuado conocimiento del material parental del suelo.....	51
3.17.	Modelo conceptual de adiciones y remociones principales que afectan la disponibilidad de nutrientes en plantaciones forestales	52
3.18.	Disponibilidad de nutrientes en suelos minerales (A) y suelos orgánicos (B) por efecto del pH de la solución del medio de crecimiento	55
3.19.	(A) Suelos de ñadi con presencia de hardpan de fierrillo (sur de Chile). (B) Suelos con presencia de hardpan entre los 20 a 30 cm de profundidad (Llanos Orientales de Colombia). (C) Suelos Oxisoles con presencia de	

hardpan limitante desde los 40 cm de profundidad (Puerto Ordaz, Orinoco, Venezuela)	56
3.20. Contribución de mejoras silvícolas en la productividad de una plantación para un sitio de productividad promedio de <i>Pinus radiata</i> en Chile con rotación de 20 años	57
3.21. (A) Preparación de sitio en fajas en terreno con pendiente. (B) Quema de desechos de cosecha	59
3.22. (A) Equipo triturador de desechos de cosecha. (B) Efecto de quema en fajas en plantaciones de <i>Pinus radiata</i> . (C) Efecto de quema en fajas en plantaciones de <i>Eucalyptus globulus</i>	60
3.23. (A) Diseño de drenaje en espina de pescado. (B) Maquinaria especializada para limpieza de drenes. (C) Dren principal evacuador de aguas. (D) Equipo para preparación de camellones	61
3.24. (A) Vista aérea con baja supervivencia. (B) Rodales con deficiencias de microelementos	61
3.25. (A) Equipo subsolador de 80 cm de profundidad. (B) Discos de camellonado y/o rastraje. (C) Equipo tractor para preparación de suelo	63
3.26. (A) Calidad de preparación de suelo. Preparación de suelo donde se observa mezcla de suelo con residuos causando problemas de plantación. (B) Exceso de preparación de suelo superficial afectando su estructura y estabilidad de la planta. (C) Preparación de suelo con discos superficiales y mullimiento adecuado del suelo para plantación	64
3.27. Respuesta porcentual a la duración de control de malezas para <i>Pinus radiata</i> según tipo de suelo	66
3.28. (A) Respuesta al tercer año de control de malezas total en <i>Pinus radiata</i> para sitios costeros de la Región del Biobío. (B) Control de malezas de largo plazo en plantaciones de <i>P. taeda</i> en Florida, EE.UU.	67
3.29. Respuesta de <i>Pinus taeda</i> al control de malezas en sitios de tendido bajo y tendido alto y a la combinación de preparación de suelo, control de malezas y fertilización a los 3 años de edad (derecha)	67
3.30. Efecto de la fertilización en la disponibilidad de nutrientes del suelo en sitios de arenales, cenizas volcánicas recientes y cenizas volcánicas antiguas (rojos arcillosos)	71
3.31. (A) Aplicación superficial localizada en bandas. (B) Aplicación al voleo en la hilera de plantación	73
3.32. (A) Encostramiento del suelo superficial por efecto de la erosión y pudelado del suelo. (B) Compactación y pudelado del suelo. (C) Compacta-	

	ción superficial del suelo	75
3.33.	(A) Sitio con efectos de compactación y remoción de residuos. (B) Sitios con re-movilización de residuos en fajas	76
4.1.	Vivero con agua de riego de pozos profundos con sistema de filtros para riego por aspersión	94
4.2.	Condiciones topográficas planas ideales para el desarrollo de faenas de producción de plantas de manera intensiva. Nótese la protección por viento entregada por árboles circundantes y el establecimiento de <i>buffers</i> con cortinas cortaviento para evitar problemas de menor radiación e irregularidad de desarrollo de plantas.....	95
4.3.	Vivero para producción de plantas a raíz cubierta en contenedores dispuestos en mesones con mallas sin bandejas	97
4.4.	Crecimiento típico a lo largo del año de la altura, diámetro de cuello y raíces de plantas cultivadas en vivero	105
4.5.	Tamaños de contenedor (A : 135 cm ³ , B : 80 cm ³) e influencia en la masa radicular de la planta. El almacenamiento de agua y nutrientes entregados en base a programa de riego y nutrición, se deben ajustar en cada caso a programas específicos al tamaño del contenedor que corresponde también con las condiciones de estrés posestablecimiento	109
4.6.	Uso de sombreadores para reducir la evaporación de agua y radiación sobre el follaje de plantas en desarrollo temprano	111
4.7.	Diferencias morfológicas en biomasa aérea y radicular en el desarrollo de plantas de <i>Pinus radiata</i> bajo distintos regímenes nutricionales de viverización. Las plantas sólo difieren en concentraciones nutricionales de los medios de crecimiento	114
4.8.	Diferencias de crecimiento y expresión de color del follaje en plantas de semilla de <i>Pinus caribaea</i> manejadas bajo diferentes regímenes nutricionales	115
4.9.	Desarrollo de raíces en plantas producidas a raíz cubierta. (A) Sistema radical con adecuado desarrollo acorde al pan de sustrato. (B) Plantas con sistema radical suberizado ocupando todo el pan de sustrato. Ambas plantas de iguales características aéreas tendrán comportamientos muy diferentes en campo y bajo condiciones de estrés	119
5.1.	Sistema radical suberizado por larga permanencia de plantas en vivero con lento desarrollo en campo y baja capacidad de supervivencia y crecimiento	128
5.2.	Diferencias en calidad de plantas que son producidas en el proceso de	

	viverización. Grandes diferencias de crecimiento posterior pueden ser esperadas en base al potencial de crecimiento de cada material	130
5.3.	Calicata que muestra capa con quiebre textural en suelos volcánicos que limita la penetración radical y ejerce deformaciones en la configuración de raíces favoreciendo caída por viento de las plantas	138
5.4.	Planta producida en contenedor con sistema radicular bien establecido, sin deformaciones	141
5.5.	Planta con sistema radicular en forma de J por efecto de mala técnica de plantación	142
5.6.	Plantas de <i>Pinus caribaea</i> (A) y <i>Acacia mangium</i> (B) sometidas a diferentes regímenes nutricionales con evidencias de fallas en desarrollo y coloración deficiente	144
5.7.	Desarrollo de plantas observable a través de potencial de crecimiento radicular	146
6.1.	Representación esquemática del peso relativo de la ganancia y de la base genética en una silvicultura de facetas múltiples	157
6.2.	Diversos ejemplos de métodos de conservación <i>ex situ</i> : (A) Banco de germoplasma. (B) Banco clonal. (C) Cultivo de tejidos	159
6.3.	Esquema de un proceso de selección a corto plazo, con obtención sucesiva de árboles selectos y árboles élite	161
6.4.	Esquema de un programa de mejora a medio y largo plazo	163
6.5.	Ejemplo de distintos tipos de injerto practicados en castaño (<i>Castanea sativa</i> Mill.)	166
6.6.	Comparación de dos árboles con el mismo crecimiento en el anillo anual, pero distinta proporción de madera de verano/madera de primavera	174
6.7.	Variación en el peso específico de la madera en función del número de anillos	174
7.1.	Clasificación de copas de árboles de un rodal coetáneo (D: dominantes; C: codominantes; I: intermedios; S: suprimidos; M: muertos; L: árbol lobo)	183
7.2.	Diferenciación de árboles en clases de copa (D: dominantes; C: codominantes; I: intermedios; S: suprimidos; M: muertos) a medida que el rodal aumenta en edad	183
7.3.	Variación del número de árboles por clase de copa y edad en dos plantaciones de <i>Pinus radiata</i> de similar calidad de sitio, en Australia	184
7.4.	Representación de la mortalidad en <i>Pinus radiata</i> a diferentes densidades, en Isla del Norte, Nueva Zelandia	185

7.5.	Relación biomasa - densidad del rodal	185
7.6.	Guía de densidad de manejo de un rodal de red alder (<i>Alnus rubra</i>). Línea A representa raleo natural. La densidad debería mantenerse entre líneas B (55 por ciento densidad relativa) y C (33 por ciento densidad relativa) ..	186
7.7.	Variación de la densidad con la edad en bosques de <i>Abies</i> creciendo en suelos de diferente calidad	187
7.8.	Producción de madera en el tiempo de rodales con y sin raleo	187
7.9.	Razón de copa viva (o longitud de copa viva) expresada como porcentaje de la altura total	189
7.10.	Efecto de un raleo oportuno (B) en comparación con un raleo tardío (A) en un rodal de pino de 21 años de edad	190
7.11.	Variación del volumen en pie de una plantación de <i>Eucalyptus nitens</i> entre los 7 y 15 años de edad según tratamiento	193
7.12.	Diferentes grados de raleo bajo aplicado simultáneamente a un rodal de pino de mediana edad	195
7.13.	Rodal de coníferas inmediatamente antes de un raleo de copa (árboles a extraer se denotan por una línea transversal; árboles de cosecha, por color gris de copas) y el mismo rodal 20 años después	196
7.14.	Rodal de coníferas marcado para raleo de selección (línea transversal), dirigido fundamentalmente a eliminar árboles dominantes defectuosos ...	197
7.15.	Rodal de coníferas sometido a raleo sistemático por hileras	198
7.16.	Rodal de coníferas que contiene una mezcla de árboles dominantes (D), codominantes (C), intermedios (I) y suprimidos (S), luego de la aplicación de un raleo bajo, de copas, de dominantes y libre	198
7.17.	Distribución diamétrica de un rodal coetáneo puro según el método de raleo aplicado (área achurada corresponde a la porción removida del rodal)	199
7.18.	Raleo de dominantes (B) y raleo por lo bajo (C) reducen la estructura vertical de un rodal (A)	201
7.19.	En un rodal (A) la aplicación de un raleo por lo alto crea un dosel abierto (B)	202
7.20.	Representación esquemática del proceso de marcación de árboles para el raleo (las flechas indican la dirección de avance; las líneas punteadas, la faja de tres hileras y el color negro, el árbol seleccionado y orientación de la marca)	206
7.21.	Espaciamiento entre árboles después de un raleo. Los árboles cosecha (AC) pueden estar espaciados unos de otros entre 5 m y 12 m.	208

7.22.	Ubicación de parcelas de control de marcación de raleo en trabajo en fajas	209
7.23.	Esquema de raleo mecanizado, en que el ancho de la faja es de 4 m y la distancia entre fajas de 15 m.	210
7.24.	Esquema de raleo mecanizado en fajas	211
7.25.	Excavadora JCB Modelo JZ 140	212
8.1.	Corte transversal que muestra la relación entre el diámetro sobre muñón (DOS) y el diámetro de oclusión (DOO)	219
8.2.	Corte transversal de una troza podada de pino radiata de 9 años de edad, con un DOS de aproximadamente 12 cm.	220
8.3.	Ilustración de la ubicación del DOS en la primera poda.....	221
8.4.	Corte transversal y longitudinal de un árbol sin poda (A) y un árbol podado (B), mostrando la capa de madera libre de nudos alrededor del corazón defectuoso	222
8.5.	Sección longitudinal que muestra la relación entre el diámetro de oclusión (DOO) y el corazón defectuoso (DCD)	223
8.6.	Influencia del diámetro menor del trozo y del DOS en (A) el valor de los trozos puesto aserradero y (B) en el rendimiento de madera libre de nudos	224
8.7.	Distribución de madera libre de nudos en régimen de poda oportuno y tardío	225
8.8.	Efecto en el crecimiento en altura de <i>Pinus resinosa</i> por la remoción de varios porcentajes de copa viva	232
8.9.	Reducción del crecimiento en altura (A) y en diámetro (B) según diferentes intensidades de poda	233
8.10.	Poda en pino radiata con diferentes intensidades. (A) 40% de reducción de copa viva. (B) 60% de reducción de copa viva	236
8.11.	Poda en tres etapas (A) y en una sola etapa (B). La poda en varias etapas da como resultado un cilindro nudoso uniforme bajo la madera limpia (siempre que se mantenga el DOS de la primera poda). La poda en una sola etapa, más tarde en la vida de un árbol en un rodal, deja un corazón nudoso en forma cónica (mayor aprovechamiento de madera limpia si los cortes son paralelos al cambium)	238
8.12.	Secuencia de poda en tres etapas: (A) Poda baja: altura del árbol 5-6 m, altura de poda 2 m; (B) Poda media: altura del árbol 7-8 m, altura de poda 4 m; (C) Poda alta: altura del árbol 9-10 m, altura de poda 6 m.	243
8.13.	Incremento de la proporción de madera clear con el aumento del PLI. (Nº	

1 clear corresponde a madera sin defectos; N° 2 clear a madera libre de defectos en la mejor cara)	245
8.14. Certificado para acreditar la calidad de poda en un rodal en Nueva Zelanda. En el anverso se proporciona la información de las podas y levantes; en el reverso, el plano del predio y del rodal que se certifica	248
8.15. Herramientas más utilizadas en poda en Chile. (1) Tijerón neozelandés (<i>Prune-Off Lopper</i>). (2) Serrucho cola de zorro. (3) Sierra para epicormios	249
8.16. Poda con escalera	250
8.17. Implementos utilizados para poda de altura. (1) Escala de aluminio. (2) Trepadores. (3) <i>King grip</i> . (4) <i>Rig step</i>	250
8.18. Predicción de la longitud del daño por pudrición por efecto de la poda (95 por ciento de intervalo de confianza, línea punteada) en función del diámetro de rama podada en <i>Eucalyptus nitens</i>	254
8.19. Desarrollo del índice de área foliar en <i>Eucalyptus grandis</i> con y sin fertilizante	255
8.20. Relación entre el índice de área foliar (IAF) y el porcentaje de luz solar interceptada por el rodal	256
9.1. (A) Acopio de residuos de cosecha por excavadora. (B) Transporte primario de residuos a través de <i>skidder grapple</i> . (C) Enfardado de residuos de eucaliptos. (D) Astillado de residuos con triturador CBI Magnun Force 8400	269
9.2. Cultivos de salicáceas para fines energéticos (A) y cosecha de rebrotes (B)	274
9.3. <i>Eucalyptus nitens</i> creciendo en secano interior (A) y <i>Acacia melanoxylon</i> creciendo en arenales (B)	275
9.4. Rendimiento promedio en biomasa total (Mg ha^{-1}), según especie, densidad, edad del cultivo y sitio	276
10.1. Plantación de pinos afectada por heladas (zona de Campanario, Cabre-ro)	286
10.2. Plantación de <i>Eucalyptus globulus</i> y árboles aislados afectados por heladas (Camino Santa Bárbara a Ralco)	286
10.3. Vivero a raíz desnuda de <i>Eucalyptus globulus</i> afectado por heladas	287
10.4. Enrojecimiento y rajaduras en el tallo subapical en <i>Pinus radiata</i> atribuidas a heladas	287
10.5. Rajadura en base del tallo y daño en el cambium por heladas en <i>Eucalyptus globulus</i>	288

10.6.	Daño por heladas invernales en <i>Eucalyptus globulus</i>	288
10.7.	Tostado por insolación (alta temperatura) en hojas intermedias de <i>Eucalyptus globulus</i>	289
10.8.	Diversos grados de “estrangulamiento” de plántones de pino en vivero a raíz desnuda	290
10.9.	Cancros por insolación en pino radiata	291
10.10.	Enrojecimiento de acículas en árboles orilleros. Sector Paraguay, Región del Biobío (al sur del Río Laja)	291
10.11.	Anegamiento por lluvias (año 2008) en una plantación de pino en la zona de Arenales, Cabrero	292
10.12.	Anegamiento subsuperficial en sector Quella, Región del Maule	293
10.13.	Muerte de árboles de pino radiata en sectores anegados en forma subsuperficial, con muerte de raíces	293
10.14.	Marchitamiento en pino atribuido a sequía (Región del Maule)	294
10.15.	Necrosis marginal causada por sequía en eucalipto	295
10.16.	Plantación de pino radiata de un año inclinada por el viento (Quilleco, Región del Biobío)	296
10.17.	Quebradura del fuste por viento en eucalipto y pino	297
10.18.	Médula excéntrica y madera de compresión en pino radiata	298
10.19.	“Abocamiento” causado por viento en eucalipto	298
10.20.	Daño por granizo en tallo de pino y moteado clorótico en acículas	299
10.21.	Eucalipto quebrado por el peso de la nieve	300
10.22.	Árboles afectados por cloro. Explosión de camión con clorato de sodio en choque 11/06/2002 en Salto del Laja, Región del Biobío	301
10.23.	Eucaliptos plantados en suelos poco profundos, sector Galvarino, Región del Biobío	302
11.1.	Diagrama de representación de los principales componentes del balance hidrológico	306
11.2.	Relación entre tipo de cobertura, precipitación y evapotranspiración anual, de acuerdo a las relaciones establecidas por Holmes y Sinclair (1986) (línea continua) y Zhang <i>et al.</i> (1999) (línea segmentada)	310
11.3.	Características de la evapotranspiración en diferentes rodales, en que se muestra la tasa de evapotranspiración relativa (k) en función del agua disponible en el suelo	313
11.4.	Predicción del consumo de agua por bosques plantados de <i>Pinus radiata</i> y <i>Eucalyptus globulus</i> en comparación con praderas en la cuenca Clem Creek, Nueva Zelandia	313

11.5.	Distribución de los bosques plantados según rango de precipitaciones en la Región del Biobío, Chile	314
11.6.	Curvas de escorrentía anual para distintos tipos de cobertura de la tierra	316
11.7.	Potencial de reducción de la escorrentía media anual como resultado de la forestación de praderas con <i>Eucalyptus</i> y <i>Pinus radiata</i>	317
11.8.	Efecto de distintos usos de la tierra en el régimen de caudales máximos	321
11.9.	Relación entre la recarga media anual y la precipitación media anual para coberturas de plantas anuales, plantas perennes y árboles	323
11.10.	Distribución de frecuencia cumulativa de flujos diarios en las cuencas de Kileys Run (cobertura de praderas) y Tedhill (cobertura de <i>Pinus radiata</i>) ubicadas cerca de Tumut, Australia, período 1985-1989	326
12.1.	Preservación de la calidad del agua en predios forestales mediante construcción de alcantarillas	342
12.2.	Preservación de la calidad del agua mediante construcción de alcantarillas, control de la erosión y del arrastre de sedimentos	342
12.3.	Control de la erosión, del arrastre de sedimentos y de los desmoronamientos en caminos forestales mediante programa de mantenimiento	343
12.4.	Fotografía aérea ilustrando cómo se puede controlar la erosión mediante la preservación de franjas de vegetación natural en la orilla de los cursos de agua y disposición de los desechos de corte siguiendo las curvas de nivel	343
13.1.	(A) Sistema silvoagrícola con plantación de pino radiata y siembra de trigo intercalado con pradera natural. (B) Maíz creciendo entre hileras de eucalipto (CMM, Minas Gerais, Brasil)	354
13.2.	Efecto de la permeabilidad del cortaviento sobre la reducción de la velocidad del viento	355
13.3.	Sistema silvopastoril formado por eucaliptos y forrajeras leguminosas en el sur de Brasil, con ovejas pastoreando el sotobosque para producción de lana	358
13.4.	Sistema agrosilvopastoril con álamos híbridos. (A) Siembra de hortalizas entre hileras de álamo. (B) Pasto creciendo entre hileras de álamo, podados hasta una altura de 6 m. Se puede apreciar la cantidad de luz disponible en el sotobosque. (C) Residuos de cosecha agrícola dejados entre hileras de álamo (labranza mínima) como medio de protección y conservación del suelo. (D) Cosecha del álamo como último componente del sistema agrosilvopastoral. Se puede apreciar la proporción de copa viva de los árboles (Compañía Agrícola y Forestal El Álamo)	359

13.5.	Sistema silvopastoril rotativo. (A) Eucaliptos plantados en camellones en el medio del cultivo de arroz. (B) Aplicación de herbicida al suelo húmedo entre las hileras de eucalipto, antes de sembrar la soja. (C) Soja formada entre las hileras de eucalipto (CMM, Minas Gerais, Brasil)	360
13.6.	(A) Siembra de <i>Brachiaria brizantha</i> entre las hileras de eucaliptos, podados hasta una altura de 4 m desde el suelo. (B) Pasto de <i>Brachiaria brizantha</i> formado entre las hileras de eucaliptos, podados hasta una altura de 4 m (CMM, Minas Gerais, Brasil)	361
13.7.	Inicio del sistema silvopastoril, con bueyes pastoreando forrajeras perennes en una plantación de eucalipto (CMM, Minas Gerais, Brasil)	361
13.8.	Parcelas permanentes establecidas en (A) una plantación podada y raleada de <i>Pinus ponderosa</i> (PPP) y (B) un sistema silvopastoral con vacas Angus Negro pastoreando entre hileras de pino (SPS)	365
13.9.	(A) Cambio en la tasa de captura de C influenciada por un cambio en la densidad arbórea, desde el establecimiento de una plantación de <i>Pinus ponderosa</i> en 1991 a una densidad de 1.514 arb ha ⁻¹ , seguido de un raleo en 2003 con una densidad resultante de 800 arb ha ⁻¹ y 400 arb ha ⁻¹ después de la conversión a un sistema silvopastoral en fajas (PPP). Las barras verticales indican el error estándar de la media. (B) Distribución de los stocks de C (kg) por compartimento del árbol antes de ralear y en PPP y SPS seis años después de ralear. Valores con la misma letra minúscula en un mismo componente arbóreo y entre tratamientos en 2009 no son significativamente diferentes (Test t de Student, **P < 0,01)	367
14.1.	Tipos de bosques según FAO.	375
14.2.	Representación de cinco diferentes estructuras de rodales, mostrando su distribución en un corte vertical y los correspondientes gráficos de distribución diamétrica en términos de número de árboles por hectárea. Los árboles de los tres primeros rodales son todos de la misma especie. El cuarto contiene varias especies, de igual (clase de) edad, y el quinto de dos clases de edad	379

Tablas	Página	
1.1.	Evolución de la cubierta forestal mundial 1990-2010	7
1.2.	Crecimiento proyectado de superficie y de producción de madera de bosques plantados según región, 2005-2030	8
2.1.	Superficie nacional por tipo de uso del suelo	13
2.2.	Tipos forestales del bosque nativo de Chile. Superficie y especies princi-	

pales	15
2.3. Superficie de bosques naturales según tipo de bosque, por región (ha) ...	17
2.4. Principales productos y nivel de exportación (en porcentaje) de la industria forestal	26
2.5. Posición de Chile en el concierto mundial de países exportadores de productos forestales (año 2014)	27
2.6. Ranking global de las principales empresas forestales latinoamericanas (2008-2014)	27
2.7. Indicadores del sector forestal de la Región del Biobío al año 2015	28
2.8. Contribución del sector forestal al producto interno bruto (%), 1990-2011	31
3.1. Matriz estratégica de acción-decisión silvícola	44
3.2. Concentración de nutrientes totales en diferentes materiales parentales ...	54
4.1. Estándares de calidad de agua para viveros en contenedores	99
4.2. Porcentaje de los principales macronutrientes en el follaje de plantas de <i>Eucalyptus globulus</i> durante su cultivo en envase, en Chile	113
6.1. Principales amenazas a los recursos genéticos forestales	156
7.1. Tipo de cortas intermedias	179
7.2. Volumen en pie e incremento periódico (IPA) y medio anual (IMA) de una plantación de <i>Pinus radiata</i> a la edad de 12 años a diferentes densidades residuales	191
7.3. Dap y altura promedio, volumen en pie e incremento periódico (IPA) y medio anual (IMA) de una plantación de <i>Eucalyptus nitens</i> a la edad de 15 años por tratamiento (densidad)	193
7.4. Métodos de raleo y criterio para identificar los árboles a extraer	194
7.5. Características principales de los distintos tipos de raleo y cómo afectan al rodal	199
8.1. Evolución del DOS en podas sucesivas bianuales por zona de crecimiento: Concepción - Arauco (CA); Arenales (AR) y Malleco (MA)	222
8.2. Altura DOS de la segunda poda y pérdida de volumen libre de nudos (PVLN) por zona de crecimiento: Concepción - Arauco (CA); Arenales (AR) y Malleco (MA)	223
8.3. Efecto del tamaño del trozo y del cilindro defectuoso en el rendimiento de madera libre de nudos en árboles podados (% del total aserrado) de <i>Pinus radiata</i>	225
8.4. Efecto del tamaño del corazón defectuoso en el porcentaje de recuperación de madera aserrada en <i>Pinus radiata</i>	227

8.5.	Efecto del espaciamiento en el tamaño de los nudos: características de los árboles dominantes en una plantación de <i>Pinus resinosa</i> de 20 años de edad (índice de sitio 70) (plantas 2-1; luego edad total es de 23 años)	227
8.6.	Rendimiento promedio de volumen libre de nudos (VLN) y volumen aserrable libre de nudos (VALN) por troza, en un rodal de <i>Pinus radiata</i> de 18 años con poda a 12 m de altura	228
8.7.	Proporción de volumen aserrable libre de nudos (VALN) promedio por troza en un rodal de <i>Pinus radiata</i> de 18 años con poda a 12 m de altura.	228
8.8.	Comportamiento del diámetro del verticilo (DOS), diámetro de oclusión (DOO) y profundidad de cicatrización (PC) a lo largo del fuste podado, en un rodal de <i>Pinus radiata</i> de 18 años con poda	228
8.9.	Volumen medio (m ³) de trozas de pino radiata de 5,4 m a los 25 años de edad bajo diferentes índices de sitio, densidad y DOS*	229
8.10.	Número de años requerido para lograr la condición de “stars” y “super-star” (i.e., 45,2 por ciento y 55,7 por ciento conversión de madera sin nudos) de trozos podados de pino radiata de 5,4 m, para diferentes índices de sitio, densidad y DOS*	230
8.11.	Reducción del crecimiento en diámetro en <i>Pinus ponderosa</i> 16 años después de efectuada la poda	231
8.12.	Incremento en altura y diámetro de <i>Pinus taeda</i> de ocho años de edad, cuatro años después de efectuada la poda	232
8.13.	Regímenes silviculturales aplicables a plantaciones de <i>Pinus radiata</i> según calidad de sitio	234
8.14.	Resultados de estudios de época de poda en rodales de <i>Pinus radiata</i> establecidos en diferentes zonas de crecimiento de las Regiones del Biobío y de la Araucanía, Chile	235
8.15.	Comparación de rendimiento en poda de <i>Pinus radiata</i> en dos y tres etapas (valores promedios)	239
8.16.	Rendimiento promedio de poda en <i>Pseudotsuga menziesii</i> en 1, 2 y 3 etapas, con sierra de mano y escalera	239
8.17.	Volumen medio por troza de cilindro defectuoso (CD) y libre de nudos (LN) en un rodal de <i>Pinus radiata</i> de 13 años, con cuatro podas efectuadas a los 6, 7, 8-9 y 10 años, a una altura de 2,98, 4,65, 6,45 y 8,2 m, respectivamente	240
8.18.	Número de nudos ocluidos por etapa de poda y duración media del proceso de oclusión en un rodal de <i>Pinus radiata</i> de 13 años, con cuatro podas efectuadas a los 6, 7, 8-9 y 10 años, a una altura de 2,98, 4,65, 6,45 y 8,2	

m, respectivamente	240
8.19. Rendimiento según altura de poda en rodales de <i>Pinus radiata</i> de 5, 8 y 9 años, con tijerón neozelandés, escalera y king grip	241
8.20. Rendimiento de poda en rodales de <i>Pinus radiata</i> con tijerón neozelandés y tijera eléctrica	242
8.21. Rendimiento y costos de poda con tijerón y escalera según altura de poda y Dap de los árboles, en rodales de <i>Pseudotsuga menziesii</i> en EE.UU. ...	242
8.22. Rendimientos y costos de poda con tijerón según altura de poda y condición del terreno, en rodales de <i>Pinus radiata</i> en Nueva Zelanda	242
8.23. Porcentaje de madera libre de defectos según PLI.	245
8.24. Poda a 6 m en dos etapas en <i>Eucalyptus nitens</i> en diferentes condiciones de rodal	258
8.25. Esquema de manejo para la producción de madera aserrada en plantaciones de <i>Eucalyptus nitens</i> en Tasmania, Australia	259
8.26. Esquema de manejo para trozos aserrables de eucalipto (densidad inicial: 1.000 arb ha ⁻¹) en Nueva Zelanda	260
8.27. Esquema de manejo aserrada en plantaciones de <i>Eucalyptus</i> en Aracruz, Brasil	260
8.28. Esquema de manejo para la producción de madera clear en plantaciones de <i>Eucalyptus nitens</i> en Chile (densidad inicial: 1.250 o 1.429 arb ha ⁻¹ , según calidad de sitio)	260
11.1. Impacto del uso de la tierra sobre parámetros hídricos, según tamaño de la cuenca	307
11.2. Efecto de la distribución de la precipitación de <i>Pinus radiata</i> y <i>Eucalyptus</i> spp. en cuencas de Australia	310
11.3. Efecto de los bosques plantados en la reducción del régimen de caudales y el nivel de aguas subterráneas	327
13.1. Concentraciones (%) y stocks (kg arb ⁻¹ y kg ha ⁻¹) de carbono en diferentes componentes arbóreos en plantaciones de <i>Pinus ponderosa</i> (PPP) de 18 años y sistemas silvopastorales con pinos en fajas (SPS) en la Patagonia chilena (promedio ± desviación estándar)	366
13.2. Incremento en diámetro altura de pecho (Dap), altura total (Ht) y área basal (AB) durante un período de dos años en una plantación de <i>Pinus ponderosa</i> (PPP) y un sistema silvopastoral en fajas (SPS) en la Patagonia chilena (media ± desviación estándar)	368

Autores

Nombre	Posición
Dr. Eduardo Acuña	Universidad de Concepción Facultad de Ciencias Forestales Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente Concepción, Chile edacuna@udec.cl
Dr. Lee Allen	North Carolina State University College of Natural Resources Department of Forestry and Environmental Resources Raleigh, NC, USA Lee_Allen@ncsu.edu
Mg. Alejandra Escobar	Consultora Privada Vivero Los Quillayes Quillón, Chile alejandra@viverolosquillayes.cl
Prof. René Escobar †	Universidad de Concepción Facultad de Ciencias Forestales Departamento Silvicultura Concepción, Chile
Dr. Miguel Espinosa	Universidad de Concepción Facultad de Ciencias Forestales Departamento Silvicultura Concepción, Chile mespinos@udec.cl
Dr. Francis Dube	Universidad de Concepción Facultad de Ciencias Forestales Departamento Silvicultura Concepción, Chile fdube@udec.cl
Dr. Thomas Fox	Virginia Polytechnic Institute and State University College of Natural Resources and Environment Department of Forest Resources and Environmental Conservation Blacksburg, VA, USA trfox@vt.edu

- Prof. Jaime García Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Forestales
Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente
Concepción, Chile
jgarcia4825@gmail.com
- M. Sc. Gastón González Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Forestales
Departamento Silvicultura
Concepción, Chile
mgonzalezvargas@gmail.com
- Dra. M. Ángela Martín Universidad de Extremadura
Escuela de Ingeniería Forestal
Plasencia, Cáceres, España
angelamartin@unex.es
- Dr. Luis M. Martín Universidad de Córdoba
Escuela Técnica Superior de Ing. Agronómica y de
Montes
Departamento de Genética
Córdoba, España
lm.martin@uco.es
- Dr. Fernando Muñoz Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Forestales
Departamento Silvicultura
Concepción, Chile
fmunoz@udec.cl
- Dr. Rolando Rodríguez Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Forestales
Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente
Concepción, Chile
rorodrig@udec.cl
- Dr. Rafael Rubilar Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Forestales
Departamento Silvicultura
Concepción, Chile
rafaelrubilar@udec.cl
- Dr. José Stape Suzano Papel e Celulose
São Paulo, Brasil
www.suzano.com.br

Prólogo / Prologue

Forestry has been defined as “the scientific management of forests for the continuous production of goods and services”¹, though, as with agriculture, forestry that reflects the specifics of place as well as the generalities of science necessarily involves art. Biologic, physical, social, management, and engineering sciences all play an important role in forestry. Over the past 20 years the scope of biologic and environmental sciences contributing to forest management has expanded beyond ecophysiology, genetics, and vegetation management to encompass soil processes, ecosystem structure and dynamics, hydrology, wildlife biology, fisheries, restoration ecology, conservation biology, and landscape ecology. The social sciences, once relegated to a backseat (except for economics), are now an important component. Research into innovative engineering techniques and the development of a broad array of forest products are essential parts of the contemporary package, and management science is playing an increasingly important role in helping to integrate science, economics, and politics. A new dialogue among science, philosophy, and religion is exploring the esthetic/spiritual dimensions of forests –and nature as a whole– that have been common to humans for millennia.

Concern with sustainability in forestry dates back to the late seventeenth century; in fact, Wiersum² argues forestry was the first science in the western world to explicitly acknowledge the need to safeguard finite natural resources for future generations. However, beliefs about exactly what should be sustained have changed radically over the past few decades. From early on there were competing philosophies about the proper approach. Aldo Leopold, who once supervised a US National Forest, described two types of forestry: Type A sees “. . . land as a commodity and trees as cellulose to be grown much like cabbages”; Type B “. . . treats land as a community of interacting and interdependent parts, all of which must be cared for”³. Type B, which I refer to as ecosystem-based forestry, has always had a strong philosophical representation within the forestry profession; however, Type A predominated throughout the world during much of the twentieth century. Like modern agriculture, its focus has been on the properties of individual crop types rather than communities and ecosystems. Type A is commonly referred to as intensive forestry (where “intensive” refers to cultural inputs). Intensive forestry had its beginnings in Germany during the mid-1800s. German forest scientists, motivated by the ideas of the English economist, Adam Smith, formulated an economic approach called soil rent theory, which held that interest should be earned on land, timber capital, and silvicultural expenses (in opposition, “forest rent” theory held

¹ Baker FS. 1950. *The Principles of Silviculture*. New York: McGraw-Hill.

² Wiersum KF. 1995. 200 years of sustainability in forestry: lessons from history. *Environ. Manage.* 19:321-29.

³ Leopold quote from M. Behan, in Kohm KA, Franklin JF, eds. 1997. *Creating a Forestry for the 21st Century*. Washington, DC: Island Press.

that interest charges against these assets were inappropriate). Plochmann⁴ describes the result. “The soil rent method furnished foresters with an ideal planning tool for calculating the species with the highest monetary return and the financial rotation with the highest internal rate of interest on a given site. It fit perfectly with classical liberal economic theory, which set the maximization of profit as the general objective of economic activities and therefore the general objective for forestry as well”. However, because of the time value of money, that approach forced short rotations and maximization of fiber production to the exclusion of other values.

Beginning in the 1960’s, several things came together to start a shift back toward management of ecosystems rather than stands of trees. Two factors in particular were instrumental in triggering that change in approach. One was the emergence of clear evidence that impacts on soils during intensive management were reducing productivity, violating the basic forestry principle of sustained yields. A second critical factor was increasing public dissatisfaction with the conversion of forests to tree farms that were not sustaining either biodiversity or aesthetics, and in some cases altering hydrology and filling streams with sediments. In the United States, the failure of federal land management agencies to protect environmental values on federal lands, as was their legal mandate, eventually brought about a radical change from wood-focused management to ecosystem-based management. Over time, those changes have spread to one degree or another to private forest lands, as evidenced by the explosive growth of 3rd party forest certification, which as of 2008 accounted for approximately 12 percent of the forest lands in the Americas⁵, and a much higher percentage of plantations in Chile. Standards vary among certifying organizations but all include sustaining soils, water, biodiversity, and productive capacity, as well as including social standards related to local communities and worker rights.

A factor that has emerged more recently is the role of forests in carbon sequestration. The world’s forests account for virtually the entire terrestrial carbon sink⁶, and many authors have pointed out that expanding the forest base would contribute significantly to sequestering atmospheric carbon and ameliorating global climate change. There can be no better place to do that than agricultural lands that were formerly in forest, and conversion of abandoned agricultural lands to tree plantations in Chile is almost certainly one of the larger and more successful reforestation efforts of the past few decades. It is a win-win situation with positive implications for both the economy and the environment that extend beyond Chile’s borders to the globe as a whole. Zomer and others⁷ calculated the global area of lands suitable for afforestation or reforestation to

⁴ Plochmann R. 1989. The forests of central Europe: a changing view. In Oregon’s Forestry Outlook: An Uncertain Future. The 1989 Starker Lectures, pp. 1-9. Corvallis, OR: Coll. Forestry.

⁵ F. Cabbage and others. 2010. Impacts of forest management certification in Argentina and Chile. *Forest Policy and Economics* 12(7): 497-504.

⁶ Pan et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world’s forests. *Science* 333:988-993.

⁷ Zomer et al. 2006. A global analysis of the hydrologic dimensions of climate change mitigation through afforestation/reforestation. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 44p. (IWMI Research Report 101).

be 499 million ha, nearly one-half of which is in South America. There is tremendous potential in these lands to produce wood that might otherwise be harvested from pristine forests, while at the same time contributing significantly to sequestering carbon in both wood and soils, reducing erosion and therefore protecting streams, and providing habitat for forest-dwelling species.

A major responsibility for meeting the broadening objectives and larger suite of environmental values to be sustained in forestry falls on silviculturists. Silviculture, the art and science of growing trees, deals with manipulating the spatial and temporal structure of forests to achieve desired values. The authors of this timely book have spent their careers addressing these issues. Their experience has much to offer Chile and others throughout South America and the world who are managing and restoring planted forests to meet the needs of the modern world. As always in nature, and as I'm sure the authors would agree, there is much more to learn, particularly issues having to do with forest resilience to pests and changing climate, and the role of diversity at both stand and landscape scales in providing resilience and enhancing productivity. But, as this book discusses, we have made significant strides toward a more ecologically-grounded forestry.

David A. Perry

Professor (emeritus)

Department of Forest Ecosystems and Society

Oregon State University

Corvallis, Oregon, USA

Prefacio

La silvicultura, en su acepción más simple, trata de la manipulación de la estructura de los bosques para producir determinados bienes y servicios. Estos pueden ser diversos, desde la producción de madera hasta la captura de carbono o medidas para conservar y/o mejorar la cantidad y calidad de las aguas en cuencas hidrográficas. También es una decisión silvicultural no intervenir un bosque, si éste se está desarrollando adecuadamente o está cumpliendo los objetivos deseados por su propietario. En cuanto a las técnicas silviculturales para conducir los bosques hacia un objetivo determinado, son variadas y múltiples, sustentándose en la investigación y en lo que sucede en la naturaleza.

Los bosques pueden ser clasificados de acuerdo a un *continuum* según su cercanía o lejanía de su estado natural y según el impacto que su ordenación tiene en la estructura y composición del mismo. De acuerdo con ello, la FAO distingue tres clases de bosques: natural, seminatural y plantados. Los bosques plantados pueden ser con fines de producción o de protección. En el primer caso, se trata por lo general de rodales coetáneos, puros, manejados intensivamente para la producción de madera y derivados, ya sea con especies nativas o exóticas. Ante la continua disminución de los bosques naturales, las crecientes restricciones para su uso y el aumento de la demanda mundial de productos forestales, los bosques plantados representan un sistema de producción muy eficiente, proporcionando, a tasas cada vez mayores, la madera industrial requerida; contribuyendo así a reducir la presión de cosecha sobre los bosques naturales. Además, constituyen un importante medio –y quizás único– para recuperar suelos degradados o abandonados que no sustentan en forma económica otro tipo de cultivo.

Los bosques plantados con fines de producción constituyen hoy un recurso muy importante en varios países. Sin embargo, solo unos pocos de ellos tienen las características de los establecidos en Chile, en cuanto constituyen un recurso boscoso adicional a sus bosques naturales, lo que ha permitido en la actualidad que prácticamente el 100 por ciento del consumo de madera provenga de estos bosques y que el sector forestal se haya posicionado como el segundo generador de divisas del país. Estas plantaciones, de relativamente alta productividad, se manejan intensivamente, lo que implica un alto grado de inversión a lo largo de la vida de la plantación, para optimizar los retornos económicos de la madera industrial producida.

Pero, ¿cuál es el conocimiento acumulado acerca del manejo de los bosques plantados en Chile? ¿Qué antecedentes publicados e integrados existen respecto a los principales factores que inciden en su manejo y productividad? ¿Cuáles son los efectos hidrológicos de los bosques plantados en un país con limitaciones hídricas? ¿Cómo se compara el sector forestal a nivel internacional? Este y otros aspectos son tratados en este texto en el cual participan destacados profesionales del área silvícola. Texto que incluye varios tópicos relacionados con la silvicultura intensiva aplicada a bosques plantados con fines productivos. Aun cuando otras formas de bosques plantados –aquellos establecidos

principalmente para la restauración de la tierra (protección), producción de leña o con fines recreacionales— son cada vez más importantes para la sociedad, no son el foco de este texto. Del mismo modo, este documento no pretende plantearse a favor o en contra de los bosques plantados con especies de rápido crecimiento para la producción de madera. Su enfoque es estrictamente académico, basado en la experiencia de los diversos autores y en una exhaustiva revisión de literatura, no solo local, sino también internacional. Es un documento que presenta los aspectos fundamentales del rol de los bosques plantados en el ambiente y el paisaje, a efectos de entregar antecedentes para su adecuada ponderación, en un contexto maduro de planeamiento integral de uso de la tierra con distintos fines.

El tiempo transcurrido entre la creación y publicación de este libro permitió a los participantes desarrollar y presentar nuevas ideas y perspectivas sobre estos temas y a incorporar la literatura más reciente. Sin embargo, en el ínterin uno de ellos, nuestro colega y amigo René Escobar, destacado viverista, falleció en mayo de 2012. Sus hijos nos hicieron llegar su contribución, la cual también fue publicada por el Consejo Federal de Inversiones de Argentina.

Este texto está dirigido a estudiantes del área forestal, así como también a administradores y profesionales del sector, que pueden encontrar en sus páginas elementos que ayuden u orienten a tomar decisiones responsables en términos económicos, ambientales y sociales respecto al manejo de los bosques plantados. El Capítulo 1 presenta los fundamentos de la silvicultura, los factores que afectan su práctica y su relación con los bosques plantados; el Capítulo 2, sobre el recurso forestal en Chile, incluyendo el aporte del sector forestal en la economía nacional y en el contexto mundial de los bosques plantados; el Capítulo 3, sobre la disponibilidad de recursos y la capacidad productiva del sitio, y la relación entre los factores bióticos y la productividad del sitio; los Capítulos 4 y 5 entregan información sobre la producción y el establecimiento de plantas, y sobre el manejo de las plantas entre el vivero y su establecimiento en terreno; el Capítulo 6, sobre el mejoramiento genético asociado a los bosques plantados; los Capítulos 7 y 8, sobre el raleo y la poda, técnicas silvícolas de manejo aplicables en edades intermedias de un rodal; el Capítulo 9, sobre biomasa forestal para energía; el Capítulo 10, sobre los factores abióticos que afectan a los bosques plantados; el Capítulo 11, acerca de la relación entre el agua y los bosques plantados; el Capítulo 12, sobre la certificación ambiental y de manejo sustentable de los bosques plantados; el Capítulo 13 sobre los sistemas agroforestales, incluyendo un estudio comparativo de productividad entre sistemas silvopastoriles y bosques plantados y por último, el Capítulo 14, es un glosario sobre la definición legal e internacional (según FAO) de algunos términos silvícolas.

Aunque el texto incluye muchos campos y nuestro objetivo es presentar el conocimiento actual sobre ellos, es claro que hay varios temas no cubiertos que sería conveniente incluir en ediciones futuras. Entre estos, lo relacionado con el cambio climático y su efecto sobre los bosques plantados; los incendios forestales, los conflictos ambientales en la interfase urbano-rural, las plagas y enfermedades que afectan a los bosques plantados y el efecto del manejo silvícola en las propiedades de la madera, entre otros. Con

este libro, esperamos también mostrar al lector que los bosques plantados, pese a su simplicidad estructural y a pesar de la alta intensidad de gestión requerida, desempeñan un papel importante en resolver y mitigar algunos de los problemas globales actuales tales como la creciente demanda de recursos y energía, y, por extensión, sobre la pobreza.

Los editores

Agradecimientos

Este libro tuvo una larga gestación, con participación de estudiantes de pre y posgrado que con su entusiasmo y dedicación contribuyeron en la búsqueda y sistematización de la información recopilada. Nuestros agradecimientos a todos ellos así como a varios colegas que alentaron esta iniciativa y ayudaron en la revisión de los diferentes capítulos que componen este libro. Capítulos que también fueron revisados por los editores, en forma independiente. En especial, deseamos agradecer la colaboración del Dr. Fernando Droppelmann, académico de la Universidad Austral de Chile. A los autores de los diferentes capítulos que componen este libro –principalmente los participantes extranjeros– por la generosidad de su tiempo y su compromiso voluntario con este trabajo, así como por su pronta atención a las múltiples solicitudes de revisión editorial. A Soledad Salas, magíster en Ciencias Forestales, quien contribuyó con gran entusiasmo y dedicación en la diagramación y edición de los textos, tablas y figuras y las referencias. A la Facultad de Ciencias Forestales que nos otorgó las facilidades requeridas para escribir este libro. Al Sello Editorial de la Universidad de Concepción, por la producción, edición y financiamiento de este texto. Al Dr. David A. Perry, Profesor Emérito de la Facultad Forestal de la Universidad Estatal de Oregon, Estados Unidos, quien desde la distancia alentó la elaboración de este libro y accedió gentilmente a prologarlo. Finalmente, a nuestras familias por su siempre constante apoyo, aliento y paciencia.

Los editores

Dedicatoria



Jaime Baeza Hernández, Químico Farmacéutico, Master of Science en Química y PhD en Química, falleció en febrero de 2012, en Concepción. Profesor Emérito de la Universidad de Concepción (2011), obtuvo el Premio Municipal en Investigación en Ciencia Aplicada (1992) y el Premio Colegio Químico Farmacéuticos de Chile, Profesional Distinguido (2004). Destacó por ser un activo investigador y por su contribución a la gestión universitaria como Director de Posgrado, de Estudios Estratégicos y de Investigación, así como desde la presidencia de la Comisión de Investigación y Posgrado del Consejo de Rectores y como Miembro del Consejo Superior de Ciencias de Iniciativa Científica Milenio. Por ser el gestor e impulsor de numerosas iniciativas, entre ellas la Unidad de Desarrollo Tecnológico, el Centro de Biotecnología, EMPREUDEC y principalmente, el Parque Científico Tecnológico, su obra visionaria que debiera constituirse en un faro de la investigación, la innovación y el emprendimiento en el país. Por su permanente preocupación, interés y cercanía con el quehacer de la Facultad de Ciencias Forestales, especialmente con la carrera de Ingeniería Forestal. Pero sobre todo, por su gran humanidad, sencillez y desprendimiento. Su amistad y ejemplo de vida fue un regalo invaluable.



René Escobar Rodríguez, Técnico Forestal de la Universidad de Concepción, falleció en Concepción en mayo de 2012. Se especializó en viveros forestales trabajando durante tres años junto al Dr. Peter Burschel en la Universidad Austral de Chile, luego de lo cual fue contratado por la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción, donde se desempeñó hasta su deceso. Fue formador de gran parte de los viveristas de Chile, a los cuales transmitió su pasión y entrega, transformándose en un referente de producción de plantas en vivero, no sólo en el país, sino también en el extranjero. Fue asesor/consultor de diversas instituciones, públicas y privadas, que lo requerían por sus conocimientos y su visión práctica de los problemas. Pero fue además un hombre muy versátil, amante de la naturaleza, de la música, de la pesca, de la familia. Los que lo conocimos y compartimos con él durante varias décadas, no podremos olvidar sus dichos tan singulares, tanto de su propia creación como también aquellos provenientes de la ya casi desaparecida, antigua y típica tradición campesina, los que no alcanzó a plasmar en un escrito, como muchos le habíamos sugerido. Comprometido desde sus inicios con la publicación de este libro, sus hijos nos hicieron llegar su contribución póstuma.

1. La silvicultura y los bosques plantados

Miguel Espinosa y Jaime García

Introducción

La silvicultura, derivada de las palabras latinas *silva*, bosque y *culture*, cultivo, se ha definido como el arte, la ciencia, la teoría y la práctica de controlar el establecimiento, la composición, el crecimiento, la calidad y la salud de los rodales forestales para cumplir determinados objetivos de manejo (Smith *et al.* 1997). El objetivo de manejo puede ser diverso: obtención de madera, estético, ambiental o una combinación de todos o alguno de ellos. Mediante intervenciones silvícolas como fertilización, riego, raleo, poda, entre otras, los silvicultores pueden cambiar la condición y los patrones de desarrollo de los rodales forestales para cumplir con los objetivos de manejo. Cuando los árboles son cosechados, se renuevan mediante regeneración natural o plantación. Mediante prácticas silviculturales, como la preparación del sitio, se acorta el periodo de establecimiento del nuevo rodal; y a través del control de la vegetación competitiva, la fertilización, el raleo y otros tratamientos intermedios, se acelera el proceso de crecimiento (maduración) de los rodales. La silvicultura es también un arte, por cuanto el profesional forestal al prescribir una determinada acción de manejo, no sólo debe utilizar su habilidad imaginativa en interpretar el conocimiento científico, sino también en preservar o crear belleza en el paisaje o rodal individual, sin que ello afecte el objetivo de manejo.

Fundamentos de la silvicultura

La silvicultura se basa en la comprensión y aplicación de procesos naturales como perturbación, sucesión, competencia, ciclos de nutrientes, hidrología, biología del árbol, suelos y fenómenos ecológicos asociados. La manipulación y control de los procesos naturales mediante técnicas silviculturales sustentadas científicamente, pueden crear y mantener bosques apropiados a los objetivos del propietario en menos tiempo de lo que ocurriría naturalmente. Eventos naturales como vulcanismo, incendios, irrupción de insectos y enfermedades, vientos fuertes, entre otros, afectan el crecimiento y desarrollo de la vegetación. Las prácticas silvícolas tienden, dentro de ciertos límites, a imitar estos fenómenos de la naturaleza, resguardando la productividad y sustentabilidad del sitio. La silvicultura, en consecuencia, tiene como referencia lo que sucede en la naturaleza, ya que el estudio de esta última permite comprender sus fenómenos para permanecer en armonía con el ecosistema.

El paralelo de la silvicultura con la agricultura es recurrente en cuanto a cultivos manejados intensivamente. Sin embargo, el cultivo de bosques es mucho más complejo que uno agrícola, tanto desde un punto de vista ecológico como en términos de los usos y valores que se espera de ellos. El horizonte de planificación de un bosque es, usual-

mente, mucho más extenso, por lo que el tiempo entre la inversión en silvicultura y los beneficios potenciales por la venta de los productos que éste genere, es de varios años o décadas.

Factores que afectan la práctica de la silvicultura

El silvicultor debe enfrentarse no sólo a los factores internos que afectan la práctica de la silvicultura (i.e. suelo, clima, especies), sino también, y quizás en orden de magnitud mayor, con aquellos que externamente afectan su quehacer. Por ejemplo, a medida que aumenta la población humana o la calidad de vida de las personas, aumenta la demanda de productos forestales; pero por otro lado, disminuye la tierra disponible para la producción forestal, ya sea por malas prácticas (e.g. deforestación, cosechas no planificadas, incendios) o por la habilitación de terrenos para la agricultura o para el desarrollo urbano. Lo que exige un mejor y más eficiente uso de tierra para el crecimiento de los árboles.

El cambio experimentado por la actitud del público hacia un mayor respeto y consideración por el medio ambiente, implica un cambio de paradigmas en cómo manejar los bosques y en entender que mantener la integridad ecológica de los ecosistemas forestales puede ser más importante que la producción de productos básicos. Equilibrar la demanda por valores diversos y a veces contradictorios de la sociedad (integridad ecológica y productos forestales) en un programa de gestión eficaz para un rodal dado, es el desafío de la silvicultura moderna. En su aplicación, entonces, tanto el o los sistemas silvícolas establecidos en el plan de manejo, así como las prácticas aplicadas en la operación de la gestión forestal, deben ser económica y financieramente viables, ecológicamente apropiadas a las condiciones del sitio, institucionalmente atractivas y políticamente aceptables, en un contexto de escala de paisaje y de larga duración en el tiempo.

Este nuevo paradigma en el cual se vinculan los intereses de las generaciones futuras con las acciones para satisfacer las necesidades de hoy —lo que se conoce como desarrollo sustentable—, implica más presión sobre los silvicultores y los científicos para mejorar continuamente la base de conocimientos de la silvicultura. Encontrar formas de cultivar árboles de alta calidad y de rápido crecimiento, utilizar con eficacia la productividad de la tierra, y hacerlo de forma ambiental, social y económicamente factible y sustentable, es de gran importancia para el futuro de la industria de los productos forestales. Los múltiples factores que afectan la práctica de la silvicultura determinan que ésta sea cada vez más compleja, limitando el área de toma de decisiones y exigiendo mayor creatividad.

Intensidad de la silvicultura

La intensidad de las prácticas silvícolas puede agruparse en tres categorías generales que se relacionan directamente con la cantidad de esfuerzo y las inversiones que requie-

re la renovación del bosque: silvicultura extensiva, silvicultura intensiva y silvicultura de intensidad media.

La **silvicultura extensiva** es propia de bosques que se renuevan por regeneración natural (bajo dosel), usualmente de estructura heteroetánea, compuestos por especies nativas, de larga rotación, de baja tasa de crecimiento relativo, escala de producción reducida y dispersa en el área, y de alto valor de conservación. Se caracteriza por la baja producción de volumen cosechado, pero de alto valor comercial. Los bosques naturales manejados siguen esta tendencia general.

La **silvicultura intensiva** es característica de rodales forestales coetáneos, usualmente puros, regenerados artificialmente –preferentemente por plantación– con especies exóticas (o nativas) de alta tasa de crecimiento, manejados en rotaciones cortas y en unidades de gran extensión. El objetivo es maximizar la producción volumétrica y el valor de los productos del bosque; para lo cual se prepara el sitio, se fertiliza, se controla la vegetación competitiva y el espaciamiento. El raleo y la poda son tratamientos característicos de rodales manejados intensivamente, al igual que la utilización de semillas con mayor ganancia genética. La interacción entre los tratamientos silvícolas y la genética forma parte esencial de la silvicultura intensiva. Las plantaciones comerciales con especies exóticas (e.g. pino radiata, eucalipto) son un ejemplo de silvicultura intensiva.

Entre estos dos extremos podemos distinguir también **niveles intermedios de aplicación de la silvicultura**, tanto en bosques naturales como en bosques plantados. Puede ser el caso de pequeños propietarios de bosques que no tienen los recursos necesarios para practicar una silvicultura intensiva. Pero a diferencia de la silvicultura extensiva, se practican algunos tratamientos silviculturales que posibilitan el logro de mayores volúmenes de madera a la cosecha en menor tiempo. Las plantaciones establecidas con fines de protección (e.g. de suelos y agua, rehabilitación ecológica), conservación o propósitos socioeconómicos, son usualmente manejadas bajo esquemas menos intensivos.

Sistemas silviculturales y métodos de regeneración

El proceso por el cual un rodal es sometido a diferentes tratamientos silvícolas y es removido y reemplazado por un nuevo cultivo, se conoce como **sistema silvicultural**. Los sistemas silviculturales son programas integrales de tratamientos silvícolas a lo largo de una rotación, siendo los métodos de regeneración (reproducción) un componente de éstos (Smith *et al.* 1997). En la planificación del manejo de un rodal, junto con determinar su cosecha y los tratamientos intermedios que se le practicarán a lo largo de la rotación (e.g. control de malezas, fertilización, raleo, poda), se establece el **método de regeneración** del nuevo rodal (i.e. plantación, regeneración natural, siembra directa).

Los sistemas silviculturales se denominan según el método de regeneración por el cual se reemplaza un rodal (e.g. tala rasa, selección) y por la estructura de edades del rodal regenerado (e.g. coetáneo (o regular), heteroetáneo (o irregular). Los métodos de rege-

neración, al igual que las perturbaciones naturales, pueden variar en severidad. Así, los tratamientos más drásticos, como la tala rasa, que remueve todos los árboles del rodal en una sola intervención, favorecen a las especies intolerantes a la sombra (o especies de sucesión temprana). Estas especies son algunas de las coníferas y latifoliadas comercialmente más valiosas, como pino radiata y eucalipto. Tratamientos menos severos remueven sólo una porción del rodal original y tienden a favorecer a especies más tolerantes a la sombra (o especies de sucesión tardía).

Los sistemas de cosecha-regeneración tradicionalmente se centran en la producción de madera, aunque cada método puede aplicarse para otros fines o propósitos. Comúnmente, los bosques plantados con una sola especie, de rápido crecimiento, destinados a la producción de madera de calidad en cortas rotaciones, se manejan bajo el sistema de tala rasa (e.g. pino, eucaliptos); los bosques naturales, por el contrario, usualmente bajo sistemas de corta más conservadores, como el sistema de selección, que privilegia la mantención de la estructura de edades del rodal.

Los sistemas silviculturales usados frecuentemente y que originan rodales de estructura coetánea son, además de tala rasa, el de árbol semillero y el de protección. El sistema de árbol semillero deja algunos árboles selectos en pie –aislados o agrupados– para proveer de semillas al nuevo rodal; en el sistema de protección, el nuevo rodal se establece gradualmente bajo la protección del rodal padre, en una serie de cortas (i.e. preparación, semillación, corta final). Aquel que da origen a rodales heteroetáneos se denomina selección. En este sistema silvicultural se extraen, anual o periódicamente (en ciclos de corta), los árboles maduros o de mayores dimensiones, ya sea en forma individual o en grupos de árboles, manteniendo así la estructura heteroetánea del bosque. Cada uno de estos métodos tiene diferentes variantes de aplicación, dependiendo de las características del bosque, condiciones del sitio, objetivo del manejo y recursos económicos que se disponga, entre otros. Mayores antecedentes acerca de los Sistemas Silviculturales pueden encontrarse en Smith *et al.* (1997), *The practice of silviculture: Applied forest ecology*, y en Matthews (1991), *Silvicultural systems*.

El ciclo de manejo forestal

La aplicación de la silvicultura está asociada a una secuencia ordenada de actividades que se materializan en un **régimen silvicultural** que forma parte del Ciclo de Manejo Forestal. Un régimen silvicultural consiste en la secuencia completa de actividades o tratamientos, planificados en un rodal durante una rotación.

En el caso de un rodal destinado a la producción de madera de calidad, pueden distinguirse al menos siete subrégimenes (tratamientos), cada uno de los cuales definido por una **prescripción silvicultural** que forma parte de un plan coordinado, destinado a optimizar los objetivos de manejo de un bosque (Figura 1.1).

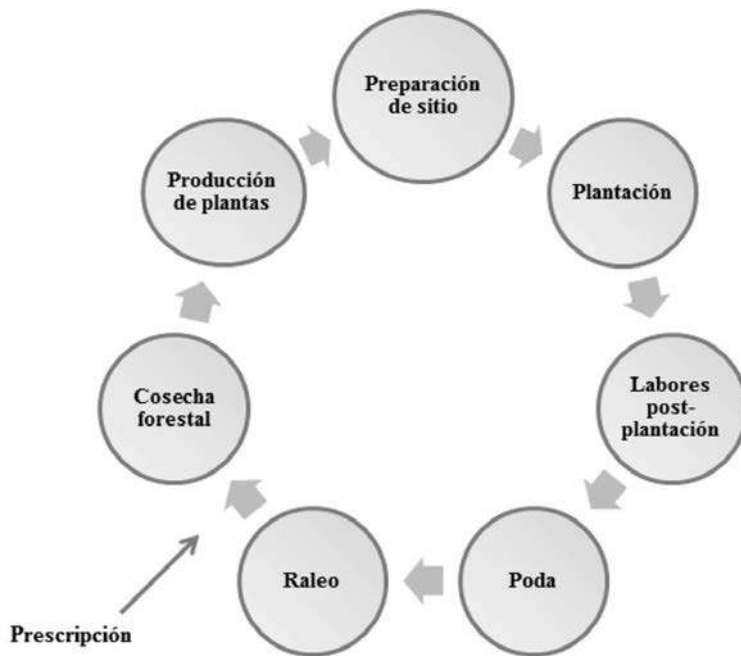


Figura 1.1. Representación de un régimen silvicultural.

Se denomina **prescripción silvícola** al listado de instrucciones que determinan lo que debe hacerse y cómo debe hacerse. Por ejemplo, cuántos árboles ralear, qué clase de árboles extraer, o qué método de raleo aplicar. Su formulación está basada en factores edáficos, biológicos, económicos y de manejo involucrados en un tratamiento dado y sometida a una revisión permanente debido a los *inputs* (entradas) externos e internos que se deben incorporar en el análisis del manejo de un área forestal. Será responsabilidad del profesional forestal encargado de un área monitorear los efectos de la prescripción silvícola y reportar sus observaciones; pequeñas variaciones en los resultados esperados implicarán un cambio táctico en la prescripción; si las diferencias son grandes, puede ser necesario una nueva prescripción; se requiere por tanto de un proceso permanente de retroalimentación, el que debe también sustentarse en la investigación y en la comprensión de las variables anteriormente señaladas.

Las prescripciones silvícolas son específicas de cada rodal y deben estar acordes a los objetivos de manejo establecidos (e.g. producción de madera libre de defectos) mediante la especificación de los tratamientos silvícolas a seguir para el logro de ellos (e.g. fertilización, raleo, poda). Pueden incluir una amplia gama de prácticas, desde medidas para aumentar la tasa de crecimiento, el vigor y el valor de árboles para la producción de madera, como también aquellas destinadas a regenerar nuevos rodales, el que los bosques sean menos susceptibles a irrupción de insectos y enfermedades e incluso para regular el flujo de agua dentro de una cuenca hidrográfica o proporcionar hábitat para la vida silvestre.

La serie continua de actividades **planificadas** en un bosque manejado, desde la cosecha hasta su reposición (reforestación) y los tratamientos intermedios contemplados, además de la **protección** contra incendios, enfermedades o insectos, animales, inundaciones, viento y nieve, compone el **Ciclo de Manejo Forestal**, el que se complementa con la **investigación**, piedra angular para la silvicultura sostenible y que proporciona importantes aportes a todas las partes del ciclo. El ciclo incluye el **monitoreo** permanente del rodal para detectar posibles enfermedades, ataque de insectos, daños por animales u otros. La Figura 1.2 muestra el ciclo de manejo forestal de una plantación destinada a la producción de madera de calidad.



Figura 1.2. Ciclo de manejo de una plantación comercial.

Los bosques plantados

Si bien es cierto el establecimiento de bosques plantados data de hace siglos atrás, sólo en las últimas décadas ha ido adquiriendo una importancia creciente en los planes de desarrollo forestal de muchos países. Mientras el área de bosques naturales disminuye, así como su participación en el aprovisionamiento global de madera (Warman 2014), los bosques plantados se expanden rápidamente, alcanzando al año 2010 a 264 millones de hectáreas, que representa aproximadamente un 7 por ciento del área forestal mundial (FAO 2010, FAO 2011) (Tabla 1.1). Para ello se han conjugado una serie de factores, entre los cuales la escasez de madera proveniente de los bosques naturales y las crecientes restricciones de uso de éstos, lo que ha sido determinante para que los países busca-

ran otras fuentes de aprovisionamiento de madera para satisfacer las demandas internas.

Los bosques plantados con especies exóticas de rápido crecimiento, establecidos en grandes extensiones, manejados intensivamente en cortas rotaciones para la producción preferentemente de madera y derivados, han venido en muchos casos a suplir la oferta de madera y pulpa de madera proveniente de los bosques naturales. Un paradigma de esta situación lo constituyen Chile y Nueva Zelandia, países que han creado un recurso boscoso adicional y desarrollado una fuerte industria forestal al alero de bosques plantados, preferentemente con *Pinus radiata* y especies del género *Eucalyptus* (ver Capítulo 2).

Tabla 1.1. Evolución de la cubierta forestal mundial 1990-2010.

	1990	2010
Superficie de bosques (billones de ha)	4,17	4,03
Superficie de plantaciones (millones de ha)	178	264
	1990-2000	2000-2010
Pérdida neta anual (millones de ha año ⁻¹)	8,3	5,2
Deforestación anual (millones de ha año ⁻¹)	16	13
Incremento de plantaciones (millones de ha año ⁻¹)	3,6	4,9

Fuente: FAO (2010), FAO (2011).

En términos de producción de madera, los bosques plantados tienen una significancia mucho mayor que lo que indica su participación en el área boscosa global y se espera la tenga aún más en el futuro. Si en el 2000 las plantaciones proporcionaban un tercio de la demanda total de rollizos (624 Mm³), se espera ésta alcance a un 44 por ciento (969 Mm³) el 2020 y alrededor de un cincuenta por ciento (1.040 Mm³) el 2040 (ABARE & Jaakko Pöyry 1999).

Según Carle y Holmgren (2008), el área de bosques plantados incrementará, en un escenario favorable, a 345 Mha al 2030, por lo que el volumen de madera producido anualmente por las plantaciones aumentará de 1,2 a 1,9 billones de m³ por año (Tabla 1.2). FSC (2012) estiman en 520 millones de m³ la producción de rollizos procedentes de plantaciones industriales el año 2012, producción que, bajo un escenario de máximo rendimiento teórico, podría alcanzar a 2.000 millones de m³ el 2050. Según Seppälä (2007), unos 73 millones de ha de bosques plantados (i.e. menos del 2 por ciento del área forestal mundial) manejados convenientemente, serían suficientes para abastecer la demanda global de madera industrial. Estas proyecciones se basan en mayores rendimientos de las plantaciones producto de avances en la tecnología clonal (e.g. material reproductivo de alto rendimiento, resistente a plagas y enfermedades), una mejor aplicación de la silvicultura y el manejo de las plantaciones y en el mejoramiento de las técnicas de cosecha. Los mayores rendimientos que alcanzan, por lo general, las plantaciones industriales, con tasas internas de retorno (TIR) superiores a las plantaciones con especies nativas y a los bosques naturales manejados (Cubbage *et al.* 2007, González *et*

al. 2008) ha sido también determinante para el auge de este tipo de cultivo.

Pero los bosques plantados no sólo pueden abastecer de madera y fibra, sino también de bioenergía y de productos forestales no madereros; además de proveer servicios sociales y ambientales, como protección de suelos y aguas, rehabilitación de tierras degradadas, secuestro de carbono, mitigación de la desertificación, recreación y diversificación del paisaje urbano y rural. En muchas regiones, las plantaciones han sido efectivamente utilizadas para restaurar los ecosistemas forestales (Bohre y Chaubey 2014, Parrotta *et al.* 1997, Sayer *et al.* 2004) y los servicios económicos, sociales y ambientales que proporcionan (Bauhus y Schmerbeck 2010, Chokkalingam *et al.* 2006, De Jong 2010, Updegraff *et al.* 2004). Según Bohre y Chaubey (2014), la ecorrestauración a través de bosques plantados es la técnica más eficaz para recuperar los ecosistemas degradados. Además, los bosques plantados contribuyen a reducir la presión (social, económica y ecológica) sobre los bosques naturales, a incrementar el bienestar de las comunidades locales (FAO 2011, Kanninen 2010) y secuestran una importante proporción del carbono atmosférico liberado por los seres humanos en los últimos 300 años (Paquette y Messier 2009).

Tabla 1.2. Crecimiento proyectado de superficie y de producción de madera de bosques plantados según región, 2005-2030.

Región	Área (Mha)		Producción de madera (Mm ³ año ⁻¹)	
	2005	2030	2005	2030
África	9,4	9,4	64,0	85,0
Asia	125,0	172,0	405,0	621,0
Europa	84,0	106,0	341,0	473,0
Norteamérica	28,0	40,0	122,0	187,0
Oceanía	3,6	4,2	42,0	74,0
Sudamérica	11,0	14,0	224,0	424,0
Total	261,0	345,6	1.198,0	1.864,0

Fuente: Carle y Holmgren (2008).

En Chile (al igual que en Nueva Zelanda), los bosques plantados se han establecido mayormente en terrenos abandonados, degradados, no aptos para una agricultura/ganadería sustentable (Clapp 2001, Estados y Escobar 2005). Situación que contrasta con lo ocurrido en otros países, en los cuales en muchos casos se reemplazan los bosques naturales –y otras áreas de alto valor de conservación, como pastizales y humedales– por plantaciones (WWF 2009). O bien los bosques naturales se manejan bajo un concepto de silvicultura intensiva, sin tener claridad acerca de cómo las diferentes prácticas silvícolas afectan, en el largo plazo, su composición, estructura y procesos ecológicos (Perry 1998). Es entendible, entonces, que estas plantaciones no tengan la diversidad biológica y la estructura compleja que caracteriza a los bosques naturales. ¿Cómo podrían tenerla? Por el contrario, contribuyen a incrementar la biodiversidad, si la plantación se establece bajo condición de abandono o degradación de la tierra (Brockerhoff *et al.*

2008, Paquette *et al.* 2009, Pawson *et al.* 2010) y especialmente si se localiza próxima a bosques naturales, ya que animales, aves e insectos existentes en éstos podrían invadir la plantación; a su vez, la plantación puede contribuir a reducir el efecto de borde, ampliar el hábitat de algunas especies y aumentar la conectividad entre fragmentos de bosques (Brockerhoff *et al.* 2008, Fischer *et al.* 2006, Marjokorpi y Salo 2007, Norton 1998, Pawson *et al.* 2013). Sin embargo, también se corre el riesgo de invasión de la regeneración natural de la especie exótica en el bosque natural, como ha sido documentado por Engelmark *et al.* (2001) y Pauchard *et al.* (2009), entre otros.

Establecer bosques plantados con fines productivos requiere de un análisis fundado de las características de los sitios a forestar (localización), para determinar la factibilidad ecológica de sustentar plantaciones, así como la(s) especie(s) más apropiada(s), el diseño de plantación (arreglo espacial) y la extensión de la plantación. Las plantaciones mixtas o aquellas en que la diversidad se obtiene con una misma especie pero variando la longitud de la rotación y la edad de los rodales (Carnus *et al.* 2006, Paquette y Messier 2009), serían más resilientes a cambios sociales (culturales y económicos) y ambientales, incluyendo los efectos del cambio climático (Thompson *et al.* 2009), además de que pueden tener algunas ventajas financieras que los hacen más atractivos, especialmente para pequeños propietarios (Pawson *et al.* 2013). Análisis que debería efectuarse a nivel de paisaje, para integrar la plantación al mosaico de otros usos de la tierra (Paquette y Messier 2009, Paquette y Messier 2013, Puettmann *et al.* 2012), contribuyendo así a mantener los valores ambientales. No considerar esto puede conducir a un fracaso del cultivo y afectar la integridad ecológica del sitio. Especialmente importante es asegurarse que la nueva plantación no afectará el ciclo hidrológico o reducirá la calidad del agua: si la precipitación es abundante, la plantación no debería afectar negativamente su producción (Cossalter y Pye-Smith 2003).

Referencias

- ABARE & Jaakko Pöyry. 1999. Global outlook for plantations. Canberra, Australia. Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences (ABARES) - Jaakko Pöyry. 107 p.
- Bauhus J, J Schmerbeck. 2010. Silvicultural options to enhance and use forest plantation biodiversity. *In* Bauhus J, PJ van der Meer, M Kanninen eds. Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests. London, UK. Earthscan publishing for a sustainable future. p. 96-139.
- Bohre P, OP Chaubey. 2014. Restoration of degraded lands through plantation forests. *Global Journal of Science Frontier Research: C Biological Science* 14(1): 18-27.
- Brockerhoff E, H Jactel, J Parrotta, C Quine, J Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and conservation* 17(5): 925-951.
- Carle J, P Holmgren. 2008. Wood from planted forests. *Forest Products Journal* 58(12): 6-18.
- Carnus J, J Parrotta, E Brockerhoff, M Arbez, H Jactel, A Kremer, D Lamb, K O'Hara, B Walters. 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry* 104(2): 65-77.

- Chokkalingam U, A Carandang, J Pulhin, R Lasco, R Peras, T Toma. 2006. One century of forest rehabilitation in the Philippines: Approaches, outcomes and lessons. Jakarta, Indonesia. Center for International Forestry Research (CIFOR). 146 p.
- Clapp RA. 2001. Tree farming and forest conservation in Chile: do replacement forests leave any originals behind? *Society and Natural Resources* 14(4): 341-356.
- Cossalter C, C Pye-Smith. 2003. Fast-wood forestry: myths and realities. Jakarta, Indonesia. Center for International Forestry Research (CIFOR). 60 p.
- Cubbage F, P Mac Donagh, J Júnior, R Rubilar, P Donoso, A Ferreira, V Hoefflich, V Olmos, G Ferreira, G Balmelli. 2007. Timber investment returns for selected plantations and native forests in South America and the Southern United States. *New Forests* 33(3): 237-255.
- De Jong W. 2010. Forest rehabilitation and its implication for forest transition theory. *Biotropica* 42(1): 3-9.
- Engelmark O, K Sjöberg, B Andersson, O Rosvall, G Agren, W Baker, P Barklund, C Björkman, D Despain, B Elfving, R Ennos, M Karlman, M Knecht, D Knight, N Ledgard, A Lindelöw, C Nilsson, G Peterken, S Sörlin, M Sykes. 2001. Ecological effects and management aspects of an exotic tree. *Forest Ecology and Management* 141: 3-13.
- Estades C, M Escobar. 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la Cordillera de la Costa. In Smith-Ramírez C, JJ Armesto, C Valdovinos eds. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile. Universitaria. p. 600-616.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe Principal. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 381 p.
- FAO. 2011. Situación de los bosques del mundo 2011. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 193 p.
- Fischer J, D Lindenmayer, A Manning. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(2): 80-86.
- FSC. 2012. FSC's engagement with plantations. Bonn, Germany. Forest Stewardship Council, FSC Global Development GmbH. 11 p.
- González R, D Saloni, S Dasmohapatra, F Cubbage. 2008. South America: industrial roundwood supply potential. *BioResources* 3(1): 255-269.
- Kanninen M. 2010. Plantation forests: global perspectives. In Bauhus J, P van der Meer, M Kanninen eds. Ecosystem goods and services from plantation forests. London, UK. Earthscan. p. 1-15.
- Marjokorpi A, J Salo. 2007. Operational standards and guidelines for biodiversity management in tropical and subtropical forest plantations-how widely do they cover an ecological framework? *Silva Fennica* 41(2): 281.
- Matthews J. 1991. Silvicultural systems. New York, U.S. Oxford University Press. 300 p.
- Norton D. 1998. Indigenous biodiversity conservation and plantation forestry: options for the future. *New Zealand Forestry* 43(2): 34-39.
- Paquette A, C Messier. 2009. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(1): 27-34.

- Paquette A, C Messier. 2013. Managing tree plantations as complex adaptive systems. *In* Messier C, KJ Puettmann, KD Coates eds. *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change*. New York, NY. Routledge. p. 300-326.
- Paquette A, J Hawryshyn, A Senikas, C Potvin. 2009. Enrichment planting in secondary forests: a promising clean development mechanism to increase terrestrial carbon sinks. *Ecology and Society* 14(1): 31.
- Parrotta J, J Turnbull, N Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99(1-2): 1-7.
- Pauchard A, C Kueffer, H Dietz, C Daehler, J Alexander, P Edwards, J Arévalo, L Caviries, A Guisan, S Haider. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(9): 479-486.
- Pawson S, C Ecroyd, R Seaton, W Shaw, E Brockerhoff. 2010. New Zealand's exotic plantation forests as habitats for threatened indigenous species. *New Zealand Journal of Ecology* 34(3): 342-355.
- Pawson S, A Brin, E Brockerhoff, D Lamb, T Payn, A Paquette, J Parrotta. 2013. Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodiversity and conservation* 22(5): 1203-1227.
- Perry D. 1998. The scientific basis of forestry. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 435-466.
- Puettmann K, K Coates, C Messier. 2012. *A critique of silviculture: managing for complexity*. Washington, DC. Island Press. 189 p.
- Sayer J, U Chokkalingam, J Poulsen. 2004. The restoration of forest biodiversity and ecological values. *Forest Ecology and Management* 201(1): 3-11.
- Seppälä R. 2007. Global forest sector: Trends, threats and opportunities. *In* Freer-Smith PH, MSJ Broadmeadow, JM Lynch eds. *Forestry and climate change*. Oxfordshire, UK. CAB international. p. 25-30.
- Smith D, B Larson, M Kelty, P Ashton. 1997. *The practice of silviculture: Applied forest ecology*. 9th edn. John Wiley and Sons, Inc. 560 p.
- Thompson I, B Mackey, S McNulty, A Mosseler. 2009. *Forest resilience, biodiversity, and climate change: A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, United Nations Environment Programme (UNEP). 67 p.
- Updegraff K, M Baughman, S Taff. 2004. Environmental benefits of cropland conversion to hybrid poplar: economic and policy considerations. *Biomass and Bioenergy* 27(5): 411-428.
- Warman R. 2014. Global wood production from natural forests has peaked. *Biodiversity and conservation* 23(5): 1063-1078.
- WWF. 2009. Fastwood plantations. Disponible en http://wwf.panda.org/wwf_news/?6003/WWF-Position-Paper-on-Fastwood-Plantations. Consultado 12 de julio de 2015.

2. El recurso forestal en Chile

Miguel Espinosa y Eduardo Acuña

Introducción

Chile es un país que asienta su territorio en América, Antártica y Oceanía. Está localizado en el suroeste de América del Sur, entre los 17°30' de latitud sur en su límite septentrional hasta los 56°30' de latitud sur en la parte meridional sudamericana. Limita al norte con Perú, al este con Argentina y Bolivia, al sur con el Polo Sur y al oeste con el Océano Pacífico. La superficie de Chile sudamericano es de 756.096 km². Es un país largo y estrecho con una longitud de 4.300 km y un ancho promedio de 170 km (Banco Central 2014), dividido en 15 regiones administrativas. Dada su longitud, presenta una gran diversidad de ambientes, desde desiertos en el norte a bosques templados lluviosos en el sur. En el paisaje chileno se distinguen tres unidades morfológicas: la Cordillera de los Andes, al este, la Cordillera de la Costa, al oeste, y el valle longitudinal, entre ambas cordilleras. En la región septentrional, casi enteramente desértica, las temperaturas son moderadas por la corriente de Humboldt. La región central se caracteriza por presentar un clima templado mediterráneo, con precipitaciones concentradas en los meses de invierno, las cuales no superan los 400 mm. Las lluvias se incrementan en sentido meridional, coincidiendo con un clima más frío, principalmente en el extremo sur, donde las precipitaciones pueden superar los 5.000 mm anuales (ODEPA 2013).

Uso del suelo

De la superficie continental de Chile, el 23,2 por ciento está cubierto por bosques (naturales, plantados y mixtos); el resto se distribuye entre terrenos agrícolas, praderas y matorrales, áreas sin vegetación, humedales, nieves y glaciares, áreas urbanas e industriales, cuerpos de agua y áreas no reconocidas (INFOR 2016) (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Superficie nacional por tipo de uso del suelo.

Uso actual	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
Áreas urbanas e industriales	356.987	0,5
Terrenos agrícolas	3.326.387	4,4
Praderas y matorrales	20.511.976	27,1
Bosques	17.520.869	23,2
Humedales	3.592.803	4,7
Áreas sin vegetación	24.561.440	32,4
Nieves y glaciares	4.158.575	5,5
Cuerpos de agua	1.346.207	1,8
Áreas no reconocidas	283.198	0,4
Total	75.658.443	100,0

Fuente: INFOR (2016).

Un 19,5 por ciento de su superficie está bajo el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas (SNASPE), en el cual los bosques naturales están representados solo en un 30 por ciento y localizados fundamentalmente en la zona austral (desde los 44° S). La superficie con bosques comprende 14,3 millones de ha de bosques naturales –en su mayoría compuestos de especies endémicas– concentrados en tierras montañosas, particularmente en la Cordillera de los Andes, y 2,5 millones de ha de bosques plantados (INFOR 2016). Los bosques naturales se concentran en la zona sur de Chile, a partir de los 40° S; los bosques plantados con especies no nativas, en la zona centro-sur, preferentemente entre los 36° y 39° S (Figura 2.1).

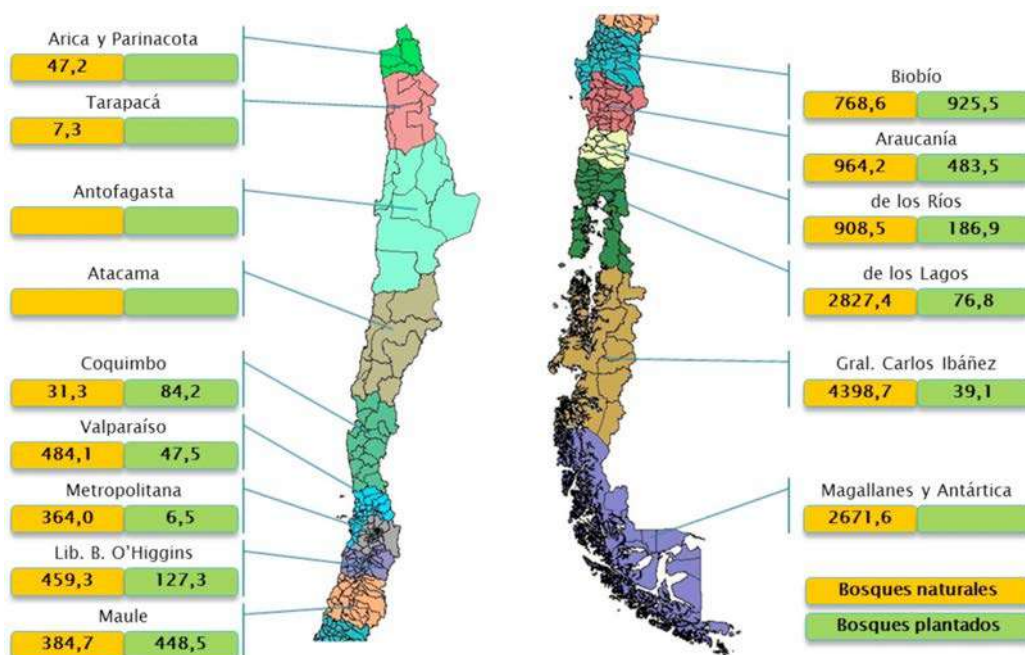


Figura 2.1. Superficie de bosques naturales y plantados por región (miles de ha).
Fuente: INFOR (2016).

Bosques naturales

Los bosques nativos de Chile, clasificados como bosques templados, están compuestos, dado su amplio rango latitudinal, por especies adaptadas a climas secos, como la palma chilena (*Jubaea chilensis*) y los bosques esclerófilos, en la zona centro-norte (35° a 37° S); por los bosques prehistóricos de araucaria (*Araucaria araucana*) y alerce (*Fitzroya cupressoides*) en la zona centro-sur (37° a 40° S), y los bosques templados lluviosos en el sur, adaptados a climas húmedos y fríos (40° a 55° S). Estos bosques representan aproximadamente un tercio de los bosques templados relativamente no alterados del mundo (Bryant *et al.* 1997). Asimismo, Chile posee alrededor del 25 por ciento de los bosques templados lluviosos del mundo y la segunda mayor área del bosque lluvioso templado costero, después de los bosques de la costa del noroeste del Pacífico, que se

extienden desde el norte de California al sureste de Alaska (Wilcox 1996).

Tipos forestales del bosque nativo

Para efectos prácticos y de manejo forestal, dado la diversidad de condiciones ecológicas en que se desarrollan los bosques naturales, éstos se clasifican en tipos forestales. Una primera aproximación fue realizada por Yudelevich *et al.* (1967), quienes identificaron ocho tipos forestales, en un área comprendida entre los 37° y 44° de latitud sur. Posteriormente, Donoso (1981) amplía esta clasificación a 12 tipos forestales, clasificación que ha sido incorporada en la legislación forestal chilena y que se basa principalmente en la estructura y composición florística de los estratos dominantes del bosque. Los tipos forestales más representados son lenga (3,6 millones de ha), siempreverde (3,5 millones de ha) y coihue de Magallanes (2 millones de ha) (INFOR 2016) (Tabla 2.2). Por su connotación ecológica, destacan los tipos forestales alerce y araucaria, ambas especies declaradas Monumentos Naturales. Dadas las condiciones particulares de aislamiento geográfico del territorio nacional, los bosques presentan un alto grado de endemismo, lo que los hace únicos en el mundo. Las especies del género *Nothofagus*, incluyendo las más apreciadas por el valor de su madera como raulí (*N. alpina*), están presentes en la mayoría de los tipos forestales, en muchos casos como especies dominantes. Dentro de la amplia variedad de especies del bosque nativo –la mayoría latifoliadas–, se incluyen también nueve coníferas, representadas fundamentalmente en cuatro tipos forestales en los cuales constituyen la especie dominante y le dan la denominación al tipo. Estas son: Ciprés de la Cordillera (*Austrocedrus chilensis*), Araucaria (*Araucaria araucana*), Alerce (*Fitzroya cupressoides*) y Ciprés de las Guaitecas (*Pilgerodendrum uviferum*) (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Tipos forestales del bosque nativo de Chile. Superficie y especies principales.

Tipo forestal*	Superficie² (ha)	Porcentaje (%)	Especies dominantes y asociadas
Esclerófilo	1.354.426	9,5	Espino (<i>Acacia caven</i>) con quillay (<i>Quillaja saponaria</i>), maitén (<i>Maytenus boaria</i>), litre (<i>Lithraea caustica</i>), entre otras.
Palma chilena	15.085	0,1	Palma chilena (<i>Jubaea chilensis</i>) con litre, peumo (<i>Cryptocarya alba</i>), quillay, espino, boldo (<i>Peumus boldus</i>) y maitén.
Roble-Hualo	220.456	1,5	Roble (<i>Nothofagus obliqua</i>) y hualo (<i>Nothofagus glauca</i>) con huala (<i>Nothofagus leonni</i>), Ruil (<i>Nothofagus alessandrii</i>) peumo, maitén, quillay, litre, avellano (<i>Gevuina avellana</i>) y radal (<i>Lomatia hirsuta</i>), entre otras.
Ciprés de la cordillera	62.875	0,4	Ciprés de la cordillera (<i>Austrocedrus chilensis</i>) con coihue (<i>Nothofagus dombeyi</i>) peumo, litre, boldo, maitén y quillay, entre otras.

Continuación Tabla 2.2.

Roble-Raulí-Coihue	1.602.588	11,2	Roble, raulí (<i>Nothofagus alpina</i>) y coihue con tepa (<i>Laureliopsis philippiana</i>) mañío de hojas cortas (<i>Saxegothaea conspicua</i>), lenga (<i>Nothofagus pumilio</i>), arrayán (<i>Luma apiculata</i>), entre otras.
Lenga	3.621.204	25,3	Lenga con coihue, roble, araucaria (<i>Araucaria araucana</i>), ñirre (<i>Nothofagus antarctica</i>) y coihue de Magallanes (<i>Nothofagus betuloides</i>).
Araucaria	253.339	1,8	Araucaria con coihue, roble, ñirre (<i>Nothofagus antarctica</i>), canelo (<i>Drimys winterii</i>) y lenga.
Coihue-Raulí-Tepa	841.701	5,9	Coihue, raulí y tepa con trevo (<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>), tineo (<i>Weinmannia trichosperma</i>) y olivillo (<i>Aextoxicon punctatum</i>).
Siempreverde	3.502.550	24,5	Coihue, coihue de Chiloé (<i>Nothofagus nitida</i>), coihue de Magallanes, tepa, luma (<i>Amomyrtus luma</i>), canelo, olivillo y tineo, entre otras
Alerce	216.130	1,5	Alerce (<i>Fitzroya cupressoides</i>) con coihue de Magallanes, canelo, coihue de Chiloé, mañío de hojas punzantes (<i>Podocarpus nubigenus</i>), mañío de hojas cortas, tepa, entre otras.
Ciprés de las Guaitecas	579.966	4,0	Ciprés de las Guaitecas (<i>Pilgerodendron uviferum</i>) con coihue de Chiloé, mañío de hojas punzantes, coihue de Magallanes y canelo.
Coihue de Magallanes	1.999.351	14,0	Coihue de Magallanes con lenga, coihue, tineo, mañío de hojas punzantes, canelo y ciprés de las Guaitecas.
Sin clasificar	47.151	0,3	
Total	14.316.822	100	

* Ordenados de norte a sur.

Fuente: ¹Donoso (1981); ²INFOR (2016).

Tipos de estructura del bosque nativo

Según su estructura y cobertura, los bosques nativos se diferencian en: bosque adulto (bosque primario de estructura fundamentalmente heteroeténea), renewal (bosque originado por alteraciones naturales o antrópicas), bosque adulto-renewal (mezcla resultante de la intervención del bosque) y bosque achaparrado (bosque de bajo crecimiento debido a condiciones ambientales limitantes). De las 14,3 millones de ha de bosques naturales, 6 millones de ha corresponden a bosques adulto, superficie concentrada principalmente entre las regiones de Los Lagos y Magallanes; 4,4 millones de ha de renovales

(o bosques de segundo crecimiento), con una distribución más amplia, que comprende las regiones desde Valparaíso hasta Magallanes; 1,1 millones de ha de bosque adulto-renoval, cuya mayor superficie se localiza en las regiones de Los Lagos y Aysén, y 2,8 millones de ha de bosque achaparrado, concentrado en las regiones más australes del país, Aysén y Magallanes (INFOR 2016) (Tabla 2.3). Cruz y Schmidt (2007) estiman que un 30 por ciento de la superficie cubierta por bosques naturales es potencialmente productiva. No obstante, la superficie efectiva neta debiera ser menor, si se descuenta la de bosques de difícil acceso, la próxima a cursos de agua, la que ocupa suelos frágiles y la con bosques fuertemente alterados. Además de la contenida en áreas protegidas, en pendientes mayores a 45 por ciento –que constituyen bosque de protección, según la legislación vigente–, el bosque achaparrado, los tipos forestales con prohibición de corta (Alerce y Araucaria), los compuestos por especies clasificadas como en peligro de extinción o vulnerable (e.g. Ciprés de la Cordillera, Ciprés de las Guaitecas, Hualo, Mañío, Ruil) (IUCN 2017) y con prohibición de sustitución (Esclerófilo).

Tabla 2.3. Superficie de bosques naturales según tipo de bosque, por región (ha).

Región	Tipo de Bosque (ha)			
	Adulto	Renoval	Adulto-renoval	Achaparrado
Arica y Parinacota	-	-	47.151	-
Tarapacá	-	7.300	-	-
Antofagasta	-	-	-	-
Atacama	-	-	-	-
Coquimbo	193	31.073	-	-
Valparaíso	1.150	482.013	927	26
Metropolitana	19	346.697	17.239	-
Lib. B. O'Higgins	76.948	434.391	16.903	1.067
Maule	15.021	330.169	24.893	14.631
Biobío	93.978	541.209	63.210	70.155
La Araucanía	275.196	483.275	120.173	85.508
Los Ríos	444.746	289.694	128.678	45.414
Los Lagos	1.418.612	742.423	253.267	413.134
Aysén Gral. C. Ibáñez	2534.750	459.931	245.919	1.158.144
Magallanes y Antártica	1.271.909	234.219	16.827	1.000.639
Total (ha)	6.062.522	4.381.394	1.083.187	2.788.718
Porcentaje (%)	(41)	(31)	(8)	(20)

Fuente: INFOR (2016).

Sistemas silviculturales aplicables al bosque nativo

Los sistemas silviculturales o de corta aplicables a los diferentes tipos forestales son: tala rasa, árbol semillero, protección y selección (Smith *et al.* 1997). Los dos primeros implican un grado de intervención mayor del bosque. Tala rasa es aplicable a los tipos forestales Roble-Hualo y Roble-Raulí-Coihue; árbol semillero a estos mismos tipos fo-

restales además de Roble-Hualo, Roble-Raulí-Coihue y Coihue-Raulí-Tepa; en ambos casos se requiere establecer un mínimo de 3.000 plantas ha⁻¹ de las mismas especies homogéneamente distribuidas. Los sistemas de protección y selección son aplicables a la mayor parte de los tipos forestales, requiriendo en todos los casos establecer también un mínimo de 3.000 planta ha⁻¹ (DS 259 1980) (Figura 2.2). Si bien es cierto, la legislación vigente contempla la aplicación de los sistemas silviculturales descritos, son escasos los ejemplos de su aplicación y por otro están focalizados sólo a la producción de madera, sin una visión ecosistémica del recurso para proveer los múltiples servicios y beneficios, distintos a la madera, que se puede obtener de estos bosques.

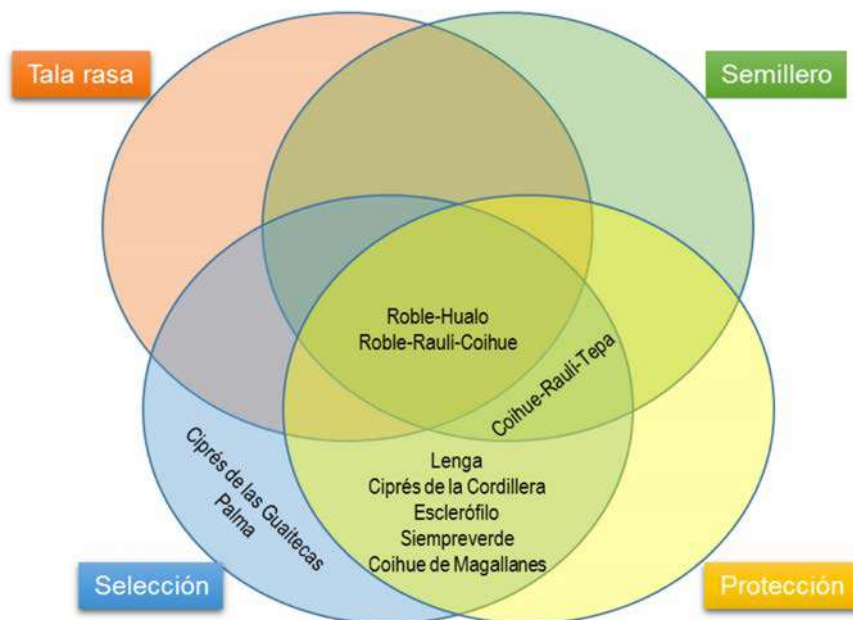


Figura 2.2. Sistemas silviculturales aplicables a los diferentes tipos forestales.

Contribución del bosque nativo a la economía nacional

La relación en cuanto a superficie ocupada entre bosque nativo y bosques plantados no se condice con la contribución de uno y otro recurso a la oferta de bienes maderables, que es el único valor productivo que se considera en el cálculo de las cuentas nacionales. Del consumo total de madera de uso industrial –44 millones de m³ el año 2015–, el 99 por ciento proviene de las plantaciones; el 1 por ciento restante del bosque nativo (INFOR 2016). El escaso aporte de los bosques nativos a la economía nacional es el resultado de un largo proceso de degradación y fragmentación del recurso (Neira *et al.* 2002), y su gradual reemplazo por materia prima proveniente de las plantaciones. Las principales causas de esta situación son el floreo, la corta ilegal, los incendios, el consumo no sustentable de leña, el cambio de uso del suelo, principalmente para uso agrícola-ganadero y proyectos de obras civiles y la sustitución de bosques naturales por plantación, siendo esta última la más controversial. Si bien es cierto que el uso productivo del bosque nativo es marginal en el ámbito de las exportaciones, tiene una

significativa importancia en el ámbito de la producción dendroenergética (leña) y en los servicios ecosistémicos que presta, como por ejemplo protección de cuencas, protección de la biodiversidad, secuestro de carbono, producción de agua, pesca recreativa, salmicultura y generación hidroeléctrica.

Sustitución del bosque nativo

Aunque nadie discute el impacto de la sustitución en la disminución del bosque nativo, las cifras difieren en cuanto a su magnitud. Unda y Ravera (1994) las sitúan en 132 mil ha en el periodo 1960-1990; Emanuelli (1996) en 140 mil ha entre 1985-1994, ambos estudios a nivel nacional. Ello representaría, en el primer caso, un 3 por ciento y un 15 por ciento en el segundo, de la superficie plantada en estos periodos (INFOR 2005). Estudios centrados entre los 35° y 37° latitud sur, entre 1978-1987, indican que un 10 por ciento de las plantaciones fueron realizadas en áreas cubiertas por renovales, que representaban un 9,2 por ciento del total de bosque nativo existente (Lara *et al.* 1989). Echeverría *et al.* (2006) determinaron en la zona costera de las regiones del Maule y Biobío (entre los 35° y 36° S), una disminución de 81 mil ha de bosque nativo entre 1975-2000, de las cuales 43 mil ha por sustitución por plantaciones. En un área de 2,3 millones de ha ubicada entre las regiones del Biobío y La Araucanía, Aguayo *et al.* (2009) estimaron en 132.000 las hectáreas de bosque nativo que fueron sustituidas por plantaciones. Basado en los resultados del catastro de vegetación nativa de la CONAF y su actualización para las diferentes regiones de Chile, el Informe País 2012 (CAPP 2013) estima en 81.464 ha la pérdida de superficie de bosque nativo por sustitución; información acotada a determinados periodos, posteriores a 1990. Utilizando como fuente de información estudios de CONAF (1998), Banco Central y CONAF (2001) y el proyecto Low Emission Capacity Building (LECB-Chile, 2014), Prado (2015) estima en 263 mil ha la sustitución de bosque nativo y matorral por plantaciones en el periodo 1975-2010. Heilmayr *et al.* (2016) informan que entre las regiones de Valparaíso (33° S) y Los Lagos (42° S) se han perdido 484 mil ha de bosque nativo entre los años 1986 y 2011, de las cuales 108 mil ha (22,3 por ciento) por sustitución por plantaciones. Miranda *et al.* (2016) investigaron la pérdida de bosque nativo basado en nueve estudios que cubren un área comprendida entre Valparaíso y Los Lagos, en tres periodos: 1970-1990, 1990-2000 y 2000-2010. Determinaron que la pérdida neta de bosque nativo para todas las áreas y periodo de estudio considerado fue de 782.120 ha, de las cuales, 347.816 ha (44,5 por ciento) por reemplazo por plantaciones con especies exóticas. Según esta cifra y considerando que la superficie de bosques plantados al año 2015 asciende a 2,52 millones de hectáreas (INFOR 2016), aproximadamente un 14 por ciento del área cubierta por plantaciones correspondería a sustitución del bosque nativo. Las diferencias en las metodologías seguidas, así como el área, escala espacial y periodo de estudio considerado, la definición de bosque y la delimitación entre bosque y matorral, dificultan precisar la real dimensión del fenómeno de sustitución.

Bosques plantados

La producción y establecimiento artificial de plantas se inicia en el país junto con los albores de la independencia nacional. En 1810 se introduce, desde Mendoza, Argentina,

el género *Populus* (Bernath 1940); en 1823, *Eucalyptus globulus* (Navarro 1961) y *Pinus radiata* desde California, en 1885 (Bernath 1940, Pastor 1936); alrededor de 1890, *Pseudotsuga menziesii* y otras especies que se encuentran principalmente en parques y jardines (Anónimo 1918). A comienzos del siglo 20 el paisaje de la zona centro-sur de Chile empieza a ser gradualmente ocupado por plantaciones con especies exóticas, principalmente con pino radiata; a fines de los 80, también con especies del género *Eucalyptus*. A inicios de los 70, la superficie plantada superaba las 300 mil ha (Cerda *et al.* 1996) producto de franquicias tributarias contempladas en la Ley de Bosques de 1931 (Decreto Supremo 4363), considerada la primera ley forestal que promovió el desarrollo del sector en Chile. En 1974 se promulga la Ley de Fomento Forestal (DL 701), que subsidia las actividades de forestación, administración y manejo, dando así un nuevo impulso al desarrollo del sector. Junto a ello, se implementó una estrategia de gestión que redujo la participación del Estado, transfiriendo la capacidad industrial y las tierras forestales a privados. De esta forma, las tasas anuales de plantación que en promedio alcanzaban a 20 mil ha entre los años 50 a 70 (Cerda *et al.* 1996), se elevan a 100 mil ha o más en las décadas siguientes (Figura 2.3). Al año 2015 la superficie plantada asciende a 2,52 millones de ha, de las cuales 1,48 millones con pino radiata y 0,88 millones con eucalipto (0,60 millones de ha con *E. globulus* y 0,27 millones de ha con *E. nitens*), plantaciones concentradas en la zona centro-sur (35° a 40° S) (INFOR 2016), ocupando preferentemente suelos erosionados y marginales para cultivos agrícolas y pecuarios (Clapp 2001, Estados y Escobar 2005).

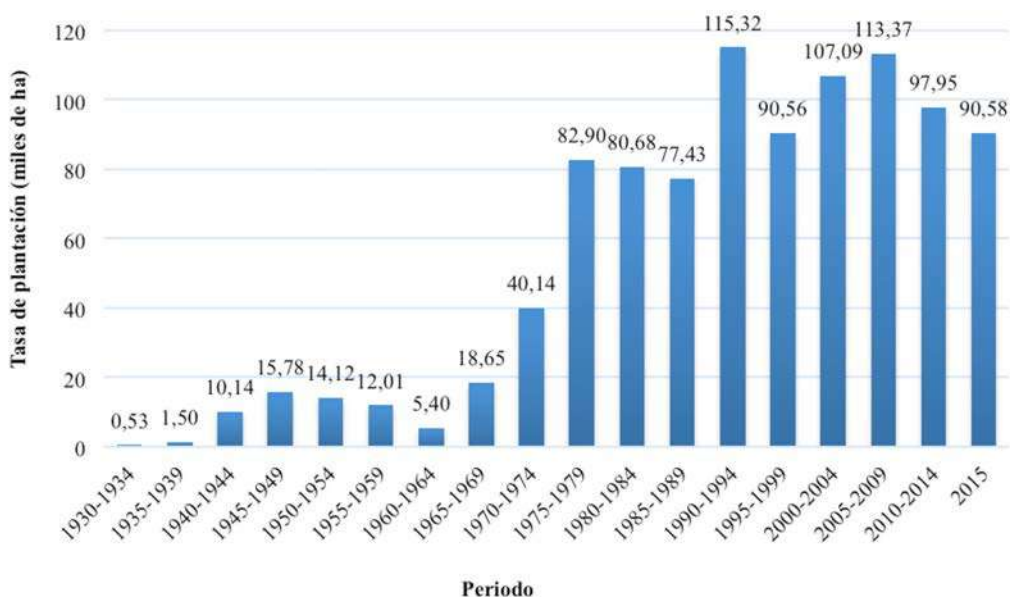


Figura 2.3. Tasa promedio anual de plantaciones por periodo.

Fuente: INFOR (2016).

Las tasas de crecimiento a lo largo del rango de distribución de las plantaciones varía entre 15 a 25 m³ ha⁻¹ año⁻¹ para pino radiata (Sedjo 1999) y entre 20 a 30 m³ ha⁻¹ año⁻¹ para eucalipto (LIGNUM 2003). La edad promedio de cosecha es entre 20 y 25 años para pino radiata (Espinosa *et al.* 2005) y entre 9 y 14 años para eucalipto con objetivo de producción de pulpa de celulosa (LIGNUM 2003).

Silvicultura de los bosques plantados

Como se señaló previamente, el DL 701 posibilitó el establecimiento masivo de plantaciones con pino radiata y en menor medida con especies del género *Eucalyptus*. Inicialmente, con pino radiata se practicaba una silvicultura conservadora, con plantas producidas a raíz cubierta procedentes de pequeños viveros temporales. Usualmente no se preparaba el suelo, no se fertilizaba, ni se realizaba control de maleza. Se plantaba en hoyo a densidades de 2.000 a 2.500 plantas ha⁻¹, independientemente de las condiciones del sitio y objetivos de producción; los raleos –si se practicaban– eran tardíos y de baja intensidad; no se podaba. La heterogeneidad del material de plantación y el bajo nivel de preparación del suelo resultó en reducidas tasas de supervivencia inicial y en la necesidad de realizar replantes durante dos o tres temporadas consecutivas. A consecuencia de lo anterior, se iniciaron investigaciones para superar los problemas descritos y se adoptaron y adaptaron muchos elementos, conceptos y principios utilizados en el manejo de esta especie en Nueva Zelanda (Espinosa *et al.* 1990).

En la actualidad, los bosques plantados de pino radiata se establecen usualmente a densidades de 1.100 a 1.250 plantas ha⁻¹ con material genéticamente mejorado, proveniente de viveros altamente tecnificados; se prepara el suelo, se controla la vegetación indeseada y se fertiliza. Se poda hasta 5-6 m de altura en etapas sucesivas. Se ralea tempranamente, en algunos casos a desecho, para producir madera libre de defectos. Se ralea comercialmente entre los 12-14 años dependiendo de la calidad del sitio, y se cosecha entre los 22-26 años, obteniéndose volúmenes entre 400-600 m³ ha⁻¹ (Fundación Chile 2005). La cosecha final se realiza a tala rasa, existiendo la obligatoriedad legal de reforestar la misma superficie la temporada siguiente. Gradualmente la quema de los residuos, previo a la plantación, se ha ido reemplazando por su aprovechamiento con fines energéticos.

En cuanto a los bosque plantados con especies del género *Eucalyptus*, los cuales inicialmente se manejaban como monte bajo para su utilización en minas y producción de carbón vegetal, adquieren, a fines de los ochenta, gran importancia como materia prima para la industria de la celulosa, lo que llevó a incrementar la superficie plantada, especialmente con *E. globulus* y *E. nitens*. A partir de 2002, la tasa de plantación anual con estas especies tiende a igualarse con la de pino radiata (INFOR 2016) (Figura 2.4).

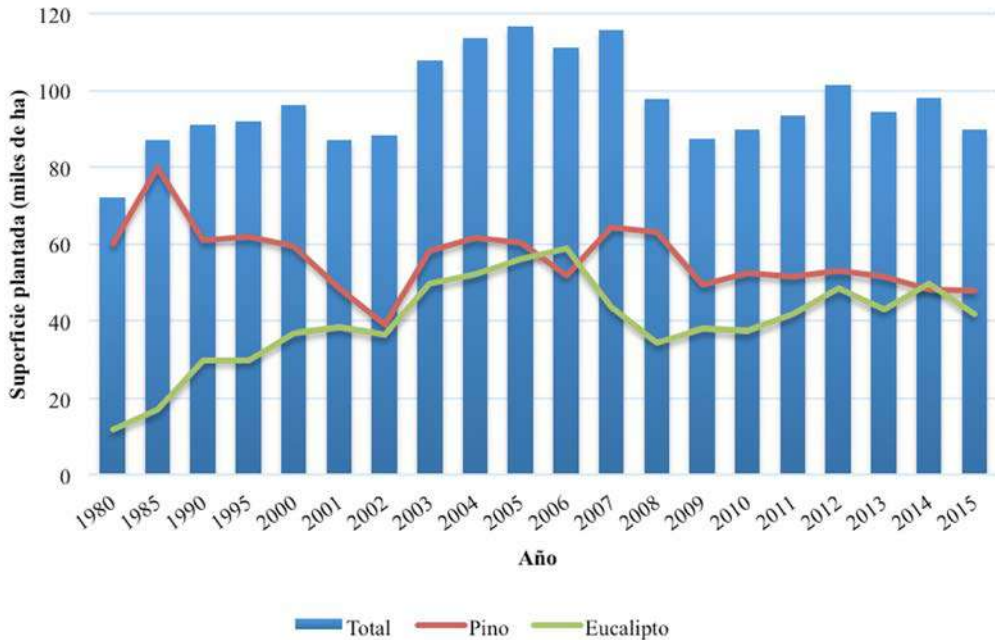


Figura 2.4. Evolución de la tasa de plantación de pino radiata y eucalipto, 1980-2015. Fuente: INFOR (2016).

Los bosques plantados con eucalipto se manejan intensivamente en rotaciones de 10-14 años, alcanzando a la cosecha volúmenes de 300 a 400 m³ ha⁻¹. Se establecen usualmente en suelos de mejor calidad que con pino radiata, ocupando *Eucalyptus nitens* zonas de mayor altitud que *E. globulus* por su mayor resistencia a bajas temperaturas. Debido a permanentes cambios del mercado de la madera y la conveniencia de obtener mayores retornos económicos, se ha diversificado su producción, orientándola también hacia la obtención de trozas para madera aserrada y chapas. Ello implica la realización de podas tempranas y de raleos, cosechándose alrededor de los 20 años (Muñoz *et al.* 2005). Ambas especies se regeneran a tala rasa, con la exigencia legal de reforestar el área cosechada la temporada siguiente.

La distribución de edad de los bosques plantados con pino radiata y eucalipto muestra que aproximadamente el 39 por ciento de las plantaciones de pino radiata son menores a 11 años de edad y que solo un 18 por ciento corresponde a plantaciones mayores a 20 años. En el caso de eucalipto, 27 por ciento de las plantaciones son menores a 6 años de edad y solo un 13 por ciento mayor a 15 años (INFOR 2016) (Figura 2.5).

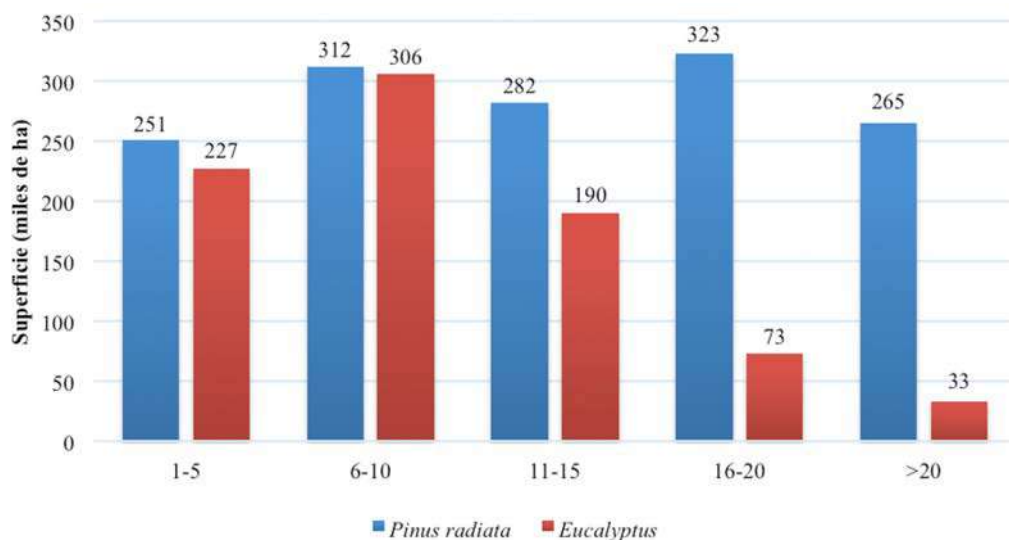


Figura 2.5. Superficie de bosques plantados de *Pinus radiata*, *Eucalyptus globulus* y *E. nitens* según rango de edad, a diciembre de 2014.

Fuente: INFOR (2016).

Aspectos legislativos y normativos del sector forestal

La legislación forestal chilena comprende cuatro disposiciones vigentes, que concentran los aspectos más importantes de la actividad forestal. Estas son: el Decreto Supremo 4363 Ley de Bosques de 1931; el Decreto Ley 701 sobre Fomento Forestal de 1974; la Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente de 1994 y la Ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal de 2008.

La Ley de Bosques de 1931 establece la prohibición de cortar la vegetación que protege las cabeceras de cuencas, la corta y destrucción de árboles cercanos a cursos de aguas y en áreas sin irrigación, y la corta de árboles y arbustos nativos creciendo en pendientes mayores a 45°. Además, establece bonificaciones para quienes realicen plantaciones forestales, preferentemente en sitios con serias limitantes de clima y suelo, junto con un sistema de exenciones tributarias como medida de fomento a la forestación.

El DL701 se estableció como un instrumento de una política forestal pública destinada a incentivar el desarrollo del sector, sobre la base de tres elementos: i) bonificar un 75 por ciento de los costos de forestación, administración, poda y raleo en terrenos de aptitud preferentemente forestal; ii) exención de la obligación de declarar renta para efectos tributarios hasta la cosecha; también exime a los terrenos declarados de aptitud preferentemente forestal del impuesto territorial y de los impuestos de herencias, asignaciones y donaciones y establece una rebaja del 50 por ciento en el Impuesto Global Complementario asociado a las rentas que provienen de la cosecha de bosques acogidos a esta Ley, y iii) la obligación de reforestar la misma superficie acogida a este Decreto Ley. Los incentivos del DL 701 dieron como resultado el establecimiento de bosques

plantados con especies exóticas de rápido crecimiento, pero fueron insuficientes para promover los bosques plantados con especies nativas.

En 1998 se dicta la Ley 19.561 que modifica el D.L. 701. Dicha reforma tuvo como finalidad incentivar la reforestación por parte de pequeños propietarios forestales y la recuperación de suelos degradados. Posteriormente, en 2008, se prorroga hasta el 2012 la vigencia del DL 701, y se introducen algunas modificaciones: incorpora la definición de mediano propietario forestal y establece beneficios para las personas y comunidades indígenas. A la fecha, los dos proyectos de Ley presentados en el Congreso que amplían y modifican los incentivos al establecimiento de bosques no han sido acogidos a tramitación. A consecuencia de ello, las tasas de forestación han caído desde que expirara el año 2012 la Ley 19.561, de 17 mil ha a 3 mil ha el año 2015 (CIF 2016).

La Ley 19.300 de 1994 sobre Bases Generales del Medio Ambiente y su reglamento (D.S. 95), someten al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental a los proyectos de desarrollo forestal y de la industria derivada, definidos como de dimensiones industriales por esta normativa. Se entiende por dimensiones industriales, proyectos de desarrollo o explotaciones forestales que abarquen una superficie única o agregada de más de 20 ha año⁻¹ entre las Regiones de Arica y Parinacota a la de Coquimbo; de 200 ha año⁻¹ entre las Regiones de Valparaíso a la del Maule, incluyendo la Metropolitana; de 500 ha año⁻¹ entre las Regiones del Biobío a la de Aysén, o 1.000 ha año⁻¹ en la Región de Magallanes.

La Ley 20.283, sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal de 2008, tiene como objetivos la protección, la recuperación y el mejoramiento de los recursos naturales originarios. Este cuerpo legal establece un sistema de entrega de bonificaciones estatales a través de dos concursos, uno para pequeños propietarios y otro para los demás interesados. La Ley fomentará a través de bonificaciones tres grandes acciones: i) actividades que favorezcan la regeneración, recuperación o protección de formaciones xerofíticas de alto valor ecológico o de bosques nativos de preservación, con el fin de mantener la diversidad biológica, ii) actividades silviculturales dirigidas a la obtención de productos no madereros, y iii) actividades silviculturales destinadas a manejar y recuperar bosques nativos para fines de producción maderera. También promueve la investigación sobre el bosque nativo, mediante la entrega de fondos concursables para financiar proyectos de investigación sobre el bosque nativo. A la fecha esta Ley no ha incidido en un incremento significativo de la superficie manejada de bosque nativo, no ha reducido la extracción de leña sin planes de manejo, no ha impulsado una incorporación del bosque nativo a la economía forestal y ha entregado menos de un 10 por ciento de los montos disponibles como incentivo al manejo (CIF 2016).

El sector forestal en la economía nacional

El sector forestal chileno, que incluye a la silvicultura y la extracción de la madera y actividades industriales, como la elaboración de la madera y la producción de celulosa y papel, se ha constituido en el segundo componente de la economía chilena. El sector

logró entre los años 2010-2015 una participación promedio del 7,6 por ciento de las exportaciones (INFOR 2016), por debajo del quinquenio 2000-2004 en que se alcanzó un máximo promedio de 11,9 por ciento (Figura 2.6). La baja en el quinquenio 2005-2009 se explica por el ciclo económico producto de la crisis *subprime* en los EE.UU. y la mayor demanda mundial de cobre, principal *commodity* de Chile; la del sexenio 2010-2015, por la desaceleración mundial y por el fin de la época dorada de los *commodities* (FAO 2014a).

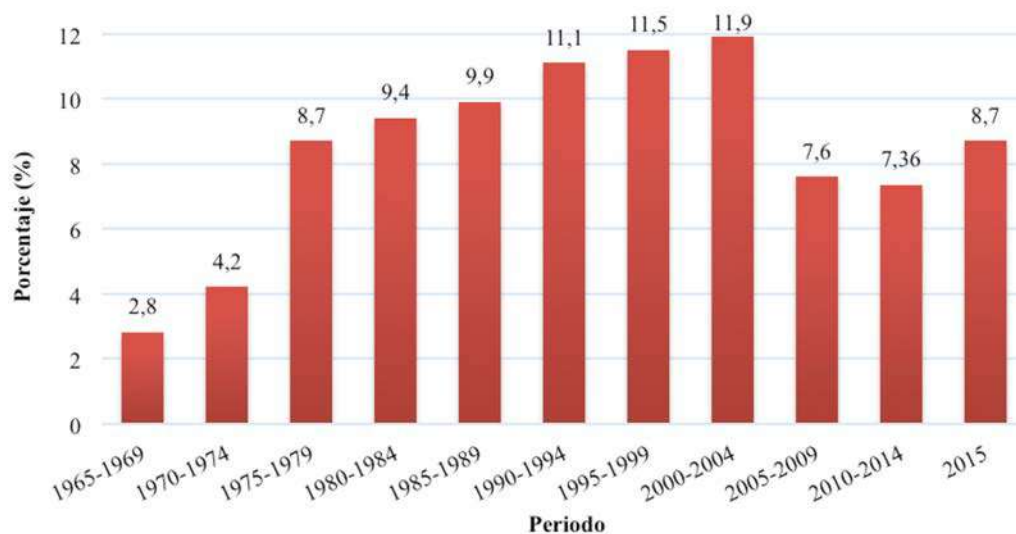


Figura 2.6. Evaluación de las exportaciones del sector forestal en la economía chilena (%).
Fuente: INFOR (2016).

Las exportaciones del sector se basan fundamentalmente en sus bosques plantados; el año 2015 de un total de 43,6 millones de m³ de madera en troza industrial, los bosques plantados representaron el 99,2 por ciento del consumo (INFOR 2016), tendencia que se ha acentuado desde mediados de los noventa (Figura 2.7).

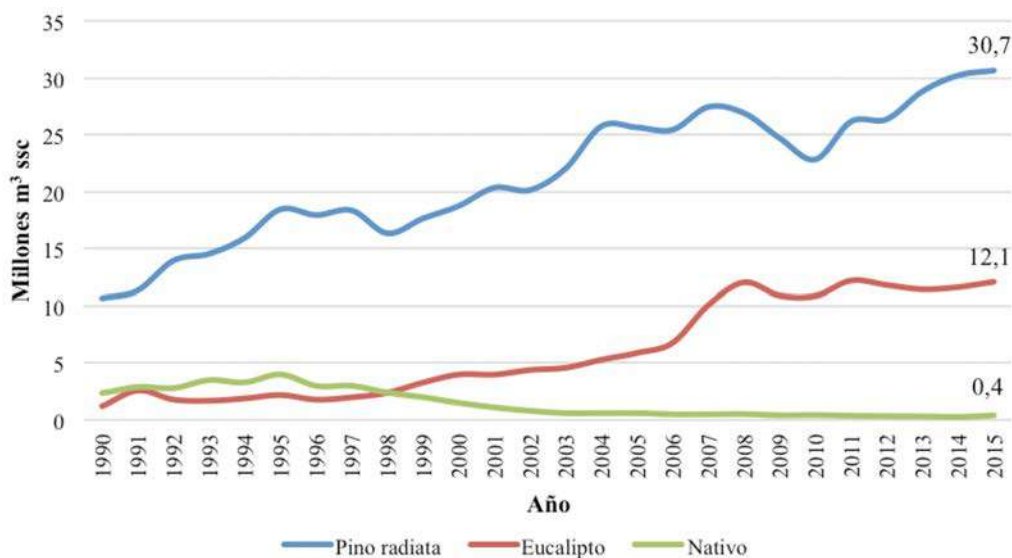


Figura 2.7. Evolución del consumo de madera en troza industrial (m³).

Nota: La Figura no incluye la proporción correspondiente a otras especies, que el año 2015 asciende a 0,4 por ciento.

Fuente: INFOR (2016).

De entre más de 200 productos generados por los bosques plantados, aquellos que aportan mayoritariamente a las exportaciones son celulosa, madera terciada, astillas de madera y madera aserrada (INFOR 2016) (Tabla 2.4). Bienes en que Chile ocupa un lugar entre los diez principales países exportadores de productos forestales (FAO 2014c) (Tabla 2.5). La producción está concentrada en tres grandes empresas: Masisa S.A. y los holdings Arauco y CMPC, empresas que se incluyen dentro de las 100 principales compañías forestales del mundo, ocupando Arauco y CMPC los dos primeros lugares a nivel latinoamericano. Al año 2014, nueve compañías latinoamericanas están incluidas en este ranking, representando sus ventas el 6,68 por ciento de las ventas mundiales de productos forestales (PwC 2009, PwC 2010, PwC 2011, PwC 2012, PwC 2013, PwC 2014) (Tabla 2.6).

Tabla 2.4. Principales productos y nivel de exportación (en porcentaje) de la industria forestal.

Producto	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Celulosa (miles t)	804 (72)	2.112 (77)	2.592 (71)	3.237 (81)	4.102 (82)	5.117 (84)
Madera terciada (miles m ³)	40 (18)	73 (11)	214 (46)	697 (67)	1.176 (40)	1.355 (32)
Astillas de madera (miles m ³)	5.530 (61)	7.348 (62)	6.093 (42)	7.569 (37)	9.332 (49)	10.208 (37)
Madera aserrada (miles m ³)	3.327 (51)	3.802 (44)	5.698 (51)	8.298 (60)	6.354 (48)	8.372 (47)

Entre paréntesis la cantidad exportada en porcentaje.

Fuente: INFOR (2016).

Tabla 2.5. Posición de Chile en el concierto mundial de países exportadores de productos forestales (año 2014).

Lugar	País	Celulosa (miles t)	País	Astillas de madera (miles m ³)	País	Madera terciada (miles m ³)	País	Madera aserrada (miles m ³)
1	Brasil	11.028	Vietnam	13.834	China	11.345	Canadá	29.505
2	Canadá	9.680	Australia	11.600	Indonesia	3.323	Fed. Rusa	22.587
3	EE.UU.	7.875	EE.UU.	5.499	Malasia	3.124	Suecia	12.141
4	Chile	4.670	Brasil	5.406	Fed. Rusa	1.906	Alemania	7.521
5	Indonesia	3.589	Tailandia	4.800	Brasil	1.586	Finlandia	7.469
6	Suecia	3.454	Chile	3.963	Finlandia	998	EE.UU.	6.942
7	Finlandia	3.010	Indonesia	3.947	EE.UU.	828	Austria	5.012
8	Fed. Rusa	1.990	Fed. Rusa	2.310	Chile	602	Rumania	3.704
9	Holanda	1.679	Sudáfrica	1.993	Canadá	482	Chile	2.893
10	Alemania	1.314	Letonia	1.559	Bélgica	369	Letonia	2.788

Fuente: FAO (2014c).

Tabla 2.6. Ranking global de las principales empresas forestales latinoamericanas (2008-2014).

Compañía	País	Ranking/Ventas (MMUS\$)													
		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014							
Arauco	Chile	28	3.689	31	3.113	28	3.788	25	4.374	26	4.280	18	5.146	18	5.328
CMPC	Chile	35	2.945	30	3.124	21	4.219	21	4.797	22	4.759	20	4.974	21	4.846
FibriaCelulose (VCP+Aracruz)	Brasil	53	1.911	34	2.800	30	3.572	29	3.506	29	3.174	33	3.218	36	2.665
Suzano	Brasil	46	2.264	44	2.004	37	2.567	33	2.904	40	2.904	40	2.646	34	2.733
Kimberly-Clark México	México	51	2.091	1.166	1.828	49	2.075	49	2.158	47	2.227	45	2.327	49	1.972
Klabin	Brasil	56	1.725	919	1.601	48	2.083	44	2.329	48	2.140	48	2.139	56	1.841
Masisa S.A.	Chile	79	1.054	77	914	82	1.017	82	1.017	73	1.349	72	1.365	61	1.545
Duratex	Brasil	-	-	92	729	60	1.559	56	1.779	57	1.745	75	1.166	73	1.124
Bio Pappel (fr. Grupo Industrial Durango)	México	94	769	87	761	85	897	86	888	86	912	87	919	82	833

Fuente: PwC (2009), PwC (2010), PwC (2011), PwC (2012), PwC (2013), PwC (2014), PwC (2015).

Las exportaciones de productos forestales del país se realizan preferentemente por los puertos de la Región del Biobío (Coronel, Lirquén y San Vicente). Esta Región concentra la mayor participación de la actividad forestal de Chile: posee una importante superficie de bosques plantados y reúne gran parte de la capacidad instalada de la industria forestal nacional (Tabla 2.7). Constituye el principal sector de la economía regional, contribuyendo en promedio en el periodo 2010-2015 con el 75 por ciento del total exportado por la Región (INE 2011).

Tabla 2.7. Indicadores del sector forestal de la Región del Biobío al año 2015.

Ítem	Cifras
Superficie regional (ha) ¹	3.706.000
Superficie de bosque nativo (ha) ¹	768.552
Superficie de bosques plantados (ha) ¹	967.257
Plantas de celulosa (nº) ¹	4 (70% capacidad instalada)
Plantas de tableros y chapas (nº) ¹	15 (62% capacidad instalada)
Exportaciones por puertos de la Región (%) ¹	82
Participación exportaciones regionales (%) ²	75 (promedio 2010-2015)

Fuente: INFOR (2016)¹; INE (2011)², INE (2013)², INE (2016)².

Chile en el contexto mundial de los bosques plantados

Los bosques plantados han experimentado un sostenido crecimiento a nivel global, alcanzando al año 2010 unos 264 millones de hectáreas, aproximadamente un 7 por ciento del área total de bosques –que asciende a 4.033 millones de hectáreas–, superficie que se espera incremente a 300 millones de hectáreas el 2020 (FAO 2006b). Bosques que contribuyen, dependiendo de la fuente de información, entre un 33 y un 50 por ciento de la producción mundial de madera. A nivel global, una cuarta parte de la superficie de bosques plantados es con especies introducidas, fundamentalmente de los géneros *Pinus*, *Eucalyptus* y *Acacia*. Ello es principalmente significativo en Oceanía y en Sudamérica, en que los bosques plantados con especies introducidas representan un 77 y un 97 por ciento, respectivamente, de la superficie plantada (FAO 2006b). En Chile, los bosques plantados explican el 99 por ciento de la producción de madera (INFOR 2016), sustentada en una extensa superficie de plantaciones. Al año 2005, Chile se constituía en uno de los diez países con mayor extensión de bosques plantados con fines productivos, con un 2 por ciento de la superficie mundial (FAO 2006a), y entre los diez países con mayor ganancia neta de área de bosques entre los años 1990 y 2000 (FAO 2006b). Situándose, el año 2012, como el quinto productor a nivel mundial de madera industrial procedente de bosques plantados (Figura 2.8). Chile muestra, en el periodo 2000-2012, la mayor evolución de la producción de madera industrial procedentes de bosques plantados en comparación con Nueva Zelanda y Sudáfrica (Jürgensen *et al.* 2014) (Figura 2.9).

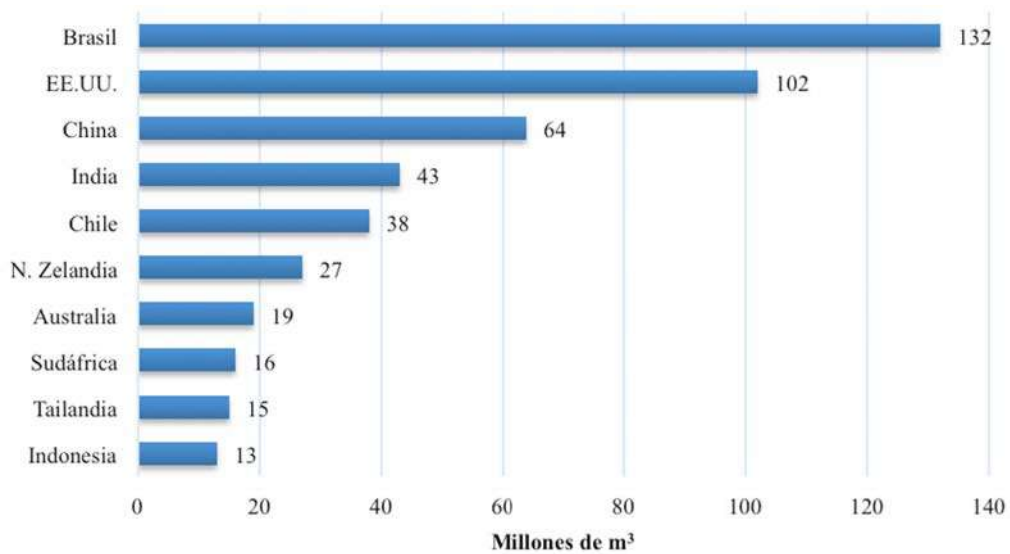


Figura 2.8. Los 10 principales países productores de madera industrial procedente de plantaciones forestales en 2012.

Fuente: Jürgensen *et al.* (2014).

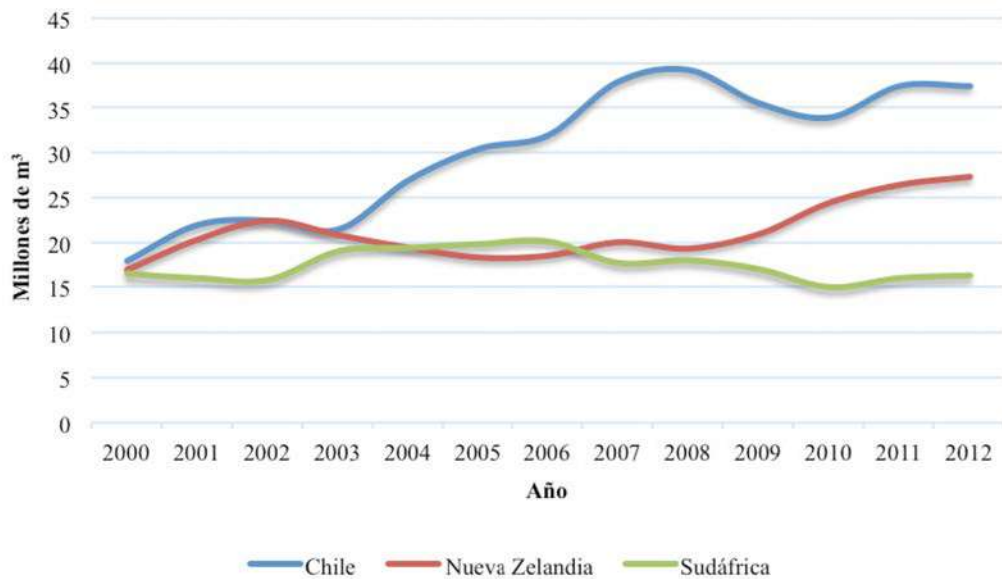


Figura 2.9. Evolución de la producción de madera industrial procedente de bosques plantados en Chile, Nueva Zelandia y Sudáfrica.

Fuente: Jürgensen *et al.* (2014).

Si bien Chile tiene una importante superficie de bosques plantados, representa una reducida proporción a nivel global. Sin embargo, en el contexto Sudamericano solo es superado por Brasil, el que cuenta con más de 7 millones de hectáreas (FAO 2010) (Figura 2.10).

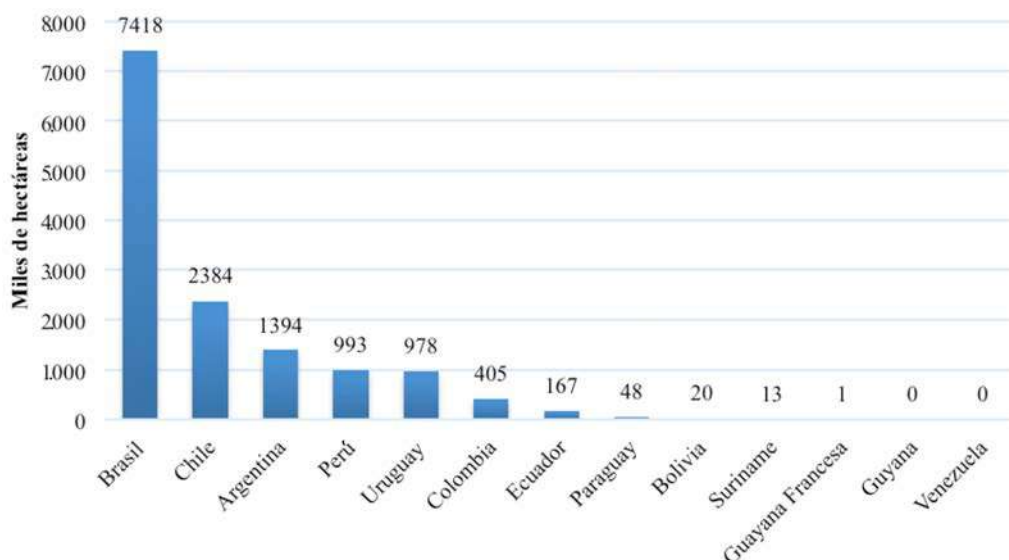


Figura 2.10. Superficie de bosques plantados en Sudamérica.

Fuente: FAO (2010).

Los bosques plantados en Sudamérica se destinan preferentemente a funciones productivas. Según FAO (2006b), a nivel global existen alrededor de 142 millones de ha de bosques plantados productivos, de las cuales aproximadamente 12 millones de ha con especies del género *Eucalyptus* –708 mil ha con *E. globulus* y *E. nitens*– y 46 millones de ha con especies del género *Pinus*, de las cuales 4,4 millones de ha con *P. radiata*. El área plantada con esta especie se concentra principalmente en Chile y Nueva Zelandia, cubriendo entre ambos países aproximadamente el 70 por ciento del total (Figura 2.11).

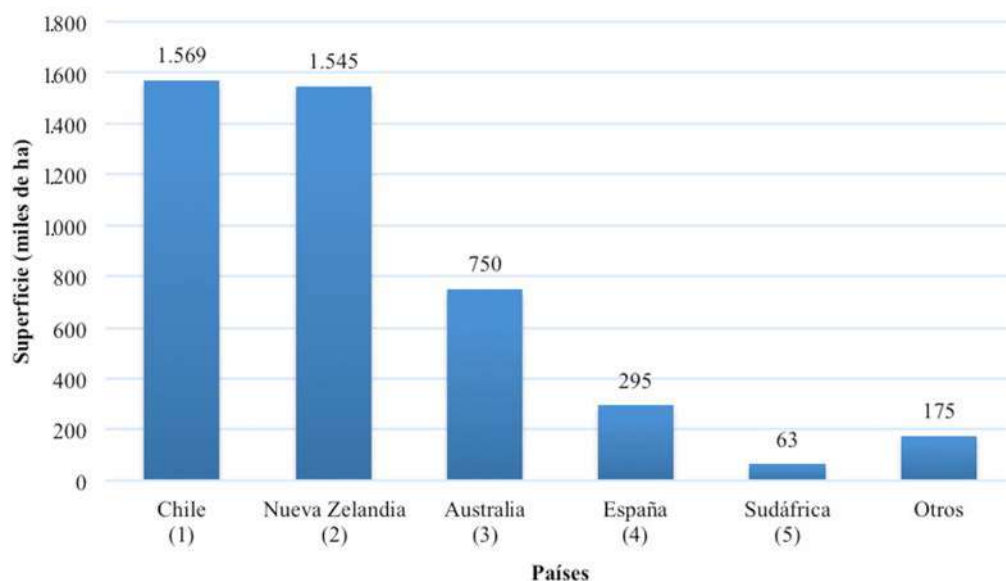


Figura 2.11. Distribución de la superficie plantada con pino radiata en el mundo.

Fuente: ABARES (2013)³, FES (2014)⁵, INFOR (2016)¹, MAF (2011)², Montero y Serrada (2013)⁴.

En cuanto a la contribución del sector forestal al producto interno bruto (PIB), ha venido declinando consistentemente a nivel global desde un 1,4 por ciento en 1990 a menos de un 1 por ciento el 2011, tendencia a la baja que muestran todas las regiones del mundo. Sin embargo, su aporte a la economía de algunos países es relativamente elevado, entre estos, en Chile, Finlandia, Nueva Zelandia y Suecia (Tabla 2.8), países con reconocida vocación forestal. No obstante, es necesario señalar que el PIB no refleja el verdadero aporte de los bosques a la economía de los países, ya que no existen mercados para gran parte de los servicios ecosistémicos prestados por los bosques; por ejemplo, para la protección de las cuencas hidrográficas, la erosión o la conservación del hábitat (FAO 2014b).

Tabla 2.8. Contribución del sector forestal al producto interno bruto (%), 1990-2011.

Región (país)	1990	1995	2000	2005	2010	2011
África	1,5	1,5	1,3	1,1	0,9	0,9
Asia	1,5	1,3	1,1	1,0	1,1	1,1
Europa	1,5	1,4	1,2	1,0	0,9	0,9
(Finlandia)	(7,2)	(8,5)	(7,9)	(5,1)	(4,4)	(4,3)
(Suecia)	(4,3)	(5,1)	(4,2)	(2,8)	(3,1)	(2,9)
América Latina y el Caribe	1,6	1,4	1,1	1,1	0,9	0,9
(Brasil)	(2,3)	(1,8)	(1,4)	(1,4)	(1,1)	(1,1)
(Chile)	(3,2)	(3,8)	(3,8)	(3,5)	(3,1)	(3,3)

Continuación Tabla 2.8.

Norteamérica	1,3	1,5	1,2	0,9	0,7	0,7
(Canadá)	(2,6)	(3,7)	(3,2)	(2,4)	(1,3)	(1,2)
(EE.UU)	(1,2)	(1,3)	(1,0)	(0,8)	(0,6)	(0,6)
Oceanía	1,3	1,3	1,7	1,7	1,2	1,1
(Nueva Zelandia)	(2,7)	(3,1)	(3,6)	(2,9)	(2,4)	(2,7)
Total mundo	1,4	1,4	1,2	1,0	0,9	0,9

Fuente: FAO (2014b).

Referencias

- ABARES. 2013. Australia's state of the forests report 2013. Canberra, Australia. Montreal Process Implementation Group for Australia and National Forest Inventory Steering Committee. 738 p.
- Aguiar M, A Pauchard, G Azócar, O Parra. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural* 82(3): 361-374.
- Anónimo. 1918. Catálogo general N° V. Santiago, Chile. Criadero de Árboles Santa Inés. 481 p.
- Banco Central. 2014. Síntesis estadística de Chile 2008-2012. Santiago, Chile. Banco Central de Chile. 66 p.
- Bernath E. 1940. El cultivo del pino, el álamo y el eucalipto. Santiago, Chile. Zig-Zag. 184 p.
- Bryant DG, D Nielsen, L Tangley. 1997. The last frontier forests: Ecosystems & economies on the edge: what is the status of the world's remaining large, natural forest ecosystems? Washington, DC. World Resources Institute, Forest Frontiers Initiative. 42 p.
- CAPP. 2013. Informe País. Estado del medio ambiente en Chile 2012. Santiago, Chile. Centro de Análisis de Políticas Públicas, Instituto de Asuntos Públicos, Universidad de Chile. 589 p.
- Cerda I, M Abalos, V Alvarez, N Herrera, J Olavarría, E Pardo, F Quilodrán, J Salinas. 1996. Informe Técnico 137: El sector forestal en Chile 1996. Santiago, Chile. Instituto Forestal (INFOR). 205 p.
- CIF. 2016. Propuestas para un desarrollo sustentable del sector forestal chileno (2018-2022). Santiago, Chile. Colegio de Ingenieros Forestales de Chile (CIF). 22 p.
- Clapp R. 2001. Tree farming and forest conservation in Chile: Do replacement forests leave any originals behind? *Society and Natural Resources* 14(4): 341-356.
- Cruz G, H Schmidt. 2007. Silvicultura en bosques nativos. In Hernández J, CL de La Maza, C Estades eds. Biodiversidad: Manejo y conservación de recursos forestales. Santiago, Chile. Universitaria. p. 279-307.
- Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de Trabajo N° 38. Santiago, Chile. Investigación y Desarrollo Forestal (CONAF, PNUD-FAO). 70 p.
- DS 259. 1980. Reglamento del Decreto Ley 701, de 1974, sobre fomento forestal. Santiago, Chile. Ministerio de Agricultura. 6 p.

- Echeverría C, D Coomes, S Salas, JM Rey-Benayas, A Lara, A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130(4): 481-494.
- Emanuelli P. 1996. Bosque nativo, antecedentes estadísticos 1985-1994. Santiago, Chile. Corporación Nacional Forestal (CONAF). 22 p.
- Espinosa M, R Escobar, F Drake. 1990. Silvicultura de las plantaciones forestales en Chile: Pasado, presente y futuro. *Agro-Ciencia* 6(2): 131-144.
- Espinosa M, E Acuña, J Cancino, F Muñoz, DA Perry. 2005. Carbon sink potential of radiata pine plantations in Chile. *Forestry* 78(1): 11-19.
- Estades C, M Escobar. 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la Cordillera de la Costa. In Smith-Ramírez C, J Armesto, C Valdovinos eds. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile. Universitaria. p. 600-616.
- FAO. 2006a. Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management. Roma, Italia. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 320 p.
- FAO. 2006b. Global planted forests thematic study: Results and analysis Rome, Italy. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 382 p.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe Principal. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 381 p.
- FAO. 2014a. América Latina, las commodities y el final de la época dorada. Disponible en <http://www.fao.org/agronoticias/agro-noticias/detalle/es/c/265669/>. Consultado 10 de diciembre de 2014.
- FAO. 2014b. Contribution of the forestry sector to national economies, 1990-2011. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 166 p.
- FAO. 2014c. Forest Products: 2008-2012. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 358 p.
- FES. 2014. Report on commercial timber resources and primary roundwood processing in South Africa 2011/2012. Pretoria, South Africa. Department of Agriculture, Forestry and Fisheries, Forestry & Natural Resources Management Branch. 137 p.
- Fundación Chile. 2005. Tablas auxiliares de producción. Simulador de árbol individual para pino radiata (*Pinus radiata* D. Don): Arquitectura de copa y calidad de madera. Concepción, Chile. Fundación Chile / Proyecto Fondef D01/1021. 100 p.
- Heilmayr R, C Echeverría, R Fuentes, E Lambin. 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75: 71-82.
- INE. 2011. Boletín exportaciones regionales diciembre 2011. Región del Biobío, año 19 - Edición 206. Concepción, Chile. Instituto Nacional de Estadística (INE). 22 p.
- INE. 2013. Boletín exportaciones regionales diciembre 2013. Región del Biobío, año 21 - Edición 230. Concepción, Chile. Instituto Nacional de Estadística (INE). 24 p.
- INE. 2016. Boletín exportaciones regionales diciembre 2015. Región del Biobío, año 23 - Edición 254. Concepción, Chile. Instituto Nacional de Estadística (INE). 24 p.
- INFOR. 2005. Estadísticas forestales 2004. Boletín Estadístico 101. Santiago, Chile. Instituto Forestal. 159 p.

- INFOR. 2016. Anuario forestal 2016. Boletín estadístico 154. Santiago, Chile. Instituto Forestal. 171 p.
- IUCN. 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. Disponible en <http://www.iucnredlist.org/>. Consultado 18 de enero de 2017.
- Jürgensen C, W Kollert, A Lebedys. 2014. Assessment of industrial roundwood production from planted forests. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO)/Planted Forests and Trees Working Paper FP/48/E. 40 p.
- Lara A, L Araya, J Capella, M Fierro, L Cavieres. 1989. Evaluación de la destrucción y disponibilidad de los recursos forestales nativos en la VII y VIII Región. Santiago, Chile. Comité Nacional Pro-defensa de la Fauna y Flora (CODEFF). 22 p.
- LIGNUM. 2003. *Eucalyptus nitens*: La nueva estrella del sector forestal. *Lignum* 67: 56-91.
- MAF. 2011. National exotic forest description. Wellington, New Zealand. Ministry of Agriculture and Forestry. 70 p.
- Miranda A, A Altamirano, L Cayuela, A Lara, M González. 2016. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*: 1-13.
- Montero G, R Serrada (eds.) 2013. La situación de los bosques y el sector forestal en España. Madrid, España: Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF). 252 p.
- Muñoz F, M Espinosa, M Herrera, J Cancino. 2005. Características del crecimiento en diámetro, altura y volumen de una plantación de *Eucalyptus nitens* sometida a tratamientos silvícolas de poda y raleo. *Bosque* 26(1): 93-99.
- Navarro A. 1961. O eucalipto. 2a edn. Sao Paulo, Brasil. Companhia Paulista de Estradas de Ferro. 667 p.
- Neira E, H Verscheure, C Revenga. 2002. Chiles's frontier forests, conserving a global treasure. Washington, DC. Global Forest Watch, World Resources Institute. 55 p.
- ODEPA. 2013. Panorama de la agricultura chilena/Chilean agriculture overview. Santiago, Chile. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. Ministerio de Agricultura (Chile). 148 p.
- Pastor V. 1936. El *Pinus insignis*. Cartilla Forestal. Santiago, Chile. La Nación. 65 p.
- Prado J. 2015. Plantaciones forestales. Más allá de los árboles. Santiago, Chile. Colegio de Ingenieros Forestales (CIF). 166 p.
- PwC. 2009. Global forest, paper & packaging industry survey 2009 edition – survey of 2008 results. Ontario, Canadá. PricewaterhouseCoopers LLP. 40 p.
- PwC. 2010. Global forest, paper & packaging industry survey 2010 edition – survey of 2009 results. Ontario, Canadá. PricewaterhouseCoopers LLP. 40 p.
- PwC. 2011. Global forest, paper & packaging industry survey 2011 edition – survey of 2010 results. Ontario, Canadá. PricewaterhouseCoopers LLP. 24 p.
- PwC. 2012. Global forest, paper & packaging industry survey 2012 edition – survey of 2011 results. Ontario, Canadá. PricewaterhouseCoopers LLP. 24 p.
- PwC. 2013. Global forest, paper & packaging industry survey 2013 edition – survey of 2012 results. Ontario, Canadá. PricewaterhouseCoopers LLP. 20 p.
- PwC. 2014. Global forest, paper & packaging industry survey 2014 edition – survey of 2013 results. Ontario, Canadá. PricewaterhouseCoopers LLP. 20 p.

- PwC. 2015. Global forest, paper & packaging industry survey 2014 edition – survey of 2014 results. Ontario, Canadá. PricewaterhouseCoopers LLP. 18 p.
- Sedjo R. 1999. The potential of high-yield plantation forestry for meeting timber needs: Recent performance, future potentials, and environmental implications. *New Forests* 17(1-3): 339-359.
- Smith DM, B Larson, M Kelty, P Ashton. 1997. The practice of silviculture: Applied forest ecology. 9th edn. John Wiley and Sons. 537 p.
- Unda A, F Ravera. 1994. Análisis histórico de sitios de establecimiento de las plantaciones forestales en Chile. Santiago, Chile. Instituto Forestal (INFOR). 130 p.
- Wilcox K. 1996. Chile's native forests: a conservation legacy. Windsor, CT, U.S.A. North Atlantic Books. 160 p.
- Yudelevich M, C Brown, H Elgueta, S Calderón. 1967. Clasificación preliminar del bosque nativo de Chile. Informe Técnico N° 27. Santiago, Chile. Instituto Forestal. 19 p.

3. Productividad sustentable de sitios forestales manejados intensivamente

Rafael Rubilar, Lee Allen, Thomas Fox y José Stape

Introducción

El concepto de productividad del sitio es sin duda un concepto tradicional en el ámbito forestal, y usualmente se relaciona con la capacidad productiva de un bosque natural o plantado en un ambiente dado, en términos del volumen de madera (m^3) o biomasa (toneladas) producida por unidad de superficie (ha^{-1}). Actualmente, la productividad de un bosque también es medida por una serie de beneficios ambientales y sociales no madereros, también denominados servicios ecosistémicos, que consideran la regulación del régimen hídrico y mejoramiento en la calidad de las aguas, secuestro de carbono, aspectos escénicos, biodiversidad y hábitat para especies de flora y fauna, así como también la producción de frutos, hongos o cotos de caza, entre otros de alto impacto social y económico (Arroja *et al.* 2006, Cabbage *et al.* 2007, Espinosa *et al.* 2005, Johnson y Curtis 2001, Lal 2005, Lara *et al.* 2009, Luck y Korodaj 2008, Meneely 1994, Scott *et al.* 2006). En este capítulo se hace énfasis en los factores que afectan la productividad del sitio con fines madereros para plantaciones de “corta rotación” y que deben ser considerados para realizar un manejo intensivo con el fin de maximizar la productividad de madera o biomasa por unidad de superficie de manera sustentable (Burger 2009). Sinérgicamente, estrategias de aumento de la capacidad productiva de plantaciones forestales, se encuentran asociados a mayores niveles de captura de carbono y/o descontaminación de aguas y aire. Muchos de los conceptos que serán desarrollados a continuación pueden ser aplicados directa o indirectamente a lograr la obtención de fines no madereros, que en muchos casos son y serán requeridos por el manejo intensivo de plantaciones forestales, en particular cuando se carece de estrategias de ordenamiento territorial en una localidad, región o país.

Este capítulo enfatiza el enfoque de “Productividad de Sitios Sustentable”, concepto que engloba a las ideas de manejo intensivo de plantaciones y silvicultura específica al sitio, pero además considera el logro del máximo potencial de un sitio sin afectar su capacidad productiva en el tiempo, además de reducir posibles efectos negativos en el ambiente por un mal manejo de los factores que afectan la disponibilidad de recursos en el largo plazo. Los conceptos vertidos en este capítulo presentan ejemplos de plantaciones en distintas partes de Norte y Sudamérica, con énfasis en Chile.

Disponibilidad de recursos y capacidad productiva del sitio

La capacidad productiva del sitio está determinada por la **disponibilidad de recursos y la eficiencia de una especie, procedencia o genotipo forestal en hacer uso o apro-**

vechamiento de los recursos disponibles (Allen y Albaugh 1999). Este acercamiento ecofisiológico considera las características fisiológicas de la planta y los factores bióticos y abióticos que determinan la disponibilidad de cada recurso del sitio, o cómo la silvicultura es capaz de modificar dichos factores a efectos de maximizar el aprovechamiento de los recursos existentes o adicionados para maximizar el crecimiento biológico de una especie, procedencia o genotipo determinado. Los principales factores que afectan el crecimiento corresponden a factores bióticos (e.g. plagas, enfermedades, alelopatías) y abióticos (asociados al clima y físico-químicos del medio). Desde un punto de vista biológico, el adecuado conocimiento de los factores del medio, y la posibilidad de manipular posibles factores limitantes a través de silvicultura específica al sitio, es esencial para aumentar la disponibilidad de recursos y aproximar la productividad forestal potencial en un sitio dado. Desde un punto de vista económico, esta productividad potencial puede no ser rentable si las barreras biológicas son muy complejas o de alto costo (López *et al.* 2010).

Es vital además comprender qué efectos negativos en la productividad del sitio pueden resultar de un desconocimiento, inadecuada comprensión, o mala manipulación de factores del sitio al implementar técnicas de silvicultura intensiva, lo cual es responsabilidad inherente de la formación del silvicultor en conceptos de índole física, química y biológica del medio (Figura 3.1).



Figura 3.1. Formación de cárcavas posaplicación de subsolado por una mala evaluación de fragilidad de suelos y factores limitantes. Nótese la formación de cárcavas asociadas a cada línea de plantación de *Eucalyptus globulus*.

Históricamente y dado el desarrollo actual de nuestra comprensión de los factores del medio, es éticamente inaceptable que ocurran procesos de degradación del suelo y pérdida de la capacidad productiva del sitio, de manera similar a los generados por las malas prácticas agrícolas durante el siglo XX y mediados del siglo IX en Norte y Sud-

américa (Peralta 1976, Richter *et al.* 2000). Notables son los procesos de degradación que surgieron a raíz de la demanda de trigo dada la fiebre del oro en California y Australia, motivando el uso de la tierra de manera no sustentable. Aún después de más de 100 años es posible observar efectos de estos procesos (Figura 3.2), y donde la forestación o reforestación con plantaciones de exóticas ha representado la alternativa de mayor sustentabilidad, dada la conjunción de mejoras físicas, químicas y biológicas del suelo con una opción productiva económica que asegure un compromiso social de estos beneficios ambientales en el tiempo.



Figura 3.2. Suelos erosionados por uso agrícola intensivo en la zona de Copiulemu con establecimiento de plantaciones de *Pinus radiata*.

Factores bióticos y productividad del sitio

Plagas y enfermedades

La existencia o reducida presencia de factores bióticos que constituyan barreras biológicas al crecimiento de una especie a cultivar es determinante en el éxito de un programa de silvicultura sustentable que maximice la productividad del sitio. En el caso de plantaciones forestales, la selección de la especie forestal, procedencia o genotipo requiere una adecuada identificación de potenciales plagas y enfermedades que puedan afectar el establecimiento, crecimiento y/o calidad de la madera o fibra producida (Abbott *et al.* 1993, Jackson *et al.* 2008, Johnson *et al.* 2005, Jordan *et al.* 2002). Varios estudios que han intentado explicar el éxito de especies forestales exóticas en distintos países donde han sido establecidas, han identificado que el potencial de las mismas se halla expresado por una carencia de barreras ambientales biológicas, logrando reducir niveles de herbivoría que pueden alcanzar naturalmente hasta un 50 por ciento de la productividad primaria neta, donde plagas o patógenos existentes o introducidos pueden aumentar los niveles de pérdida (Kimmins 2004, Waring *et al.* 1998) (Figura 3.3).

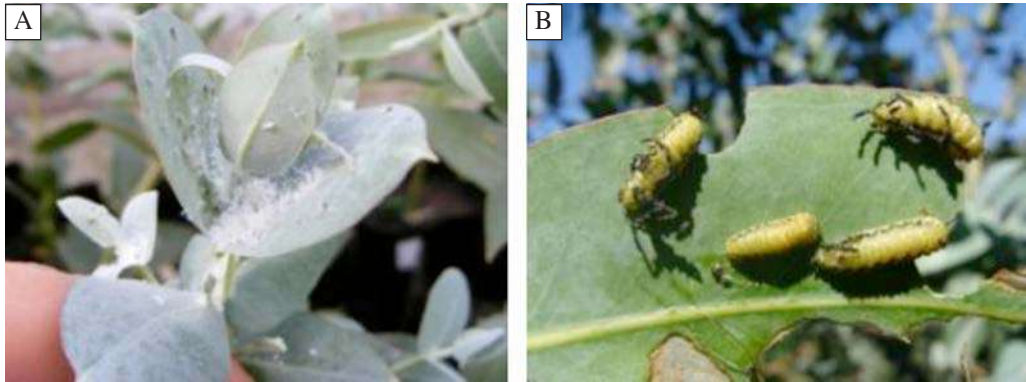


Figura 3.3. (A) Infección de áfidos en plántulas de *Eucalyptus globulus*. (B) Ataque de larvas de *Gonipterus scutellatus* en plantaciones forestales de *E. globulus* manejadas intensivamente.

En muchas condiciones de sitio la coincidencia de uno o más factores bióticos limitantes puede hacer inviable mejorar la capacidad productiva del sitio; o las condiciones necesarias para reducir la incidencia de los agentes de daño o pérdida puede ser económicamente inviable. Consideraciones ecológicas en conjunto con un manejo silvícola adecuado deben ser consensuadas para evitar pérdidas de crecimiento. La Figura 3.4 muestra el efecto de una poda temprana con ataque severo de hormigas en plantaciones de *Pinus taeda* en el noreste Argentino, donde la masa de follaje fue altamente reducida por el impacto de la plaga en el follaje temprano y la poda del follaje más antiguo, lo que limita seriamente el crecimiento de la plantación y la obtención de los productos de valor esperados a partir de la intervención silvícola. Similares efectos pueden ser observados en plantaciones de *Pinus radiata* con alta incidencia de *Sphaeropsis sapinea* o *Dothistroma pini* en el sur de Chile (Figura 3.5).



Figura 3.4. Ataque de hormigas en plantaciones de *Pinus taeda* en el noreste argentino; nótese defoliación alcanzada por algunos ejemplares.

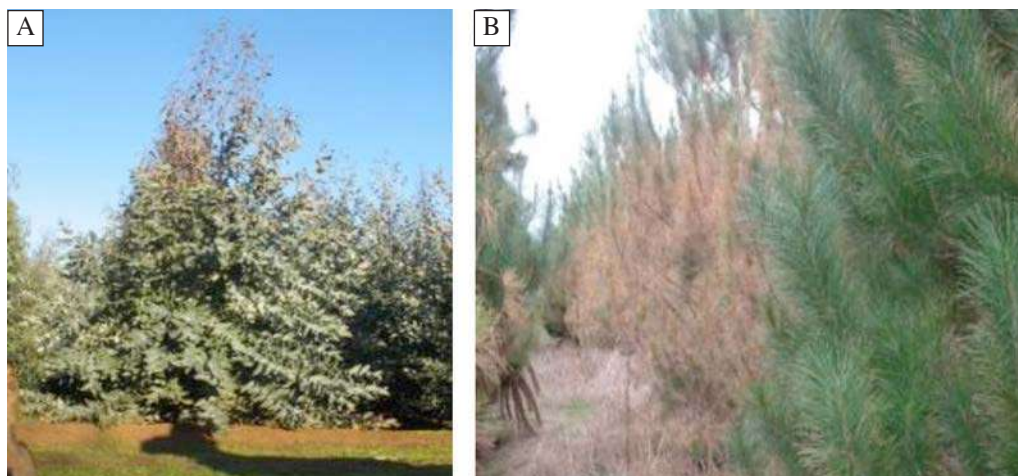


Figura 3.5. (A) Pérdida de crecimiento anual en plantaciones de *Eucalyptus nitens* por ataque de *Gonipterus scutellatus*. (B) Ataque de *Dothistroma pini* en plantaciones de *Pinus radiata* en la zona sur de Chile.

El efectivo desarrollo de un **programa de control sanitario** requiere alcanzar una regulación del grado de daño asociado a factores bióticos para el éxito y desarrollo de una plantación forestal altamente productiva (Laranjeiro 1994, Loch y Matsuki 2010).

Estrategias múltiples de control químico (corto plazo), **cultural** (mediano plazo) y **biológico** (largo plazo) son necesarias para minimizar pérdidas de crecimiento de manera progresiva. Un ejemplo de técnicas culturales es el desarrollo de raleos sanitarios que reduzcan niveles de competencia intraespecífica en plantaciones con ataque de la avispa taladradora *Sirex noctilio*, plaga ampliamente extendida en Uruguay, Argentina, sur de Brasil, e incipiente (aún) en el sur de Chile, en plantaciones de *Pinus taeda*, *P. ponderosa* y *P. radiata*, respectivamente. La no ejecución de raleos sanitarios, los cuales pueden ser estratégicamente diseñados como raleos productivos, puede reducir seriamente el valor comercial de una plantación a media rotación. De esta manera es necesario evaluar precisamente la existencia y magnitud potencial de plagas actuales y futuras en un proyecto forestal, las estrategias de manejo posible y las interacciones positivas o negativas del manejo (Figura 3.5).

Selección de especie, procedencia o genotipo

Es sin duda uno de los factores bióticos fundamentales para determinar la capacidad productiva del sitio dada la capacidad de una especie forestal y/o genotipo de adaptarse y desarrollarse exitosamente en un ambiente determinado (Matheson y Cotterill 1990, Mazanec y Mason 1993). Muchos son los factores ambientales que se pueden considerar en la selección de un material para ser establecido en un sitio. Sin embargo, si ya se ha establecido un bajo nivel de incidencia o probabilidad de plagas o enfermedades que puedan afectar a un material determinado (especie o genotipo), dos aspectos fundamentales deben ser analizados para una correcta selección del material a establecer,

que son: **temperaturas mínimas absolutas y precipitación (monto y distribución)**. Si bien otras variables climáticas o del medio también son consideradas en programas de introducción o evaluación de especies o genotipos, **esta rara vez determina la supervivencia** de un material seleccionado. Así, un adecuado análisis requiere contar con información precisa acerca de limitaciones por temperatura y precipitación, la probabilidad de eventos extremos históricos a partir de series de años para asegurar el adecuado desarrollo en el tiempo de una especie. Al respecto, las clasificaciones de Holdridge (1947), Holdridge (1967) y Koppen-Geiger (Kottek *et al.* 2006) son útiles como primeras aproximaciones a la definición inicial de una selección de la especie y procedencia al sitio indicado (Landsberg 2003), pero esta información general debe ser contrastada con información local de registros *in situ*. Diagramas ombrotérmicos y análisis de temperaturas absolutas críticas y su probabilidad de ocurrencia son necesarios para alcanzar adecuadas determinaciones en la selección del genotipo específico para cada sitio. Desde el punto de vista de estabilidad hídrica, conocido es el caso de pérdidas mayores por desecamiento de bosques clonales plantados en extensas áreas al interior de Brasil (Chaves 2004, Mattiello 2009) (Figura 3.6). Nuevas estrategias de selección clonal consideran posibles determinaciones ecofisiológicas y genómicas para determinar la eficiencia de uso de agua de material genético altamente seleccionado (Forest Productivity Cooperative 2006, Rubilar 2007).

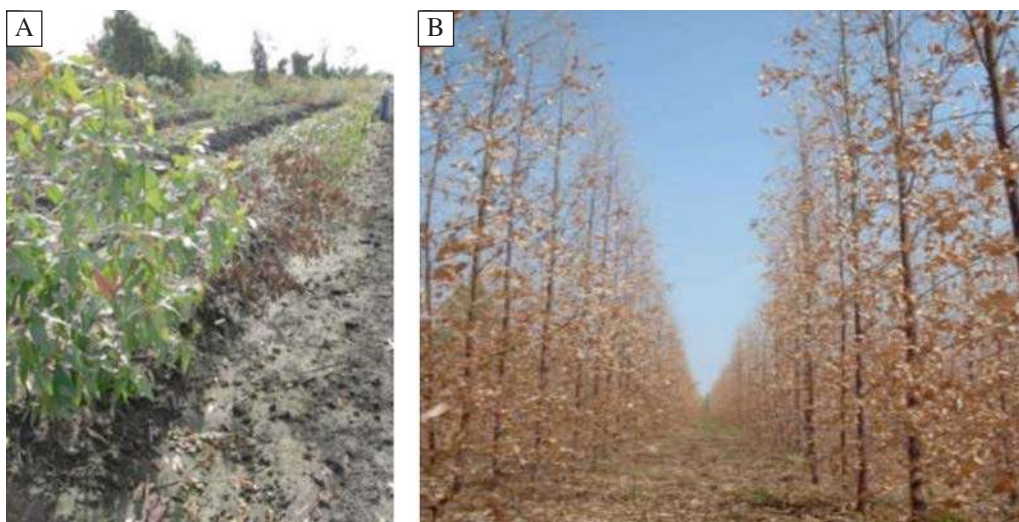


Figura 3.6. (A) Sensibilidad de genotipos de eucaliptos a heladas críticas a 6 meses de establecidos. Nótese la mortalidad de uno de los genotipos evaluados (plantas muertas al centro de la imagen A) comparada a los crecimientos alcanzados por los genotipos más resistentes al frente de la foto. (B) Mortalidad de plantaciones clonales de *Eucalyptus grandis* en el interior de Brasil por sequía.

Foto gentileza Dr. José Stape, Suzano Papel e Celulose.

Disponibilidad de recursos, factores abióticos y productividad del sitio

Los recursos que determinan la productividad del sitio corresponden a todos los elementos que controlan procesos básicos de crecimiento de la planta a nivel fisiológico y que afectan la capacidad de fijar carbono a través del proceso de fotosíntesis. De esta manera los factores del medio determinantes en la productividad forestal corresponden a: **luz o radiación fotosintéticamente activa incidente, agua disponible, nutrientes disponibles, CO₂ atmosférico, oxígeno (a nivel radicular) y temperatura**. La actual capacidad de cuantificar la disponibilidad de los factores abióticos con precisión a nivel territorial ha permitido el desarrollo de estimaciones de productividad actual y potencial en sitios para los cuales existe un desconocimiento del crecimiento de una especie específica por medio de modelos de procesos (Almeida *et al.* 2004, Landsberg 2003, Makela *et al.* 2000). La Figura 3.7 muestra el modelamiento de la productividad potencial para *Pinus taeda* en el sudeste de EE.UU. (Forest Productivity Cooperative 2006, Rubilar 2005).

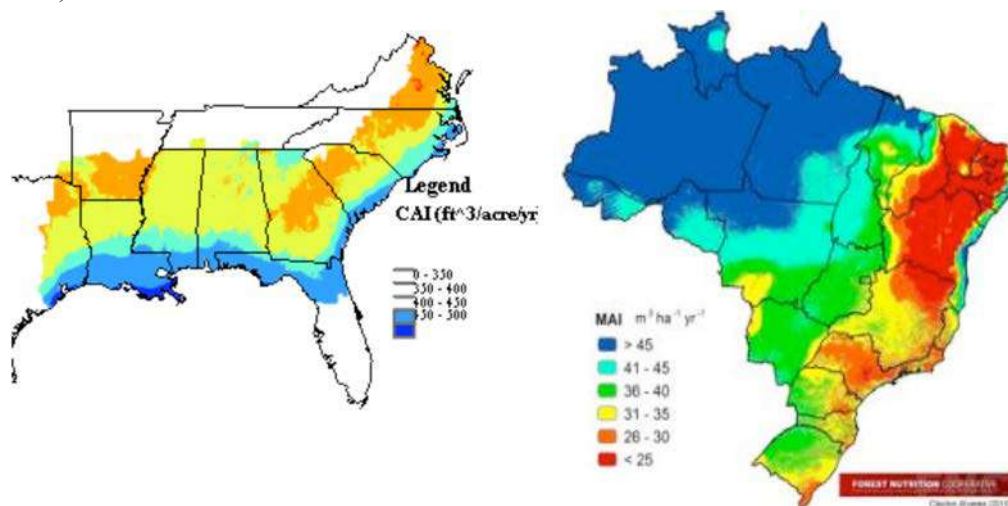


Figura 3.7. Mapas de productividad potencial para *Pinus taeda* en el sudeste de EE.UU. y para *Eucalyptus sp.* en Brasil.

Fuente: Rubilar (2010).

Desde un punto de vista silvicultural, se debe conocer cuáles son los recursos limitantes que pueden estar afectando la capacidad productiva de un sitio. Estratégicamente, es necesario comprender cómo la disponibilidad de recursos es afectada por la estabilidad o variabilidad de factores abióticos en el tiempo durante la rotación del cultivo forestal, lo cual permite considerar **factores fijos y variables**; del mismo modo, los factores abióticos pueden ser clasificados en aquellos que son **manipulables y no manipulables**, conformando una **matriz estratégica de decisión-acción** (Tabla 3.1) que permita al silvicultor identificar, focalizar y priorizar estrategias silvícolas efectivas que aumenten la productividad por medio de un aumento en la disponibilidad permanente o temporal de la disponibilidad de un recurso en particular (Forest Productivity Cooperative 2006, Rubilar 2010).

Tabla 3.1. Matriz estratégica de acción-decisión silvícola.

Matriz estratégica de factores limitantes		Período de rotación de la plantación	
		Fijos	Variables
Modificables por estrategias silvícolas	Manipulables	Cuanto antes mejor	Evaluar
	No manipulables	Nada puede hacerse	Mantenerse informado

De esta manera para un sitio en particular, muchos factores abióticos limitantes pueden ser priorizados para ser manipulados a través de diferentes estrategias silvícolas o deben ser comprendidos en su dinámica para establecer estrategias de captura del potencial del sitio, incrementando la disponibilidad de recursos limitantes. Una revisión de los principales factores abióticos y los alcances ecofisiológicos productivos y experiencias silvícolas en cómo estos pueden ser manipulados efectivamente, son presentados a continuación:

a) Factores abióticos no manipulables - fijos y variables

Radiación fotosintéticamente activa: La cantidad de radiación fotosintéticamente activa incidente en un sitio, es fundamental en la capacidad del bosque de transformar la energía lumínica en biomasa a través del proceso de fotosíntesis. De esta manera una relación lineal ha sido observada para la productividad de cultivos agrícolas y forestales con la cantidad de energía radiante capturada por unidad de superficie. Sin embargo, la cantidad de radiación no es constante en el tiempo ni espacialmente, dada la incidencia estacional de la cercanía solar, el ángulo de inclinación terrestre y la interacción con las condiciones topográficas de un sitio determinado. La Figura 3.8 muestra una estimación de la radiación incidente en los Andes Colombianos, donde es posible apreciar el enorme efecto de la pendiente, exposición y planos de curvatura asociados a la alta variabilidad topográfica.

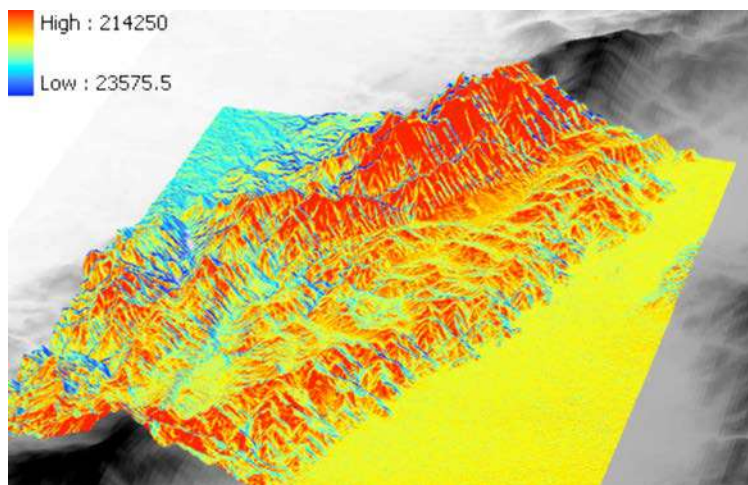


Figura 3.8. Modelo de intensidad de radiación en el Valle de Cali y Meseta de Popayan en Colombia.

Fuente: Forest Productivity Cooperative (2006), Rubilar (2006).

Temperatura y heladas: Las bajas temperaturas y heladas de un sitio pueden ser condicionantes en la selección de una especie y/o genotipo particular. Si bien puede existir la percepción de que bajas temperaturas y heladas son condiciones sinónimas, ambas pueden ser muy variables para distintos sitios. De esta manera, sitios que alcanzan muy bajas temperaturas pueden no contar con eventos de heladas significativos. Condiciones regionales que favorezcan un descenso lento y pausado de las temperaturas en períodos invernales, favorecen la mayor resistencia de la planta frente a heladas de otoño por un fenómeno de aclimatación. Sin embargo, sitios propensos a heladas primaverales, que se presentan asociadas cuando la planta comienza la formación de tejidos suculentos y de baja lignificación, pueden producir severos daños en los tejidos de la planta en desarrollo y comprometer el crecimiento anual y/o la sobrevivencia de la especie (Calme *et al.* 1993, Kirkpatrick y Gibson 1999). Condiciones de mal drenaje de los suelos y microtopografías bajas pueden favorecer daños por bajas temperaturas y/o heladas dada la menor temperatura de los suelos y el mayor peso del aire frío que se deposita en zonas bajas. Del mismo modo, estos problemas son exacerbados en etapas tempranas de desarrollo de la planta dada su escasa altura y distanciamiento de las bajas temperaturas a nivel superficial. Si bien las bajas temperaturas y heladas no pueden ser manipuladas a nivel del sitio, aspectos físicos de los suelos y condiciones de microtopografía pueden ser manipulados hasta cierto nivel por medio de silvicultura intensiva. Sin embargo, seleccionar condiciones de sitio apropiadas para la especie y genotipo específico permite reducir riesgos que afecten el potencial productivo del sitio.

Viento: Severos daños por viento pueden ser observados en distintas regiones produciendo la caída o quiebre de árboles. Sus efectos son particularmente dañinos en períodos de invierno cuando estos alcanzan velocidades superiores a los 70 km h⁻¹ (Watson 2000, Watson y Tombleson 2002). Severos problemas están asociados a suelos de alta capacidad de almacenamiento de humedad, suelos delgados, suelos arcillosos densos que impiden un adecuado anclaje radicular y suelos arenosos y/o de alta porosidad, que reducen la resistencia de los mismos y del anclaje del sistema radicular en profundidad. Pérdidas importantes pueden ser observadas en zonas costeras con alta influencia de vientos y saturación de agua en suelos con limitaciones de profundización (Knight *et al.* 2001, Morris y Lowery 1988). Los daños no sólo se circunscriben a la caída temprana de los árboles sino que además afectan negativamente la calidad de la madera (madera de contracción) y fibra producida. En Chile es conocido el efecto del viento cordillero denominado “puelche”, que desciende hacia el valle central produciendo severas pérdidas en plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucalyptus*, inclusive en etapas tempranas de la plantación, donde el efecto de la amplia copa y suelos sobresaturados de alta porosidad (cenizas volcánicas recientes) favorecen la inestabilidad de los árboles por el escaso arraigamiento radicular (Figura 3.9). Efectos similares han sido reportados en Nueva Zelanda, donde estudios sobre configuración de raíces, preparación de suelo y estructura de copa, sugieren que el uso de plantas con menor desarrollo de velamen (amplitud y densidad de la copa) permiten reducir la caída de árboles (Watson 2000, Watson y Tombleson 2002). El uso de estacas, que presentan un menor desarrollo de copa dada la edad fisiológica y ontogenia del tejido de la planta, han sido indicadas como estrategias importantes en evitar daños por viento (Watson y Tombleson 2002).



Figura 3.9. (A) Daño por viento en rodales de media rotación de *Eucalyptus grandis* en Uruguay. (B) Daño por viento al establecimiento descalzando plantas de 1 año de *E. globulus* en suelos sedimentarios marinos en la costa de Arauco, Chile.

Déficit de presión de vapor: Uno de los factores abióticos no manipulables de mayor incidencia en la productividad de las plantaciones corresponde al déficit de presión de vapor “DPV”. Este corresponde al diferencial de presión de vapor entre condiciones dadas de humedad relativa y temperatura para las cuales se alcanzaría el punto de rocío y la máxima capacidad de presión de vapor que el aire podría alcanzar a la temperatura observada (Figura 3.10). Bajos valores de DPV pueden provocar el cierre de estomas de la planta para evitar su desecamiento; sin embargo, al mismo tiempo se reduce el ingreso de CO_2 a la planta, las tasas de fotosíntesis, la fijación de carbono y crecimiento final. Este factor es de gran importancia en climas mediterráneos donde puede ser limitante por períodos prolongados, especialmente en la temporada primaveral donde aún puede existir agua disponible en el suelo, pero la sequedad atmosférica impide su potencial aprovechamiento productivo. En la Figura 3.10 se indica el valor por el cual la máxima tasa de crecimiento es afectada mensualmente por efecto del DPV. Nótese el mayor efecto en el período octubre a diciembre en el Valle Central de Chile.

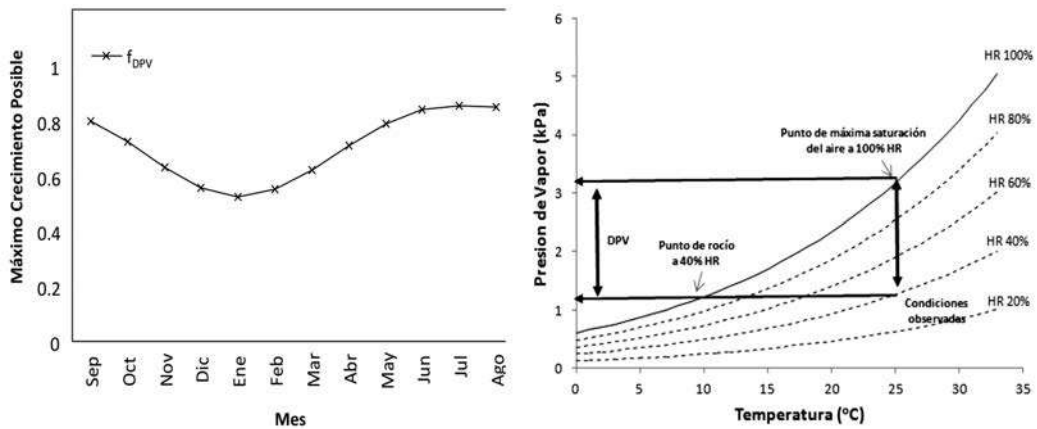


Figura 3.10. (A) Diagrama explicativo del cálculo de DPV para condiciones dadas de humedad y temperatura. (B) Efecto del déficit de presión de vapor en la productividad máxima posible de alcanzar de *Pinus radiata* a los 36,5° S en el Valle Central de Chile. Gráfica no considera otros factores ambientales.

Agua disponible: Sin duda el agua disponible para el crecimiento de una especie vegetal es ampliamente reconocida como uno de los principales factores que afectan la selección de especie y crecimiento de la misma para un sitio dado. Desde un punto de vista productivo, su rol de factor manipulable es controversial, ya que los montos de precipitación anual para un sitio determinado, en la mayoría de los casos, son relativamente similares o en sitios de amplia variación anual sus valores mínimos esperables pasan a ser también determinantes (condición de factor fijo). Productivamente, la relación entre la disponibilidad de agua y el crecimiento de una plantación puede ser considerada lineal en la mayoría de los sitios donde esta se vuelve limitante. Sin embargo, la relación agua disponible con la productividad suele perderse en muchos casos cuando la disponibilidad supera la demanda y puede llegar incluso a expresarse negativamente en sitios donde se produzcan precipitaciones que inunden los suelos y afecten la disponibilidad de oxígeno para el crecimiento radical.

La posibilidad de poder manipular el agua disponible para la plantación no está asociada a la variación climática de un sitio; sin embargo, define valores mínimos o más esperables para un sitio determinado, los cuales deben ser considerados en la evaluación productiva. La manipulación de este factor posee un valor relativo a la etapa de desarrollo de la planta en sus estados tempranos y del bosque, en etapas de desarrollo avanzado. Desde esta perspectiva, uno de los aspectos manipulables más importantes y que impacta durante toda la rotación, es la profundización y aprovechamiento del volumen máximo de suelo. Este puede ser limitado por capas duras y/o altos niveles de resistencia del suelo (mayor a 2 Mpa) en profundidad que impiden el desarrollo radicular (Goncalves *et al.* 2008, Nambiar y Sands 1992, Zou *et al.* 2000) (Figura 3.11).



Figura 3.11. (A) Sistema radical de *Pinus radiata* limitado por roca consolidada. (B) Profundización de sistema radical de *Eucalyptus grandis* sin limitaciones.

Relaciones empíricas entre profundidad del suelo y crecimiento de varias especies han sido establecidas por varios autores en distintas latitudes (Battaglia y Sands 1997, Gerding y Schlatter 1995, Hua *et al.* 2007, Snowdon y Waring 1984). La evaluación del sitio para una especie determinada y su potencial productivo debe considerar aspectos de capacidad de almacenamiento de agua del suelo, definidos por el espesor de cada horizonte, la capacidad de retención de agua asociada a la textura, contenido de materia orgánica y la pedregosidad de cada horizonte, que determinan la capacidad de almacenamiento de agua disponible potencial (Figuras 3.12 y 3.13).



Figura 3.12. Alto nivel de pedregosidad reduciendo el volumen efectivo de almacenamiento de agua y nutrientes.

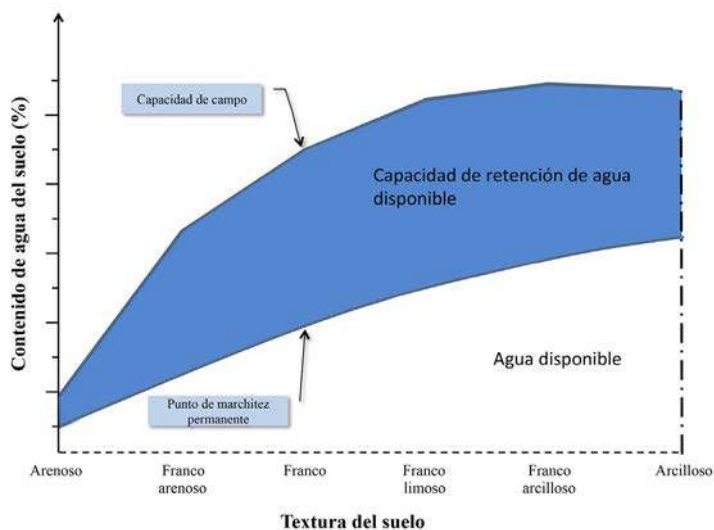


Figura 3.13. Disponibilidad de agua del suelo.

Fuente: Brady (1990).

Oxígeno: La disponibilidad de oxígeno no se relaciona con la ausencia de este elemento en la atmósfera. Su relevancia fundamental corresponde a la escasez del mismo para el sistema radicular donde la planta requiere un adecuado intercambio gaseoso en los poros del suelo para su desarrollo. Variados estudios sugieren que un valor de aireación de 10 a 20 por ciento de la porosidad de aireación del suelo resulta crítico para sostener un adecuado crecimiento radicular (Da Silva *et al.* 2004, Zou *et al.* 2001). Dado que la porosidad de aireación presenta una variación estacional por la mayor concentración de precipitaciones en un sitio, períodos prolongados en el suelo con condiciones de saturación pueden producir limitaciones al establecimiento y/o desarrollo de una especie (Figura 3.14).

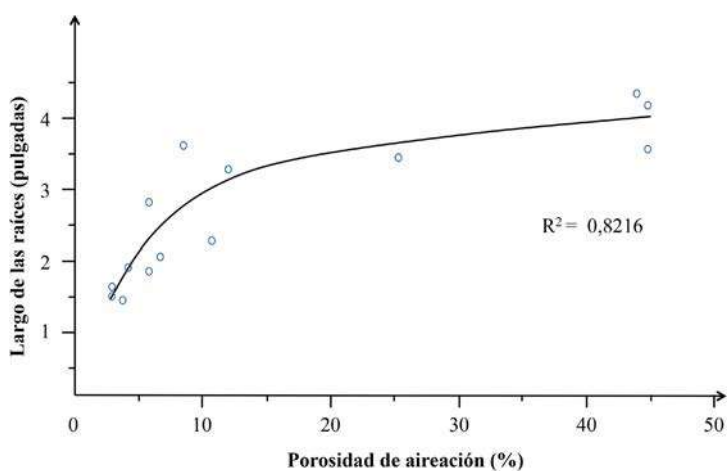


Figura 3.14. Crecimiento de raíces y porosidad de aireación del suelo.

Fuente: Foil y Ralston (1967).

De manera similar, fluctuaciones entre condiciones saturadas prolongadas y no saturadas prolongadas se han relacionado a procesos de inestabilidad de los árboles debido al desarrollo de raíces en periodos favorables y la muerte del sistema radical en periodos no favorables (Figura 3.15), causando un desarrollo desbalanceado de tallo y raíz (Kelting *et al.* 1999). En esta última condición se han observado severos fenómenos de caída de árboles por viento dada la inestabilidad de los árboles.

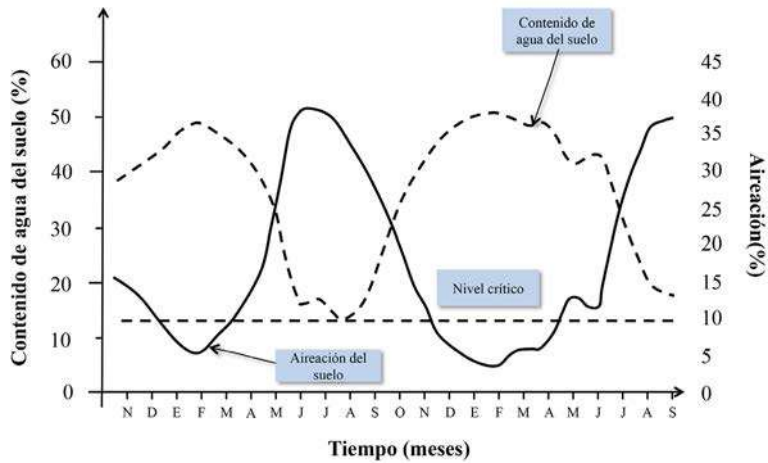


Figura 3.15. Dinámica estacional de la aireación del suelo y la precipitación.

Fuente: Kelting *et al.* (1999).

Desde un punto de vista práctico, el color del suelo, asociado al estado de oxidación y reducción del hierro, es un efectivo indicador del grado de limitación en el proceso de aireación. Colores grises en el perfil de suelo indican periodos prolongados de falta de oxigenación y representan serias limitaciones para el crecimiento radicular y establecimiento de la planta (Figura 3.16, A). Suelos con buena aireación presentan colores rojizos y pardos (Figura 3.16, B) y situaciones intermedias presentan usualmente moteados y concreciones donde se combinan colores amarillentos y rojizos.

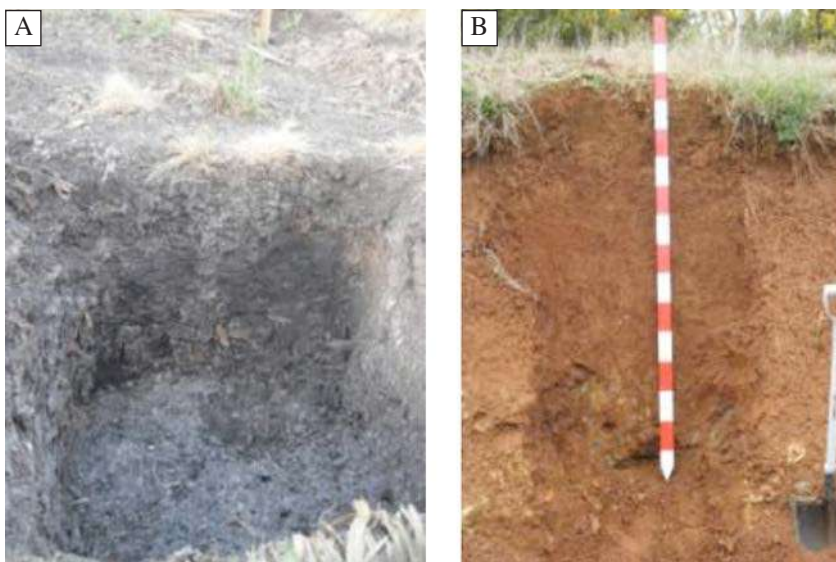


Figura 3.16. Color del suelo como indicador de condiciones de aireación. **(A)** Colores grises sugieren malas condiciones de aireación. **(B)** Colores pardos y grises sugieren la ausencia de limitaciones de aireación. Observaciones detalladas y la interpretación de este factor requieren un adecuado conocimiento del material parental del suelo.

Nutrientes disponibles: Comprender los factores que regulan la disponibilidad de nutrientes en plantaciones forestales y predecir su dinámica es una tarea compleja. A pesar de que existen muchos modelos predictivos a nivel agrícola que permiten establecer ciertas aproximaciones, aún se desconocen aspectos de la dinámica de liberación de nutrientes desde sus distintas fases (mineral y orgánica). Interacciones sitio-específicas se establecen del desarrollo y mineralización del piso forestal, los aportes de carbono del bosque según su estado de desarrollo, las condiciones macro y microclimáticas que establecen condiciones de humedad y temperatura que afectan principalmente los procesos de mineralización (Figura 3.17). Es importante comprender que los nutrientes no sólo son liberados para una posible adquisición por parte de la planta, estos pueden ser además lixiviados o inclusive inmovilizados en distintas formas en el suelo (e.g. fijación de fósforo por aluminio, inmovilización de nitrógeno por microorganismos), o simplemente estar disponibles pero no accesibles a la planta por los mecanismos de adquisición de nutrientes (e.g. Boro y carencia de agua en el suelo). De esta manera es muy difícil establecer una síntesis de los mecanismos que regulan la disponibilidad de nutrientes para cada elemento nutricional en forma específica. Para adentrarse en la comprensión de los procesos individuales que los regulan para plantaciones forestales, se sugiere la revisión de los textos de Binkley (1986), Binkley y Fisher (2013) y Havlin *et al.* (2013).

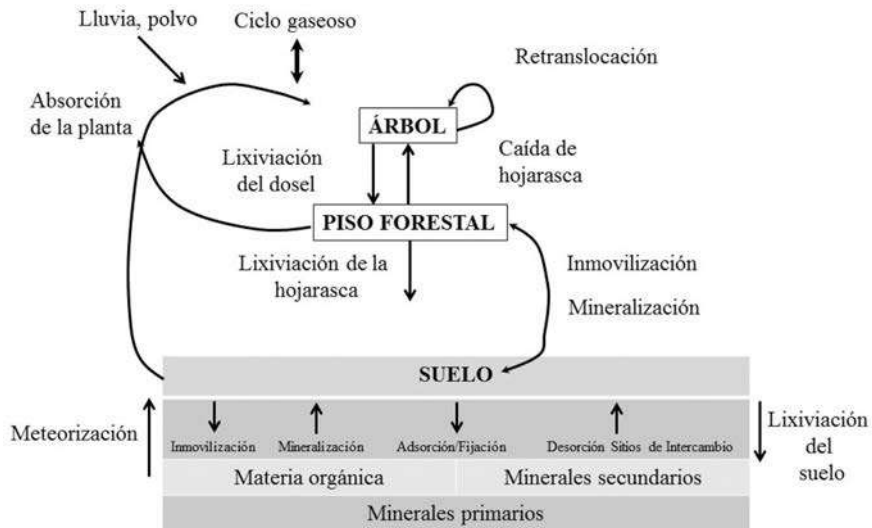


Figura 3.17. Modelo conceptual de adiciones y remociones principales que afectan la disponibilidad de nutrientes en plantaciones forestales.

Fuente: Rubilar (2014).

En adelante se presentan algunos principios críticos que pueden permitir al lector comprender algunos aspectos fundamentales de considerar para aproximar la posible existencia de limitaciones nutricionales y sus posibles causas, en base a una comprensión de factores críticos del sitio. Desde un punto de vista práctico, la disponibilidad de un elemento nutricional puede depender de la fase mineral de los suelos (geología y su grado de meteorización), de la fase orgánica o usualmente de ambas. El grado en que cada fase (mineral vs orgánica) afecta la disponibilidad de nutrientes está estrechamente ligado al estado de desarrollo del suelo, además de la acumulación y dinámica de mineralización de la materia orgánica del mismo. También es de considerar la naturaleza de cada elemento nutricional. Algunos elementos tienen su origen y ciclaje a partir de los materiales parentales formadores de los suelos (e.g. fósforo, bases de cambio y microelementos; Tabla 3.2), mientras que otros se han fijado o depositado desde la atmósfera a reservorios de la materia orgánica del suelo (nitrógeno) o a reservorios minerales (e.g. azufre, boro) (Aber *et al.* 2003, Edwards *et al.* 1999, Pearson y Stewart 1993).

Algunos flujos, que deben ser considerados respecto a nivel de cada sitio, corresponden a adiciones por aerosoles, lluvia ácida y polvo que pueden representar aportes importantes de considerar en la disponibilidad de nutrientes específicos. Estos flujos no son tratados en este capítulo en detalle, sin embargo, se discuten aspectos críticos de las fases orgánicas y minerales de los suelos que afectan la disponibilidad de nutrientes.

Rol de la materia orgánica en suelos forestales

El rol de la materia orgánica debe ser comprendido, en particular en sitios forestales, en términos de la dinámica de dos componentes fundamentales: a) la materia orgánica del horizonte mineral y b) la materia orgánica de los residuos u hojarasca del piso forestal.

De esta manera, la disponibilidad de nutrientes en una plantación forestal para un sitio de forestación será muy dependiente de la disponibilidad de nutrientes provenientes del suelo mineral (orgánicos y minerales), comparado a un sitio de reforestación donde los remanentes de residuos o del piso forestal del cultivo anterior y su velocidad de descomposición dominarán los aportes nutricionales. Por otra parte, suelos con bajos niveles de materia orgánica en el suelo mineral sin remanentes de residuos o de piso forestal del cultivo anterior, suelos que hayan perdido su materia orgánica por mal manejo de los mismos, y suelos con escaso desarrollo (e.g. Entisoles), serán dominados por los aportes de su fase mineral (más probable en condiciones de forestación). Es por ello que muchos estudios a nivel mundial han demostrado buenas relaciones entre la profundidad del horizonte A y la productividad del sitio (Jackson y Gifford 1974, Raupach y Clarke 1978, Turner y Holmes 1985, Turvey *et al.* 1986).

De lo expuesto se desprende que el uso anterior del suelo es fundamental en la disponibilidad de nutrientes y es una variable muy difícil de evaluar. Suelos provenientes de actividades agrícolas tendrán un legado positivo o negativo dependiendo de los aportes de nutrientes realizados o de las extracciones realizadas por los cultivos que se hayan desarrollado en dichos sitios (Richter *et al.* 2000, Richter *et al.* 1994). Un mal manejo anterior de los suelos (erosión o cultivos sin adiciones de nutrientes previos) tendrán mayores limitaciones para suministrar nutrientes requeridos por la plantación. En Chile, extensas áreas de la Cordillera de la Costa con suelos graníticos de alta fragilidad son un ejemplo en esta materia. A pesar de la alta disponibilidad nutricional de la fase mineral de estos suelos, los altos niveles de degradación por la intensiva actividad agrícola desarrollada en el siglo pasado y aún presente en algunas zonas, condiciona serias limitantes de disponibilidad de uno o más elementos nutricionales. Contrariamente, suelos provenientes de antiguos bosques naturales degradados suelen contar con niveles altos de materia orgánica que en muchos casos son capaces de sostener una alta disponibilidad de nutrientes muchas veces suficiente inclusive para sostener altas tasas de crecimiento de plantaciones. Un ejemplo en Chile corresponde a suelos de cenizas volcánicas recientes (Andisoles). Estos suelos, además de presentar condiciones particulares en su fase mineral que favorece una alta retención de nutrientes (arcillas amorfas con alta capacidad de intercambio catiónico), presentan altos contenidos de materia orgánica (Bonomelli *et al.* 1988, Escudey *et al.* 2001). Estas condiciones permiten alcanzar algunas de las tasas de crecimiento más altas para plantaciones de rápido crecimiento (*Eucalyptus sp.* y *Pinus radiata*). Si bien se ha discutido ampliamente para estos sitios que la presencia de altos niveles de aluminio limitarían la disponibilidad de fósforo de los mismos, no se tiene una clara evidencia de deficiencias de este elemento, probablemente compensadas por los altos niveles de materia orgánica que controlan la disponibilidad de fósforo (Attiwill y Adams 1993, Fox *et al.* 2010).

Es importante recordar que las posibles limitaciones nutricionales siempre estarán relacionadas a la tasa de crecimiento potencial del cultivo y las limitantes climáticas de un sitio. Un sitio infértil para una especie puede no necesariamente serlo para otra dadas sus menores demandas nutricionales asociadas a una baja tasa de crecimiento. Plantaciones de crecimiento rápido usualmente presentan demandas mayores.

Rol del material parental y su grado de evolución en la disponibilidad de nutrientes en suelos forestales

Como se ha indicado precedentemente, la disponibilidad de varios elementos nutricionales se encuentra directamente ligada a fases minerales del suelo. Una manera de aproximar posibles limitaciones de disponibilidad de nutrientes es conocer la composición mineral original o material parental de cada tipo de suelo (Tabla 3.2). Esta información debe representar una guía en el direccionamiento y previsión de posibles limitantes nutricionales de un sitio. La combinación de esta información con evidencias sitio-específicas permite realizar un enfoque para el manejo nutricional de plantaciones.

Tabla 3.2. Concentración de nutrientes totales en diferentes materiales parentales.

Nutrientes	Granito	Diorita	Gabro	Ultrabásica	Esquisto	Arenisca	Argilita
	ppm						
P	600	920	1100	220	700	170	1500
K	42000	25200	8300	40	26600	10700	25000
Ca	5100	25300	76000	25000	22100	39100	29000
Mg	1600	9400	46000	204000	15000	7000	21000
S	300	300	300	300	2400	240	1300
Mn	390	540	1500	1620	850	0	6700
Cu	10	30	87	10	45	0	250
Zn	39	60	105	50	95	16	165
B	10	9	5	3	100	35	230

Fuente: Turekian y Wedepohl (1961).

Junto con considerar la información geológica de un suelo, es necesario conocer el grado de evolución del mismo. Suelos altamente desarrollados (Oxisoles) presentarán condiciones en las cuales la mayoría de los nutrientes disponibles se habrán perdido por meteorización del suelo, dejando solamente sesquióxidos de hierro y aluminio en los cuales el posible aporte de la fase mineral es prácticamente nulo; además de presentar incluso condiciones de arcillas de exigua capacidad de intercambio catiónico, por ende baja posibilidad de retención de nutrientes en el medio de crecimiento de la planta. Aún más, la alta presencia de aluminio y hierro actúan como variables fijadoras de fósforo y otros aniones. Contrastantemente, suelos Entisoles, de muy escaso desarrollo del perfil, presentarán suelos muy poco evolucionados a partir de sus materiales parentales. En estas condiciones existirá una muy baja presencia de arcillas que favorezca la retención de nutrientes en sitios de intercambio y una escasa disponibilidad de nutrientes, por el menor grado de degradación del material parental (Adams y Attiwill 1991, Ryan 1986, Sánchez-Rodríguez *et al.* 2002, Turner *et al.* 2001, Turvey *et al.* 1986).

El lector debe preguntarse el porqué de la menor relevancia dada a los análisis de suelo como medio de determinación de la disponibilidad nutricional. Sin duda que los análisis de suelo permiten una aproximación comparativa entre suelos para establecer en

alguna medida el grado de disponibilidad de nutrientes (Binkley 1984, Binkley 1986, Fisher *et al.* 2000, Smethurst 2000). Sin embargo, sólo en el caso de nutrientes con deficiencias severas propias del origen del suelo (material parental y grado de evolución), éstos pueden representar una adecuada guía en la definición de la disponibilidad de un nutriente. Como se ha detallado, esta condición está dada por el crítico rol de la materia orgánica en la determinación de la disponibilidad nutricional en sitios forestales. Lamentablemente, los análisis de suelo tradicionales no entregan evidencia de la dinámica de la mineralización de la materia orgánica en el tiempo. Esto aún representa uno de los mayores desafíos en la predicción de la disponibilidad nutricional sitio-específica (Battaglia *et al.* 2004, Binkley 1984, Binkley 1986, Binkley y Fisher 2013, Carlyle y Nambiar 2001).

Reacción del suelo o pH en la disponibilidad de nutrientes en suelos forestales

Uno de los aspectos de importancia a considerar en la disponibilidad de nutrientes está dado por el tenor de acidez o pH del suelo. A este respecto, son de considerar las diferentes interacciones de fijación y disponibilidad que se establecen a nivel de suelos minerales y orgánicos (Figura 3.18). Es necesario comprender que en muchos casos los niveles de pH en suelos forestales de plantaciones de rápido crecimiento pueden comúnmente estar en el rango de 4,5 a 5,5 sin presentar limitaciones de adquisición de nutrientes. Por el contrario, en muchos casos las plantaciones pueden presentar limitaciones de algunos elementos en condiciones de mayor basicidad o pH alto, donde se tienden a presentar interacciones negativas entre elementos y/o fijaciones de algunos nutrientes como fósforo y boro.

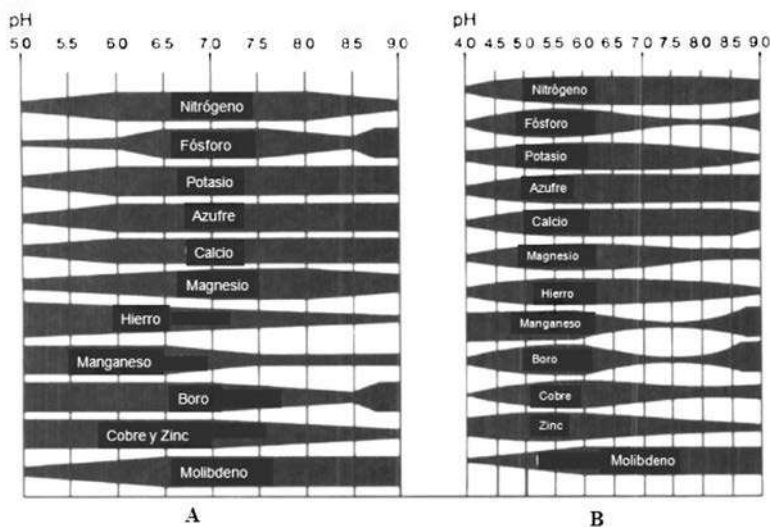


Figura 3.18. Disponibilidad de nutrientes en suelos minerales (A) y suelos orgánicos (B) por efecto del pH de la solución del medio de crecimiento.

Fuente: Landis *et al.* (1989).

Otras limitaciones

Otras limitaciones productivas pueden ser observadas en muchas condiciones de sitio y en especial asociadas a limitantes de los suelos. La presencia de capas duras impenetrables, o *hardpan*, son comunes a muchos suelos reduciendo el desarrollo radical, la profundidad efectiva del suelo y su drenaje interno. En muchos casos estas capas se producen por un quiebre textural (texturas contrastantes) entre horizontes o estratos depositadas de sedimentos (Figura 3.19), causando la formación de fenómenos de “agua colgada” (lento paso del agua entre estratos) o inversamente por capilaridad desde aguas subsuperficiales que aumentan la solubilidad de elementos cementantes favoreciendo su concentración en una zona determinada. Las capas duras más comunes están conformadas por cementación con hierro, sílice o aluminio en ambientes húmedos, y con calcio o sodio en ambientes secos.

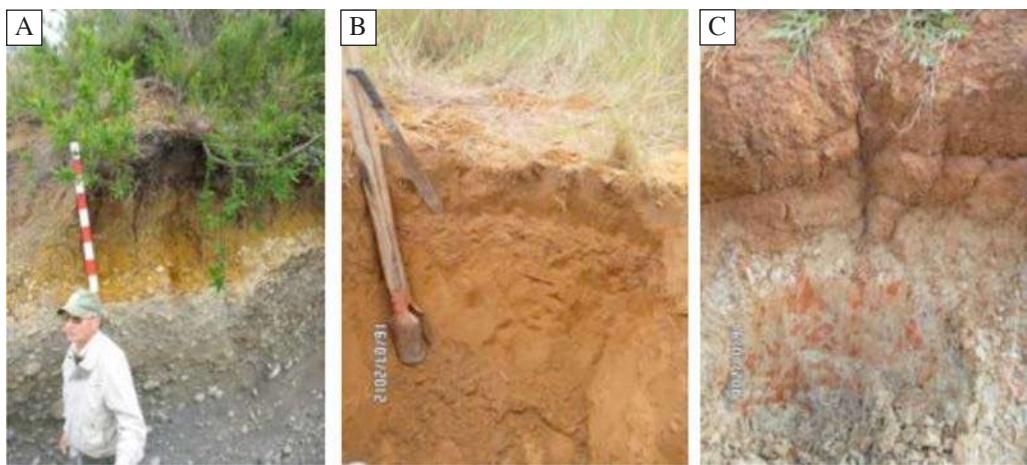


Figura 3.19. (A) Suelos de ñadi con presencia de hardpan de fierrillo (sur de Chile). (B) Suelos con presencia de hardpan entre los 20 a 30 cm de profundidad (Llanos Orientales de Colombia). (C) Suelos Oxisoles con presencia de hardpan limitante desde los 40 cm de profundidad (Puerto Ordaz, Orinoco, Venezuela).

Un caso particular lo componen suelos con presencia de arcillas expandibles (esmeclita, montmorillonita, clorita) o arcillas 2:1, usualmente conocidos como vertisoles, las que representan una seria limitación para el desarrollo de raíces que pueden ser cortadas en períodos de contracción del suelo. Estos suelos son de limitada ocupación por plantaciones manejadas intensivamente, pero pueden ser eventualmente utilizados para el establecimiento de plantaciones de corta rotación (dendroenergéticas) o producción de leña con especies de rápido crecimiento.

Otras limitaciones en plantaciones forestales manejadas intensivamente corresponden a suelos salinos asociados a formaciones geológicas particulares o a ambientes áridos y semiáridos, lo cual requiere una exhaustiva evaluación geológica y climática en cada caso para poder realizar una evaluación particular (Battaglia *et al.* 2002). Enormes dife-

rencias de tolerancia a la salinidad han sido establecidas por varios autores para variadas especies (Benyon *et al.* 2006, Grattan *et al.* 1997, Havlin *et al.* 2013).

Manipulación de factores bióticos e impacto en la productividad del sitio

Grandes avances se han logrado en el desarrollo y crecimiento de plantaciones forestales en las últimas décadas (Albaugh *et al.* 2004b, Allen y Albaugh 1999, Fox *et al.* 2007, Rubilar *et al.* 2013, Rubilar *et al.* 2010, Stape *et al.* 2010, Toro 1995). Estos cambios han sido producto de una serie de mejoras progresivas en el desarrollo del concepto de silvicultura intensiva que han permitido obtener enormes ganancias en productividad. Una aproximación de las ganancias en productividad obtenidas por la aplicación de distintas técnicas silviculturales en un rodal promedio de *Pinus radiata* en Chile se muestra en la Figura 3.20. Las ganancias obtenidas en el tiempo sugieren que la productividad forestal en los últimos 50 años se ha duplicada en Chile, como se ha observado en la mayoría de los países que han desarrollado programas de silvicultura intensiva. Para comprender mejor la estrategia que ha permitido lograr estos aumentos en productividad, se presentan a continuación una síntesis de técnicas silvícolas, aspectos prácticos de su implementación y condiciones críticas para su efectiva acción en capturar la productividad potencial del sitio.

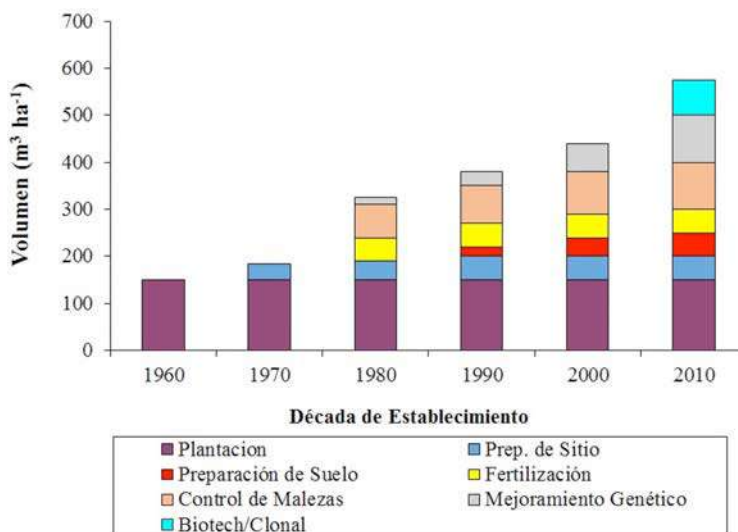


Figura 3.20. Contribución de mejoras silvícolas en la productividad de una plantación para un sitio de productividad promedio de *Pinus radiata* en Chile con rotación de 20 años.

Ganancias de productividad del material genético

Las evaluaciones a partir de ensayos de las ganancias en crecimiento obtenidas por medio de los actuales programas de mejora genética indican cifras del orden del 10 a

20 por ciento de aumento de producción en volumen para material familiar (medios hermanos y hermanos completos) y superiores a 30 por ciento en el caso de material clonal (Bramlett 1997, Carson *et al.* 1999, Lambeth *et al.* 1994, McKeand *et al.* 2006a, McKeand y Allen 1984, McKeand *et al.* 2006b, McKeand *et al.* 2003). Sin embargo, el mayor impacto de los programas de mejoramiento genético ha sido en la obtención de materia prima de alta calidad para procesamiento industrial. Ganancias en la densidad básica y calidad de fibra pulpable, así como también en las características de las trozas para aserrío (e.g. rectitud fustal) han generado grandes aumentos de valor de cada unidad producida (McKeand *et al.* 2006b, Silva *et al.* 1998).

Producción de plantas

Fases claves en el desarrollo inicial de plantaciones forestales manejadas intensivamente corresponden a la adecuada selección del tipo de planta, el proceso de viverización y el transporte acorde a la temporalidad y condiciones del sitio donde se planifica establecer la especie (Da Silva *et al.* 2013, Fernández *et al.* 2007, Knight *et al.* 2001, Landis *et al.* 1989). Diferentes esquemas de viverización (i.e. raíz desnuda y raíz cubierta) para material de semilla o proveniente de estacas, generan diferentes estructuras de sistema radical, masa y succulencia foliar o estatus nutricional. Estas características condicionan la mayor o menor resistencia de las plantas a ataques de plagas e insectos, condiciones de estrés hídrico y daños por heladas o viento. Las características del tipo de suelo inciden en la selección del tipo de planta a producir, considerando en conjunto los métodos de preparación de suelo y plantación. En suelos de baja retención de humedad sujetos a condiciones de estrés hídrico posplantación, es deseable el uso de material vía contenedores. En suelos de mejores propiedades físicas, o en sitios sin restricciones hídricas o de fertilidad, plantas producidas a raíz desnuda o en contenedores son de menor importancia (Lacey y Ryan 2000, McKay y Mason 2001, Perie y Munson 2000).

Sin duda uno de los aspectos más críticos para lograr un buen desarrollo posterior de las plantas possalida del vivero, consiste en minimizar el tiempo de transporte y condiciones de estrés de las plantas antes de ser establecidas.

Manipulación de factores abióticos e impacto en la productividad del sitio

Desde un punto de vista integral, la no realización de un adecuado establecimiento no permite una efectiva materialización de la ganancia genética. A nivel de decisión básica, la inversión en silvicultura o material genético, para un propietario con menores recursos iniciales y considerando la especie adecuada y material genético de calidad media, es priorizar la estrategia silvícola que permite el desarrollo de un rodal productivo comercial. La combinación del mejor material genético con la adecuada estrategia silvícola permitirá maximizar la ganancia genética y obtener la mayor productividad del sitio (Allen *et al.* 2005, Matheson y Cotterill 1990, McKeand *et al.* 2006a, McKeand *et al.* 2006b). La estrategia de establecimiento, en conjunto y acorde a la adecuada selección de especie, tipo de planta y programa de viverización, requiere de técnicas apropiadas de preparación de sitio y manejo de desechos, preparación de suelo, control de vegetación competidora, fertilización inicial y en casos excepcionales, riego. Técnicas de establecimiento adecuadas pueden generar diferencias de crecimiento que permiten reducir la edad de rotación en 2 a 3 años, y exceptuando casos extremos, obtener ga-

nancias entre un 10 a 50 por ciento en volumen a edad de rotación (Adams *et al.* 2003, Albaugh *et al.* 2004a, Allen *et al.* 2005, Ferreira y Stape 2009, Goncalves *et al.* 2008, Rubilar *et al.* 2013, Snowdon y Waring 1984, Stape *et al.* 2010). En casos críticos, una nula o escasa sobrevivencia por problemas de establecimiento puede producir pérdidas del 100 por ciento de las plantas establecidas, con grandes impactos en la productividad final de la plantación.

Preparación de sitio (manejo de residuos, drenaje y otras actividades)

Esta etapa considera la adecuada manipulación de los desechos de la rotación anterior, trabajos de drenaje en sitios con exceso de humedad, preparación de cubiertas de mulch en sitios con restricciones hídricas, y establecimiento de especies fijadoras de nitrógeno en sitios de muy baja fertilidad (Kelting *et al.* 1999, Mason y Milne 1999).

Manejo de residuos: Dependiendo de la fragilidad y fertilidad del sitio, alternativas como la quema de desechos son viables en muchas condiciones sin producir efectos negativos en la capacidad productiva del sitio (Tew *et al.* 1986). Sin embargo, potenciales efectos negativos son altamente dependientes de los niveles de intensidad que alcance la quema (Attiwill y Adams 1993, Kimmins 2004, Vitousek *et al.* 1992). Sitios de menor fertilidad requieren favorecer la mantención e incorporación de la materia orgánica para maximizar la disponibilidad de recursos nutricionales. Variados estudios han demostrado que entre un 5 a 50 por ciento del nitrógeno del sitio puede estar almacenado en los residuos provenientes de la cosecha anterior (Merino *et al.* 2005, Nzila *et al.* 2002, PwC 2013, Rubilar *et al.* 2005).

Las estrategias utilizadas para mantener los residuos en el sitio difieren de gran manera dependiendo del volumen de desechos y de las condiciones de pendiente del sitio (Figura 3.21). Sitios de pendientes superiores a 25 por ciento, con suelos de mayor fragilidad, son tratados usualmente con un ordenamiento de desechos de manera perpendicular a la pendiente dominante. Sitios de menor pendiente presentan diversas alternativas de agrupación de desechos: i) en fajas entre líneas de plantación o ii) fajas en distanciamientos de 15 a 20 m con acumulaciones de 2 a 3 m de ancho. Sin embargo, un alto volumen de desechos puede limitar la operación y efectividad de la preparación de suelo y el adecuado desarrollo del sistema radical de las plantas.

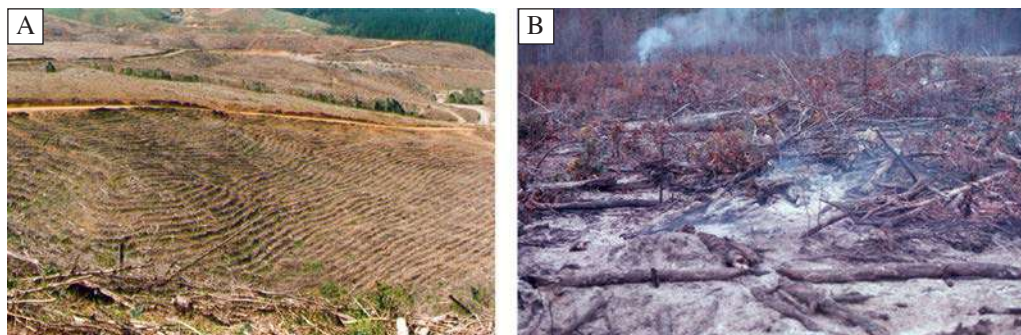


Figura 3.21. (A) Preparación de sitio en fajas en terreno con pendiente. (B) Quema de desechos de cosecha.

Las técnicas más empleadas en Chile corresponden al ordenamiento de los desechos en fajas en sitios con alto volumen de desechos (mayor a 15 t ha⁻¹). Sitios con menor volumen de desechos no demandan realizar trabajos especiales de ordenamiento para mejorar la calidad y rendimiento de la plantación. Los desechos se orientan de manera perpendicular a la pendiente en fajas de menor dimensión (1 a 1,5 m) en pendientes altas (mayor a 40 por ciento) donde el trabajo se realiza manualmente, y en fajas de mayor ancho hasta 15 m en pendientes menores con trabajo mecanizado. En sitios de menor fragilidad la quema controlada es utilizada como estrategia de reducción de desechos (Figura 3.21). Sin embargo, dadas las actuales regulaciones ambientales, la quema de desechos no es considerada una opción extensiva. En suelos de mayor fragilidad, el picado de desechos por medio de trituración mecánica se ha empleado como una alternativa factible (Figura 3.22, A). No obstante, complicaciones mecánicas mayores emergen en sitios con un alto volumen de desechos además de su alto costo, limitando el uso de estas técnicas de mínimo impacto. Actualmente, el uso de altos volúmenes de desechos como material energético ha reducido significativamente las necesidades de ordenamiento de desechos.

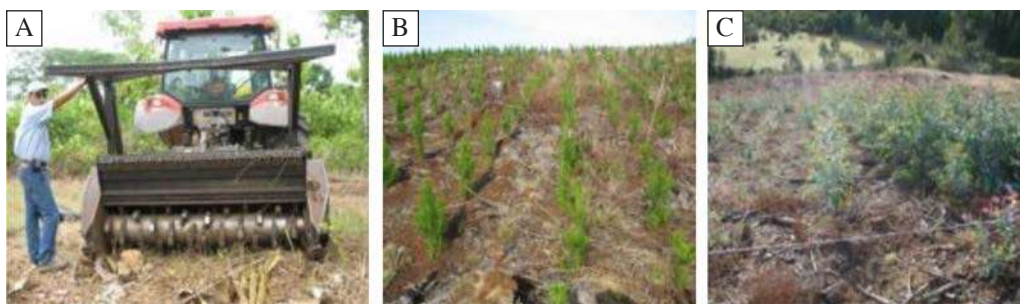


Figura 3.22. (A) Equipo triturador de desechos de cosecha. (B) Efecto de quema en fajas en plantaciones de *Pinus radiata*. (C) Efecto de quema en fajas en plantaciones de *Eucalyptus globulus*.

Drenaje: Obras para mejorar el drenaje del agua en los suelos son imprescindibles en sitios donde la acumulación excesiva, la textura muy fina de los suelos u otras limitaciones generen problemas de aireación radicular. Usualmente sitios críticos presentan largos períodos de anegamiento donde la tabla de agua alcanza niveles superficiales (< a 50 cm) y donde se hace necesaria la implementación de canales de drenaje. Los canales de drenaje deben ser diseñados por medio de estudios topográficos detallados, en particular en terrenos planos, si se desea lograr una adecuada evacuación de aguas. Existen varias configuraciones que pueden ser utilizadas para su implementación según sean las condiciones de anegamiento, la textura dominante del suelo y la presencia de capas impermeables. Dentro de los diseños más comunes figura el sistemas de espina de pescado donde drenes menores (40 - 60 cm de profundidad) confluyen en ángulo agudo hacia drenes mayores (100 - 120 cm de profundidad) o superiores según sea el volumen de aguas a evacuar (Figura 3.23). En forma concomitante el drenaje de un área puede conllevar el subsolado (preparación de suelo en profundidad) o la confección de camellones altos (15 a 50 cm) para el establecimiento de la planta a distancia de condiciones de anegamiento.

Serios problemas de supervivencia causantes de grandes pérdidas de área ocupada y volumen a la edad de cosecha pueden ser observados en áreas con limitaciones de drenaje (Thiers *et al.* 2007) (Figuras 3.23 y 3.24). En sitios con alta acumulación de materia orgánica, deformaciones de los árboles inducidas por deficiencias de microelementos pueden ser observados en el tiempo en algunas localidades con limitaciones de drenaje (Figura 3.24).

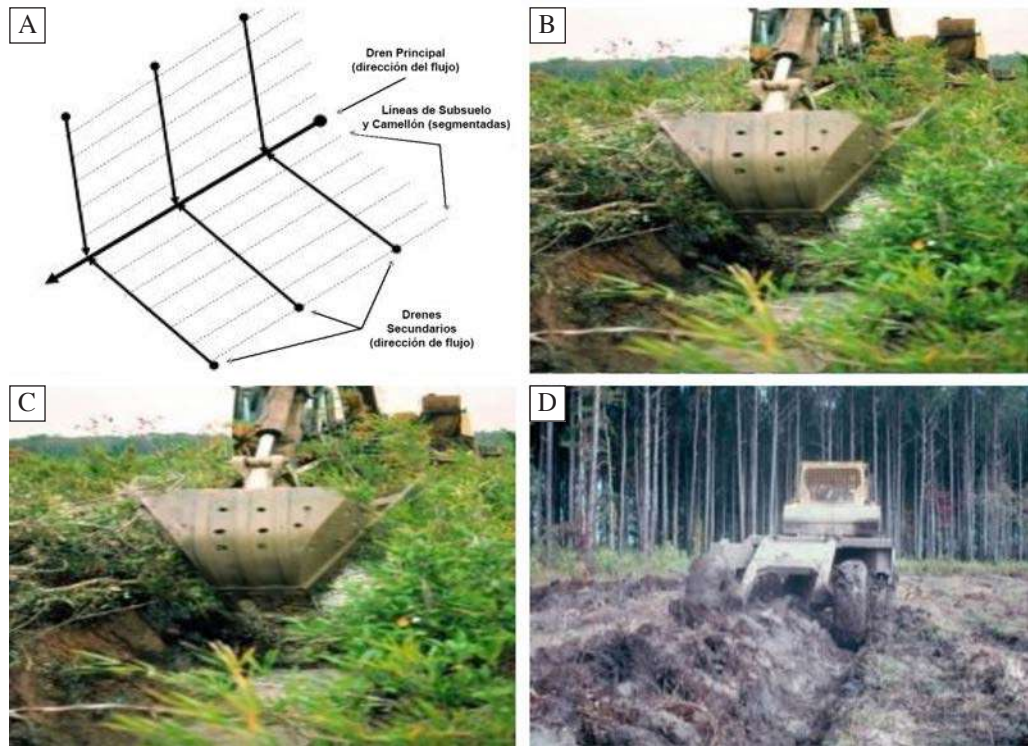


Figura 3.23. (A) Diseño de drenaje en espina de pescado. (B) Maquinaria especializada para limpieza de drenes. (C) Dren principal evacuador de aguas. (D) Equipo para preparación de camellones.

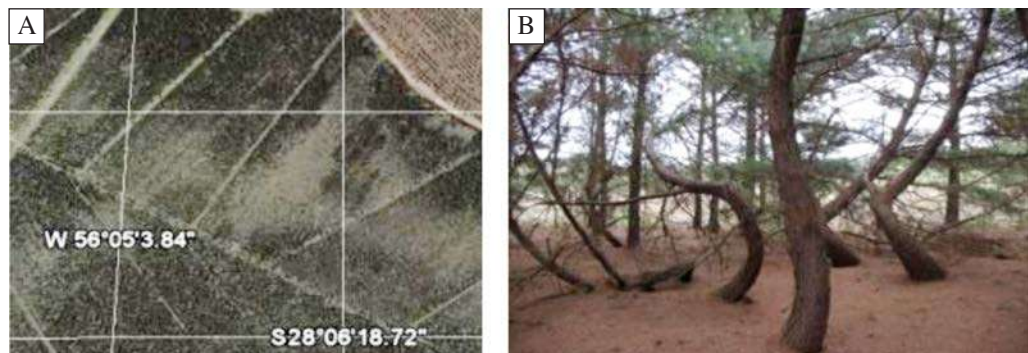


Figura 3.24. (A) Vista aérea con baja supervivencia. (B) Rodales con deficiencias de microelementos.

Preparación de suelo

Los objetivos fundamentales de la preparación de suelo deben estar orientados a resolver limitaciones de resistencia del suelo (mayor a 2 Mpa) y porosidad de aireación (menor a 10 por ciento) del sistema radical (Da Silva *et al.* 2004, Nambiar y Sands 1992, Sands *et al.* 1979, Zou *et al.* 2001, Zou *et al.* 2000), así como resolver problemas de capas duras que limiten la profundización del sistema radical. Las principales técnicas de preparación de suelo utilizadas son:

- a) *Subsolado*, orientado a resolver limitaciones de elevada resistencia del suelo. El subsolado puede ser aplicado con la adición de una aleta de 20 a 30 cm en la zona de ataque del subsolado de manera de mejorar la estructuración en profundidad (Figura 3.25).
- b) *Camellón*, orientado a resolver problemas de establecimiento en suelos con drenaje impedido o condiciones donde imperan bajas temperaturas. Esta técnica de preparación de suelo es también utilizada en suelos de bajo contenido de materia orgánica en profundidad, permitiendo doblar la fertilidad superficial y favoreciendo el establecimiento inicial de las plántulas. Este sistema es ampliamente utilizado en sectores de “tendidos bajos” al noreste de la provincia de Corrientes y sur de Misiones en Argentina (Pezzutti y Caldato 2004).
- c) *Subsolado y Camellón*, esta técnica se utiliza preferentemente en suelos arcillosos con mala estructuración en profundidad con condiciones de drenaje impedido y donde se requiere una rápida reducción del agua que satura el suelo por períodos prolongados. Es común con el subsolado o la formación de camellones, la adición de rastra para reducir la formación de terrones de grandes dimensiones. Técnicas de subsolado con o sin formación de camellones son comúnmente practicadas en Chile en forma extensiva en suelos del Valle Central. En esta área predominan suelos clasificados como Andaquepts o Hydric Dystrandeps conocidos como ñadis, suelos derivados de cenizas volcánicas antiguas o “rojo arcillosos”, o sedimentos volcánicos mezclados con materiales aluviales estratificados y compactados de diversa índole (Besoain 1985, Carrasco 1989). En sitios con altos niveles de compactación se pueden obtener ganancias de 100 a 150 por ciento de crecimiento en volumen donde se presentan estos suelos (Forest Productivity Cooperative 2006, Rubilar *et al.* 2013). En Argentina, ganancias de volumen de 263 por ciento a los 7 años han sido obtenidas en la Provincia de Misiones en suelos con drenaje impedido denominados de “tendido bajo”. En la misma área, ganancias de 22 por ciento a los 4 años han sido obtenidas en suelos arcillosos denominados de “lomas coloradas” (Pezzutti y Caldato 2004).
- d) *Escarificado*, este sistema ha sido exitosamente utilizado en suelos con compactación superficial donde se presenta un mayor nivel de pedregosidad (10 a 30 por ciento) que impide una efectiva preparación, usando pala plantadora. Este sistema ha sido utilizado en suelos donde es deseable doblar el espesor de horizontes superficiales dada la generación de camellones (Johansson *et al.* 2007). Este sistema ha sido probado con éxito en áreas de menor pendiente de la Cordillera de la Costa en Chile, en áreas donde el material metamórfico no completamente meteorizado aún se encuentra en superficie (Rubilar *et al.* 2008).
- e) *Máquina plantadora*, apropiada para suelos con compactación superficial en suelos no arcillosos, donde un sistema de arado prepara los primeros 30 cm superficiales,

además de combinar plantación y eventualmente fertilización en profundidad. En sitios de menor pendiente, en áreas de la Cordillera de la Costa y de los Andes en Chile, se establecen plantaciones con máquinas plantadoras o sistemas de arado de disco simple, en suelos de menor pendiente y con compactación superficial. El uso de máquina plantadora es común en sitios de topografía ondulada con suelos no arcillosos y donde la compactación superficial es menor.

- f) *Pala plantadora*, es una alternativa apropiada para condiciones de compactación superficial, especialmente en la modalidad denominada “pala neozelandesa”, donde el largo de la espada es de 30 cm. Las principales alternativas de preparación de suelo con pala consisten en casillas de 15 x 15 x 30 cm (sistema de 1 T) y casillas de 30 x 30 x 30 cm (sistema de 2 T). En Chile, en una vasta superficie de la Cordillera de la Costa y Cordillera de los Andes con pendientes superiores a 40 por ciento, donde no es factible el ingreso de maquinaria, las plantaciones son establecidas por medio de “pala neozelandesa”. En Argentina, al igual que en Chile, es común el cultivo de 1T sobre líneas de preparación de suelo mecanizada (Pezzutti y Caldato 2004).
- g) *Barra plantadora*, es una herramienta propicia para suelos de alta friabilidad donde no existen riesgos de compactación previa y/o natural del suelo. Esta herramienta no es comúnmente utilizada en Chile o Argentina, dados las comprobadas ventajas de un mejor establecimiento por medio de pala plantadora o neozelandesa; sin embargo, suelos francos y de baja resistencia permiten que esta herramienta sea implementada sin afectar el desarrollo del sistema radicular.
- h) *Pottiputki*, es una herramienta que ha ganado en popularidad en los últimos años dada su rapidez en establecimiento de plantas producidas en contenedores, a pesar de que su uso no ha sido el ideal en muchas situaciones. Esta herramienta está diseñada para trabajar pospreparación del terreno en suelos de texturas francas u orgánicas con altos niveles de porosidad y baja densidad aparente (menor a $1,0 \text{ g cm}^{-3}$). Su uso en suelos arcillosos con baja porosidad produce compactación alrededor de la planta limitando su crecimiento.

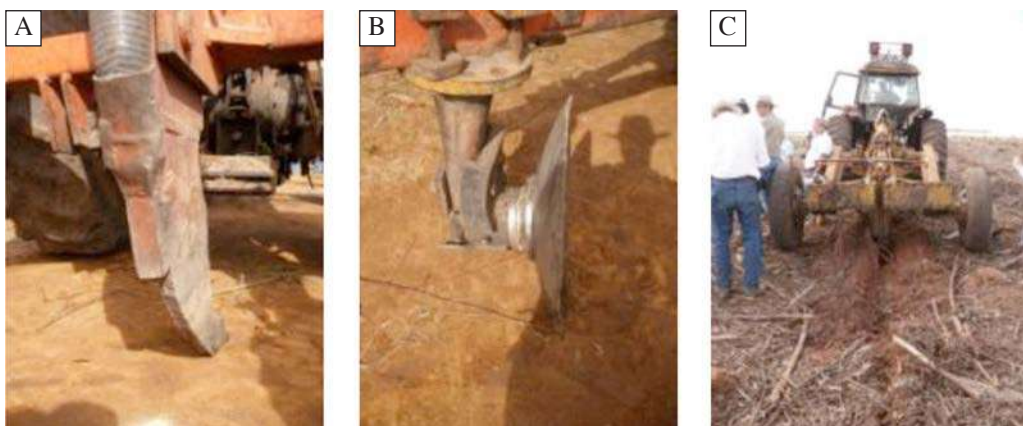


Figura 3.25. (A) Equipo subsolador de 80 cm de profundidad. (B) Discos de camellonado y/o rastraje. (C) Equipo tractor para preparación de suelo.

La importancia de una buena preparación de suelo y su retorno económico debe ser considerada en conjunto con las tasas de crecimiento diferencial a alcanzar en las condiciones de sitio. Respuestas en sobrevivencia y uniformidad del rodal son de gran impacto incluso cuando no existen respuestas en crecimiento (Binkley *et al.* 2010, Carlson *et al.* 2006, Goncalves *et al.* 2008) (Figura 3.26). Significativas reducciones en los costos de plantación son esenciales en la evaluación económica de las respuestas a la preparación de sitio. Otros efectos a considerar en la adecuada preparación de suelo son aspectos de limitaciones por drenaje, heladas y vientos (Cendoya y Muñoz 2002, Geldres *et al.* 2006). Una intensiva mineralización de la materia orgánica pospreparación de suelo puede aumentar temporalmente la disponibilidad nutricional, pero no aumentar realmente la capacidad productiva del sitio.



Figura 3.26. (A) Calidad de preparación de suelo. Preparación de suelo donde se observa mezcla de suelo con residuos causando problemas de plantación. (B) Exceso de preparación de suelo superficial afectando su estructura y estabilidad de la planta. (C) Preparación de suelo con discos superficiales y mullimiento adecuado del suelo para plantación.

Control de malezas temprano

Una de las técnicas silvícolas de mayor importancia en el manejo intensivo de plantaciones forestales es la reducción del impacto por recursos del sitio generado por la vegetación competidora (Adams *et al.* 2003, Albaugh *et al.* 2004b, Goncalves *et al.* 2008, Nilsson y Allen 2003, Richardson 1993, Rubilar *et al.* 2008). El control de competencia en muchas situaciones puede definir la rentabilidad económica de una plantación al afectar tanto la sobrevivencia como el crecimiento de la plantación (Mason y Milne 1999, Richardson 1993). La magnitud de respuesta o ganancia económica del control de malezas está modulada por las características del sitio y de las especies competidoras principales (Dougherty y Gresham 1988, Kirongo *et al.* 2002). Sitios con una alta disponibilidad de recursos hídricos, en que no existen grandes limitaciones nutricionales, generan una menor respuesta en crecimiento comparada a la respuesta encontrada en sitios con limitaciones de recursos (Mason y Milne 1999, Nambiar y Sands 1993, Rubilar *et al.* 2013). Del mismo modo la permanencia de dicha respuesta en el tiempo a la edad de rotación, es decir, si la respuesta al control de maleza se expresa como una respuesta tipo A, B o C (Albaugh *et al.* 2004b, Allen y Albaugh 1999, Snowdon y Waring 1984) depende del tipo de limitación existente en el sitio. Respuestas a la remoción de compe-

tencia en sitios donde la principal limitación es nutricional, no serán de larga duración y las respuestas esperadas pueden ser decrecientes (tipo B o C). En sitios con limitaciones hídricas, las respuestas iniciales obtenidas se mantendrán en el tiempo, dependiendo del nivel de restricción de este recurso en el sitio. En algunos casos estas respuestas pueden llegar a ser no rentables a la edad de rotación (tipo C). El tipo de respuesta también puede depender del tipo de vegetación competidora presente. Una clara diferenciación existe entre pastos, arbustos o especies latifoliadas y las limitaciones por luz, agua y nutrientes. En cualquier caso, la mantención de un adecuado control de malezas en los primeros años de desarrollo permite la captura del potencial natural del sitio por parte de la plantación y su posterior desarrollo libre de mayores interferencias (Albaugh *et al.* 2004a, Rubilar *et al.* 2013, Rubilar *et al.* 2010).

En cuanto a la mejor estrategia de control de especies competidoras, considerando intensidad y duración, presenta alta especificidad (Álvarez *et al.* 2004). En el caso de especies del género *Eucalyptus* o material genético del género *Pinus* con altas tasas de crecimiento, se requiere de un intensivo control de malezas que acompañe hasta el cierre de copas del cultivo, dada la alta demanda de recursos (Dinardo *et al.* 1998, Pezzutti y Caldato 2004). Sin embargo, para especies del género *Pinus*, se ha observado una mayor gama de situaciones dada su menor demanda y mayor tolerancia a condiciones de competencia (Pezzutti y Caldato 2004, Rubilar *et al.* 2008). En muchos casos la respuesta al control de competencia está altamente condicionada por las restricciones hídricas existentes en el sitio y las propiedades físicas del suelo (Rubilar *et al.* 2013, Sands y Nambiar 1984, Toro *et al.* 1998, Woods *et al.* 1992) (Figura 3.27).

En Chile, controles de malezas en fajas de 1,5 m de ancho, durante los primeros 2 a 3 años, son comúnmente practicados al establecer *Pinus radiata* y *Eucalyptus* (Álvarez *et al.* 2004, Kogan *et al.* 2002). Respuestas tempranas de 100 por ciento a 200 por ciento en volumen o más en crecimiento son obtenidas en sitios con más de 5 meses sin precipitación, en suelos con baja retención de humedad (menor a 10 por ciento) y con alta demanda atmosférica; sin embargo, estas respuestas se reducen en magnitud en el tiempo (Adams *et al.* 2003, Mason y Milne 1999, Nambiar 1995, Nilsson y Allen 2003).

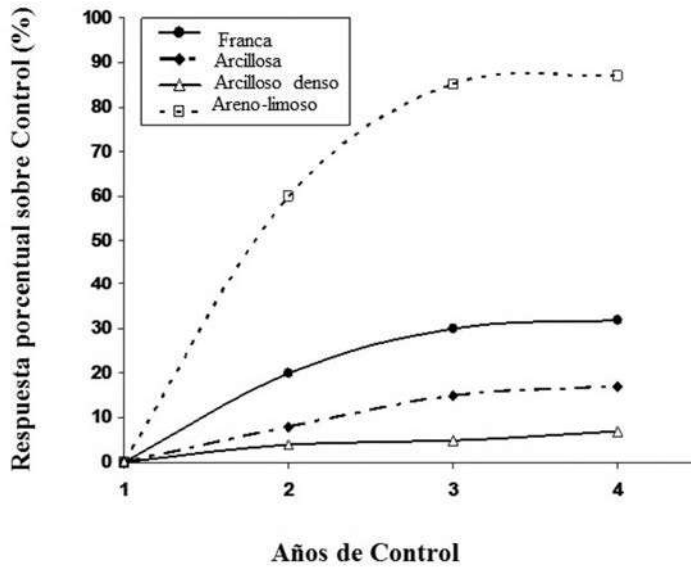


Figura 3.27. Respuesta porcentual a la duración de control de malezas para *Pinus radiata* según tipo de suelo.

Fuente: Adaptado de Toro *et al.* (1998).

Respecto a la geometría (taza, banda, total) y duración (0, 1 y 2 años) del control de malezas, Álvarez *et al.* (2004) determinaron en plantaciones de *Pinus radiata* evaluadas durante 6 años desde el establecimiento y para distintos sitios, que los mejores resultados biológicos se obtuvieron por medio de control de malezas total durante los primeros dos años (Figura 3.28). Sin embargo, la aplicación de control de malezas en banda permite obtener las mejores respuestas al menor costo. Resultados similares han sido obtenidos en Australia, Nueva Zelandia (Mason y Milne 1999, Richardson 1993) y Estados Unidos (Glover *et al.* 1989, Zutter *et al.* 1997). Similares respuestas, pero de mayor magnitud al control de malezas, son comúnmente observadas en plantaciones de *Eucalyptus sp.* (Adams *et al.* 2003, Aparicio *et al.* 2010, Dinardo *et al.* 1998, Goncalves *et al.* 2008).



Figura 3.28. (A) Respuesta al tercer año de control de malezas total en *Pinus radiata* para sitios costeros de la Región del Biobío. (B) Control de malezas de largo plazo en plantaciones de *P. taeda* en Florida, EE.UU.

En el caso de establecimiento de *Pinus taeda* y *Pinus elliottii* en Argentina, controles de malezas en fajas de 1,5 a 2 m de ancho durante el primer año de la plantación permiten obtener respuestas de 85 por ciento en volumen acumulado a los 4 años de edad (Pezzutti y Caldato 2004). Tanto en Chile como en Argentina, ganancias superiores a 100 por ciento en volumen a media rotación han sido obtenidas con mayor intensidad y duración de control de malezas para material genético de alto rendimiento (Forest Productivity Cooperative 2006, Pezzutti y Caldato 2004, Rubilar 2007) (Figura 3.29).

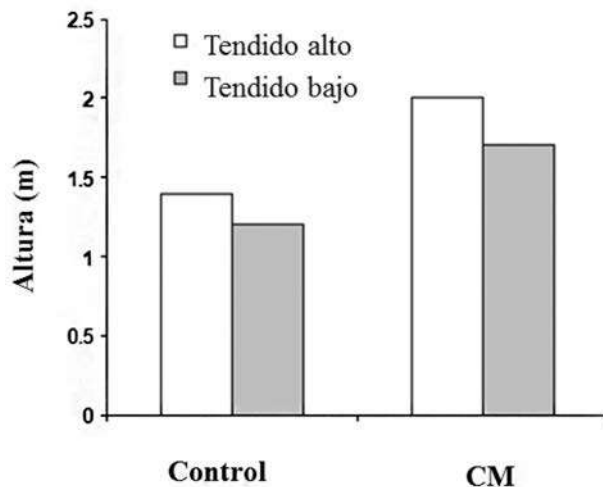


Figura 3.29. Respuesta de *Pinus taeda* al control de malezas en sitios de tendido bajo y tendido alto y a la combinación de preparación de suelo, control de malezas y fertilización a los 3 años de edad (derecha).

Fuente: Forest Productivity Cooperative (2006), Rubilar (2007).

Fertilización

El uso de fertilizantes ha demostrado ser una actividad silvícola que permite aumentar la productividad de plantaciones forestales manejadas intensivamente. Las instancias que permiten lograr un aumento de productividad pueden diferenciarse acorde a la necesidad o estrategia de fertilización que sea planificada.

Al establecimiento de plantaciones es posible considerar si la adición de nutrientes está orientada a resolver una deficiencia específica de las condiciones particulares del suelo que limitan la disponibilidad de uno o más elementos de manera crítica, o simplemente a apoyar el establecimiento y desarrollo de la plantación.

Una **fertilización correctiva** es aplicada cuando existe una baja disponibilidad natural del material parental, alta fijación de los minerales secundarios, suelos erosionados y/o empobrecidos, u otras condiciones que limiten seriamente la disponibilidad de uno o más elementos. La fertilización correctiva está basada en la adición de nutrientes que permiten un adecuado establecimiento y desarrollo de la plantación para evitar condiciones de deficiencia o reducciones importantes de crecimiento futuro. Este tipo de fertilización por lo general aplica en el caso de fertilizaciones fosforadas en suelos empobrecidos y/o con serias condiciones de fijación (e.g. Ultisoles en la Planicie Costera de EE.UU. u Oxisoles en Brasil), boro (e.g. Ultisoles derivados de material granítico en Chile) u otros microelementos. En muchos casos la respuesta puede duplicar el crecimiento de la plantación sin fertilización y la corrección del elemento limitante suele ser de alta efectividad. En Chile respuestas de 100 por ciento o más a la fertilización correctiva con 2 a 3 g de boro por planta al establecimiento, se han reportado ampliamente (Gerding y Schlatter 1995, Schlatter y Gerding 1985, Tollenar 1969, Toro 1995, Toro y Gessel 1999). Las mayores deficiencias están asociadas a suelos de origen granítico, metamórfico y de cenizas volcánicas antiguas, por su bajo contenido de boro. Dada la movilidad de este elemento por flujo de masas, sus limitaciones se intensifican en años secos (Schlatter y Gerding 1985, Toro 1995). Similares tipos de respuestas a la fertilización fosforada han sido observadas en Brasil para *Eucalyptus urograndis* y en EE.UU. para *Pinus taeda*. En estos casos las respuestas observadas en el tiempo corresponden a denominadas respuestas de tipo I (Snowdon 2002, Snowdon y Waring 1984) o de tipo A (Albaugh *et al.* 2004a, Allen *et al.* 2005) que permiten respuestas sostenidas en las tasas de crecimiento anual de la plantación y generalmente no están asociadas a otros nutrientes distintos de nitrógeno.

Una **fertilización de apoyo** es aquella que permita a la planta recién establecida contar con una mayor disponibilidad de nutrientes y que favorezca el desarrollo posestablecimiento de la plantación, una reducción del tiempo para lograr el cierre de copas, y lograr una captura rápida de los factores de crecimiento del sitio que reduzca posibles interferencias de especies competidoras. Esta fertilización, de no ser aplicada, no limitará seriamente el desarrollo de la plantación, pero podría reducir el crecimiento potencial para el sitio o prolongar la rotación de manera significativa. En muchos casos, esta fertilización generará ganancias de crecimiento que no superarán el 30 por ciento de incremento en volumen o reducir la edad de rotación en 1 a 2 años según el grado de respuesta sitio-específico. En estos casos las respuestas observadas en el tiempo corres-

ponden a denominadas respuestas de tipo II (Snowdon 2002) o de tipo B o C (Allen *et al.* 2005). Las respuestas de tipo B y C conllevan respuestas iniciales a la fertilización en tasas de crecimiento, pero éstas decrecen en el tiempo. Sin embargo, en una respuesta tipo B o tipo II, la respuesta lograda se mantiene constante hasta la edad de rotación. En la respuesta tipo C, la respuesta inicial decrece continuamente hasta decaer bajo el tratamiento no fertilizado. Las posibles condiciones en que se presentan estas respuestas corresponden al caso de adiciones de fertilización nitrogenada con respuestas ‘transientes’, otros elementos que presentan niveles moderados de disponibilidad, o casos en que las adiciones de nutrientes no son suficientes para lograr respuestas de mayor dimensión.

En el caso de nitrógeno, en Chile existen pocas evidencias de respuestas a fertilización nitrogenada al establecimiento de *Pinus radiata* (Álvarez *et al.* 1999, Rubilar *et al.* 2013); sin embargo, es común observar un mayor crecimiento y homogeneidad de la plantación al primer año de crecimiento en suelos erosionados de primera rotación. Según Álvarez *et al.* (1999) en suelos Andisoles se obtienen respuestas de 20 por ciento a la fertilización con 20 g de N por planta al segundo año posestablecimiento. En el caso de *Eucalyptus sp.*, mezclas sitio-específicas varían considerablemente desde 70 a 350 g con N, P, K y B, en combinaciones de uno o más elementos desde la VI a la X Región (Toro 1995). Dosis de entre 50 a 100 g de N y 25 a 100 g de P por planta al establecimiento, han presentado respuestas entre un 30 a 50 por ciento de crecimiento (Bonomelli y Suárez 2000, Suárez 1999, Toro 1995). Experiencias realizadas en Chile por Forestal Colcura y Forestal Arauco en la aplicación de fertilizantes líquidos en casilla en plantaciones de *Eucalyptus globulus*, junto con fertilización sólida, indican respuestas de 1 a 3 m de altura adicionales a los cuatro años de establecida la plantación (Fuentes y Rebolledo 1999). Bonomelli y Suárez (2000), en experimentos aplicando 50 g de N, 22 g de P, 42 g de K, 24 g de S, 12 g de Mg y 3,3 g de B por planta al establecimiento, reportaron ganancias de 33 - 57 por ciento en biomasa total a los 3 años para *E. globulus* en Valle Central y Costa, y de 33 por ciento para *E. nitens* en Precordillera Andina a la misma edad. Estas magnitudes de respuesta al establecimiento son coincidentes con investigaciones efectuadas en otros países para *Eucalyptus sp.* (Araujo *et al.* 1989, Cromer *et al.* 1993, Cromer y Jarvis 1989, Cromer *et al.* 1975, Pereira y Pereira 1989).

La **fertilización posestablecimiento** (antes del cierre de copas) tiene como objetivo acelerar el desarrollo en área foliar de la plantación para lograr un pronto cierre de copas, logrando capturar la mayor parte de los recursos existentes de luz, agua y nutrientes del sitio. No hay evidencia de estudios operacionales que reporten la respuesta de una fertilización posestablecimiento; sin embargo, según estudios científicos en sitios en donde se ha comprobado la existencia de limitaciones nutricionales, no necesariamente expresadas como deficiencias evidentes, pero que impiden alcanzar máximos niveles de área foliar (por ende de captura lumínica), las respuestas a esta fertilización pueden ser de gran magnitud, en especial cuando además permite reducir la posible interferencia de especies competidoras. Varios experimentos controlados han mostrado respuestas positivas para *Pinus radiata*, *P. taeda*, *Picea abies* y *Eucalyptus globulus*, *E. grandis* y *E. urograndis* (Araujo *et al.* 1989, Bergh *et al.* 2005, Gholz *et al.* 1994, Landsberg *et al.* 2001, Linder *et al.* 1987, McMurtrie *et al.* 1990, Stape *et al.* 2010) de 0 por ciento a más del doble de crecimiento acumulado a los 3 a 5 años de evaluada dicha respuesta (Figu-

ras 3.27 y 3.28). Respuestas menores en estas condiciones han sido observadas cuando limitaciones hídricas impiden la construcción, expansión o permanencia prolongada del área foliar en la planta, o del mismo modo períodos prolongados de cierre estomático que limitan la captura de CO₂.

La **fertilización de media rotación** considera la cantidad de nutrientes requerida para lograr óptimas o máximas tasas de desarrollo en distintas etapas de crecimiento de la planta. De esta manera es necesario que el silvicultor sea capaz de identificar claramente las limitaciones impuestas por otras variables que definen el potencial del sitio (e.g. disponibilidad hídrica, limitaciones de temperatura, entre otras, ya discutidas). A partir de esta base, la máxima tasa de área foliar para un sitio determinado puede ser aumentada a media rotación por medio de la adición de nutrientes y obtener ganancias importantes de crecimiento en diámetro, en particular cuando los niveles de área foliar son menores a los de óptima captura lumínica. Al respecto, la ley de Beer-Lamberts sugiere que índices de área foliar menores a 3 m² m⁻² pueden ser considerados como una subutilización del sitio en estadios intermedios del rodal, cuando éste debería alcanzar su máxima área foliar. Una particularidad sobre la respuesta a la fertilización a media rotación es la combinación de esta técnica silvicultural con raleo (**fertilización a media rotación con raleo**). En condiciones de raleo, la fertilización puede permitir la expansión de la masa foliar para captura lumínica de los árboles removidos y el mayor crecimiento de los individuos remanentes en un corto plazo; respuestas que pueden ser capitalizadas hasta la rotación final. Ganancias de la fertilización a media rotación han sido reportadas entre 10 a 50 m³ ha⁻¹ para *Pinus sp.* (Albaugh *et al.* 2007, Albaugh *et al.* 2003, Allen *et al.* 2005, Carlyle 1998, Fox *et al.* 2007, Hynynen *et al.* 1998) después de 5 años y de hasta 200 m³ ha⁻¹ para *Eucalyptus grandis* a los 4 años posfertilización (Forest Productivity Cooperative 2006). Es de considerar que estas respuestas también pueden ser transitorias y perderse en el tiempo (Tipo C) si esta no es estratégicamente capturada por medio de cosechas tempranas. Esto puede representar una limitante si es que estratégicamente se extiende la edad de rotación y cosecha final de un rodal.

Un aspecto de mayor complejidad en la certeza de respuesta a la fertilización lo constituye la dinámica de disponibilidad de nutrientes que se establece en rodales de media rotación. En estas condiciones procesos de mineralización e inmovilización del piso forestal pueden favorecer o desfavorecer una posible respuesta de magnitud comercialmente significativa. Estos procesos son afectados por condiciones de humedad y temperatura subyacentes que se establecen en directa relación con el tipo de suelo. Igualmente, condiciones ambientales de precipitación, temperatura del aire y humedad relativa pueden favorecer procesos de volatilización y lixiviación, causando pérdidas importantes de los nutrientes adicionados (Figura 3.30).

Cualquiera sea el escenario de potencial aplicación de fertilización en plantaciones de crecimiento rápido, una de las principales preguntas es respecto a la efectividad de la misma. Una manera simple de responder a esta pregunta es determinar los aspectos críticos del sitio que controlan la disponibilidad de nutrientes. Sin embargo, como se ha mencionado, es determinante conocer el nivel de área foliar máximo que puede sostener una plantación forestal para maximizar su productividad a una edad determinada y el

nivel de uso de nutrientes asociado para sostener la misma y el crecimiento del rodal. Desafortunadamente, uno de los principales vacíos en investigación forestal es la cuantificación de la cantidad de nutrientes requeridos (N, P, Ca, K, entre otros) para producir 1 m³ de madera por superficie de terreno (e.g. hectárea). Esta información de demanda nutricional, ampliamente tabulada para cultivos agrícolas, es muy limitada en el área forestal y usualmente, por desconocimiento, se asocia de manera equivocada con las tasas de acumulación de nutrientes del rodal en su biomasa.

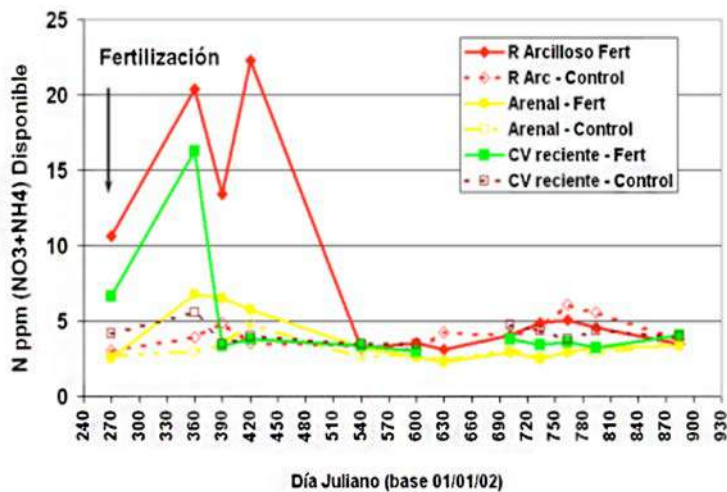


Figura 3.30. Efecto de la fertilización en la disponibilidad de nutrientes del suelo en sitios de arenas, cenizas volcánicas recientes y cenizas volcánicas antiguas (rojos arcillosos).

Las deficiencias de elementos nutricionales en sitios forestales están altamente relacionadas al uso anterior del terreno. Suelos altamente erosionados o abandonados debido a un intensivo uso anterior agrícola, en muchos casos presentan buenas respuestas a la fertilización. Las actuales tendencias en los programas de fertilización al establecimiento, son implementarlas mediante un esquema de manejo nutricional específico al sitio, que considera tanto variables del potencial de crecimiento de un genotipo en un sitio determinado (disponibilidad de agua y nutrientes), y las propiedades físicas y químicas específicas del suelo. Es obvio que un adecuado control de malezas es la herramienta determinante para el aumento de productividad posfertilización para especies de crecimiento rápido, en especial cuando las especies competidoras ocupan el mismo nicho físico y temporal de recursos que la especie objetivo.

En sitios con presencia de heladas se han reportado efectos negativos de la fertilización, dado que ésta favorece el estado de succulencia y la susceptibilidad de los tejidos de especies con crecimiento acelerado (Geldres *et al.* 2006). Existen evidencias contrastantes de esta respuesta por variados autores, donde la fertilización también puede favorecer condiciones de rusticidad (Close y Beadle 2003, Floistad y Kohmann 2004, Oliet *et al.* 2013, Villar-Salvador *et al.* 2013). Es posible que estas diferencias se deban al tipo de

nutriente que favorezca condiciones de succulencia, a la tasa y/o temporalidad específica de aplicación del mismo (e.g. nitrógeno), o al balance de la dosis de fertilización.

Aplicación de fertilizantes

La aplicación de fertilizantes debe considerar principalmente: a) la oportunidad de captura para la plantación, la cual debe favorecer la solubilización y la absorción del fertilizante por parte de la planta objetivo; b) la solubilidad y movilidad de los fertilizantes y la textura del suelo, que puedan favorecer una movilidad muy alta y conllevar pérdidas por lixiviación o saturar la zona de enraizamiento y producir problemas de toxicidad; c) la capacidad de fijación del suelo (especialmente en el caso de P y K); d) la efectividad del control de malezas y e) la toxicidad del elemento aplicado. Al respecto se puede diferenciar:

Aplicación superficial localizada, la cual puede ser realizada en un anillo entre 15 a 30 cm del cuello de la planta o en bandas paralelas a distancias similares (al establecimiento) o coincidentes con el área proyectada por la copa de la planta (en etapas superiores antes del cierre de copas (Figura 3.31). Este tipo de aplicación debe considerar un excelente control de malezas en la plantación para evitar que el fertilizante adicionado en superficie sea fácilmente capturado por las malezas. Es importante considerar también texturas medias a gruesas, o suelos de alta macroporosidad, que favorezcan la alta movilidad y posible toxicidad de algunos nutrientes (e.g. B, NO_3^-) que puedan concentrarse en las cercanías del sistema radicular y causar daños o mortalidad si estas formas nutricionales son aplicadas en dosis medias a altas. Esta aplicación es recomendable para fertilización fosforada o potásica que puede presentar mayor fijación en horizontes arcillosos profundos. En el caso de nitrógeno, una fertilización superficial puede presentar pérdidas por volatilización según sean las condiciones climáticas imperantes posaplicación.

Aplicación en hoyo o en profundidad, las cuales usualmente localizan el fertilizante a una distancia del cuello de la planta similar a la de aplicaciones superficiales, pero entre 5 a 30 cm de profundidad. Este tipo de aplicación usualmente es considerada cuando no es posible asegurar un eficiente control de malezas en el sitio o se desea reducir pérdidas por volatilización o desplazamiento del fertilizante por escurrimiento superficial en suelos de texturas finas, en pendiente. Una variante de esta fertilización es la incorporación del fertilizante en la línea de plantación, por medio de un sistema de descarga automatizado conjunto a la preparación de suelo. Este sistema es ampliamente usado en Brasil al establecimiento, dadas las condiciones topográficas favorables para la combinación de técnicas de establecimiento intensivo.

Aplicación al voleo semilocalizada, esta técnica consiste en aplicar los fertilizantes ya sea alrededor de la planta considerando cubrir el área de proyección de la copa, o más frecuentemente es aplicada sobre la hilera de plantación en la faja de control de malezas o el camellón o línea de preparación de suelo, que cuenta con condiciones libres de malezas y con mayor desarrollo de raíces favorecido por el mullimiento del suelo. Mayores precauciones deben ser consideradas en esta aplicación respecto a la movilidad de los nutrientes que puedan concentrarse en el sistema radical. Al mismo tiempo, una dosis

apropiada con los elementos adecuados a las condiciones de suelo-sitio es favorecida por el mullimiento que favorece el crecimiento radical y la absorción del fertilizante. Dado que el fertilizante es distribuido en una superficie mayor, esta técnica no es usualmente recomendada para nutrientes que puedan presentar altas tasas de fijación en el suelo superficial.

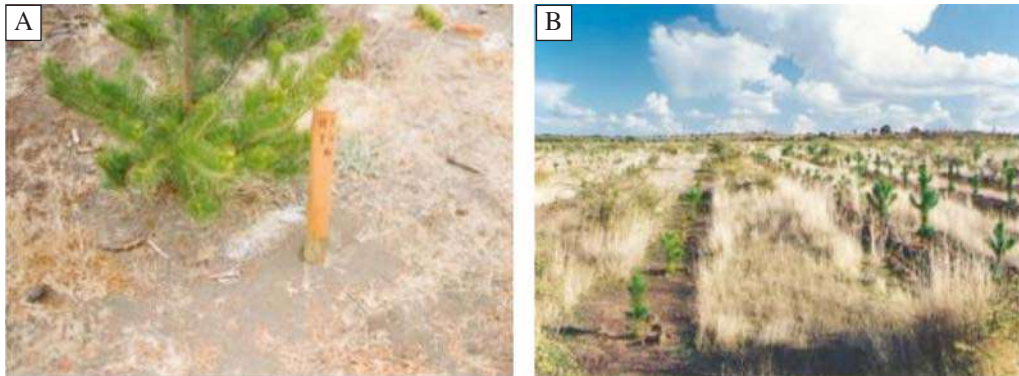


Figura 3.31. (A) Aplicación superficial localizada en bandas. (B) Aplicación al voleo en la hilera de plantación.

Aplicación al voleo no-localizada, esta técnica consiste en aplicar los fertilizantes distribuidos en forma superficial pero considerando el área completa que ocupa el rodal o entre los árboles con distribución homogénea. Esta aplicación es la más eficiente para rodales cercanos o posteriores al cierre de copas y considera que en esta etapa del rodal la distribución de raíces presenta una ocupación completa del rodal. Existen muchas posibilidades de mecanizar esta aplicación con sistemas de tractor y distribuidores (trompos) o inclusive aplicaciones aéreas (helicóptero o avión). Es, sin embargo, crucial lograr una condición de homogeneidad en la distribución de los fertilizantes.

Productividad sostenida y sustentabilidad de plantaciones

Existen serios desafíos en términos de mantener la productividad de plantaciones de rápido crecimiento bajo un manejo intensivo de las mismas. Nuevas demandas del mercado, en base a criterios de certificación, han permitido lograr importantes avances en la atención dada por empresas y consultoras forestales en temas de sustentabilidad y monitoreo de una productividad sostenida en el tiempo, la cual debe considerar posibles cambios climáticos de difícil predicción al hacer comparaciones entre rotaciones sucesivas (Aber *et al.* 1995, Burger y Kelting 1999, Cannell 1999, Larsen 1995, McMurtrie y Dewar 1997, McNulty y Aber 2001). De esta manera índices que comparen cambios en las variables de suelo parecen ser más robustos al interpretar futuros cambios en la sustentabilidad del sitio (Boyle y Powers 2001, Burger y Kelting 1999).

Desde esta perspectiva, tres temas tienen mayor relevancia respecto a la sustentabilidad de plantaciones desde el punto de vista de productividad de sitios. Estos corresponden a:

a) *Extracción y balance de nutrientes en plantaciones de crecimiento rápido manejadas intensivamente.* A pesar de la escasa cantidad de estudios, la mayoría de las investigaciones de largo plazo han demostrado que no existen efectos negativos de las plantaciones manejadas intensivamente en términos de un desbalance de nutrientes del sitio por efecto de su exportación en la biomasa acumulada cosechada (Burger 2009, Turner *et al.* 1999). Estudios de largo plazo que han reportado efectos negativos, están asociados a suelos de baja capacidad productiva, con carencias nutricionales específicas y por ende baja disponibilidad de alguno de los elementos removidos, o de escasa capacidad *buffer* de las distintas fases (minerales y orgánicas) que permiten restablecer la fertilidad del sitio (Hopmans y Elms 2009, Laclau *et al.* 2010, Leite *et al.* 2010, McMurtrie y Dewar 1997, Mendham *et al.* 2003, Nambiar 1996, Richter *et al.* 1994).

No deja de ser importante indicar que las plantaciones de crecimiento rápido requieren de un “adecuado monitoreo” en el balance de nutrientes, para los sitios donde son establecidas (Boyle y Powers 2001, Burger y Kelting 1999, Turner *et al.* 1999). Esta información debería ser un requisito fundamental para establecer un estándar de certificación ambiental en el desarrollo futuro del manejo de bosques a nivel mundial, y de esta manera asegurar su productividad sostenida para la sociedad. Sin duda, considerando la escasa información existente en estudios de largo plazo, la exigencia de este estándar debiera estar enfatizada en el caso de especies de corta rotación (menor a 15 años) con altas tasas de crecimiento (mayor a $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y en especial en suelos de mediana a baja fertilidad.

b) *Efectos de la cosecha forestal en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos.* Los principales efectos negativos de la cosecha forestal en las propiedades físicas del sitio se producen usualmente por daños de madereo cuando la maquinaria es ocupada en períodos de operación inapropiados a las condiciones texturales y de resistencia de los suelos. Suelos de texturas finas presentan serios problemas de pudelado (destrucción de la estructura del suelo) cuando la maquinaria opera en condiciones de alta humedad y saturación de agua de su espacio poroso (Da Silva *et al.* 2008, Johnson *et al.* 2002, Kelting *et al.* 1999). Los efectos son de largo plazo y conllevan reducciones de las tasas de infiltración y de desarrollo radicular (Figura 3.32, A). Suelos de texturas medias y finas también pueden presentar serios problemas de compactación y deformación (Figura 3.32, B) cuando presentan altos niveles de porosidad y son trabajados en condiciones de alta humedad, causando mezcla de horizontes con efectos en el largo plazo en compactación profunda o pérdida de continuidad del horizonte superficial, usualmente de mayor fertilidad (Binkley y Brown 1993, Lacey y Ryan 2000, Laffan *et al.* 2001).



Figura 3.32. (A) Encostramiento del suelo superficial por efecto de la erosión y pudelado del suelo. (B) Compactación y pudelado del suelo. (C) Compactación superficial del suelo.

Suelos de texturas finas a medias deben ser priorizados en períodos de baja precipitación u operados posremoción del agua gravitacional, a efecto de reducir problemas de largo plazo. La operación de maquinaria en condiciones de no saturación de los suelos genera problemas de compactación (Figura 3.32, C). En estas condiciones son sólo los suelos de texturas muy finas los que pueden presentar problemas de corto o mediano plazo, pero estos problemas pueden ser recuperados naturalmente, o corregidos efectivamente vía preparación de suelo.

Suelos de texturas gruesas presentan las mejores condiciones de resistencia a la compactación bajo condiciones de alta humedad y por ende son suelos ideales para cosecha en períodos de lluvia. No obstante, suelos de arenas finas pueden presentar niveles de compactación importante que pueden limitar el crecimiento de raíces (Lacey y Ryan 2000). En suelos de texturas gruesas, también pueden ocurrir pérdidas de estructura; sin embargo, su efecto en la productividad del sitio no ha sido suficientemente estudiado.

A pesar de que los sistemas de torres supuestamente presentan los menores impactos, la formación de regueros por arrastre de las trozas en pendiente puede provocar serios daños superficiales de compactación, erosión y remoción de nutrientes del horizonte superficial, causando severos impactos en la productividad del sitio (Laffan *et al.* 2001).

Es fundamental que exista un adecuado conocimiento de la capacidad de resiliencia (capacidad de amortiguamiento) de los suelos para realizar una planificación adecuada de la maquinaria a usar, la ventana o período de operación ideal, y las condiciones críticas que puedan limitar la operación inmediata (Boyle y Powers 2001, Burger 2009).

c) Efectos de la preparación de sitio. Los efectos de la preparación del sitio son aún controvertidos para algunos tratamientos silvícolas, dado que son de tipo sitio específico. Sin embargo, existe cierto acuerdo en que aquellas técnicas que pueden reducir los niveles de materia orgánica superficial, particularmente la presente en el suelo mineral o materia orgánica de largo plazo, son perjudiciales desde un punto de vista de produc-

tividad sostenida (Burger y Kelting 1999, Johnson y Curtis 2001, Johnson *et al.* 2002) (Figura 3.33). Las principales técnicas que pueden producir dichos efectos son quemas de alta intensidad que superan temperaturas de 700°C; técnicas de preparación de sitio que remueven los primeros centímetros superficiales del suelo mineral por medio de equipos Bulldozer o equipos más especializados, utilizados con el fin de controlar malezas (“Scalping”) o remover desechos remanentes de cosecha y así facilitar la plantación (Carlson *et al.* 2006, Tew *et al.* 1986, Vitousek *et al.* 1992). Sin embargo, en el caso de alternativas de preparación de suelo, los resultados pueden ser altamente controversiales y las respuestas evidentes sólo en el largo plazo. Sin embargo, los efectos negativos a la preparación de suelo son más predecibles cuando estas técnicas son usadas sin considerar las propiedades físicas de los suelos y su relación con los niveles de precipitación, donde procesos de lixiviación intensiva pueden ser favorecidos.

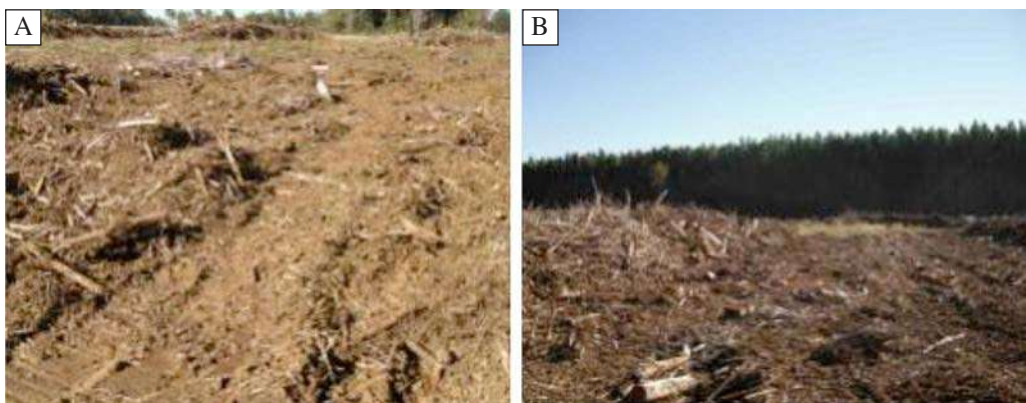


Figura 3.33. (A) Sitio con efectos de compactación y remoción de residuos. (B) Sitios con re-movilización de residuos en fajas.

Referencias

- Abbott I, P Van Heurck, T Burbidge, M Williams. 1993. Damage caused by insects and fungi to eucalypt foliage: Spatial and temporal patterns in Mediterranean forest of Western Australia. *Forest Ecology and Management* 58(1-2): 85-110.
- Aber J, C Goodale, S Ollinger, M Smith, A Magill, M Martin, R Hallett, J Stoddard. 2003. Is nitrogen deposition altering the nitrogen status of northeastern forests? *Bioscience* 53(4): 375-389.
- Aber J, S Ollinger, C Federer, P Reich, M Goulden, D Kicklighter, J Melillo, R Lathrop. 1995. Predicting the effects of climate change on water yield and forest production in the northeastern United States. *Climate Research* 5(3): 207-222.
- Adams M, P Attiwill. 1991. Nutrient balance in forests of northern Tasmania. 1. Atmospheric inputs and within-stand cycles. *Forest Ecology and Management* 44(2-4): 93-113.
- Adams P, C Beadle, N Mendham, P Smethurst. 2003. The impact of timing and duration of grass control on growth of a young *Eucalyptus globulus* Labill. plantation.

- New Forests* 26(2): 147-165.
- Albaugh T, H Allen, T Fox. 2007. Historical patterns of forest fertilization in the southeastern United States from 1969 to 2004. *Southern Journal of Applied Forestry* 31(3): 129-137.
- Albaugh T, H Allen, B Zutter, H Quicke. 2003. Vegetation control and fertilization in midrotation *Pinus taeda* stands in the southeastern United States. *Annals of Forest Science* 60(7): 619-624.
- Albaugh T, H Allen, P Dougherty, K Johnsen. 2004a. Long term growth responses of loblolly pine to optimal nutrient and water resource availability. *Forest Ecology and Management* 192(1): 3-19.
- Albaugh T, R Rubilar, J Álvarez, H Allen. 2004b. Radiata pine response to tillage, fertilization and weed control in Chile. *Bosque* 25(2): 5-15.
- Almeida A, J Landsberg, P Sands, M Ambrogi, S Fonseca, S Barddal, F Bertolucci. 2004. Needs and opportunities for using a process-based productivity model as a practical tool in *Eucalyptus* plantations. *Forest Ecology and Management* 193(1-2): 167-177.
- Álvarez J, J Rodríguez, D Suárez. 1999. Mejoramiento de la productividad de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don, a través de un método racional de fertilización. *Bosque* 20(1): 23-36.
- Álvarez J, R Venegas, C Pérez. 2004. Impacto de la duración y geometría del control de malezas en la productividad de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en cinco ecosistemas del sur de Chile. *Bosque* 25(2): 57-67.
- Allen H, T Albaugh. 1999. Ecophysiological basis for plantation production: A loblolly pine case study. *Bosque* 20(1): 3-8.
- Allen H, T Fox, R Campbell. 2005. What is ahead for intensive pine plantation silviculture in the south? *Southern Journal of Applied Forestry* 29(2): 62-69.
- Aparicio P, R Ferreira, J da Silva, A Rosa, W Aparicio. 2010. Weed control in two clones of *Eucalyptus x urograndis* in Amapá. *Ciência Florestal* 20(3): 381-390.
- Araujo C, JS Pereira, L Leal, M Tomé, J Flowerellis, T Ericsson. 1989. Above-ground biomass production in an irrigation and fertilization field experiment with *Eucalyptus globulus*. *Annales Des Sciences Forestieres* 46: S526-S528.
- Arroja L, AC Días, I Capela. 2006. The role of *Eucalyptus globulus* forest and products in carbon sequestration. *Climatic Change* 74(1-3): 123-140.
- Attiwill P, M Adams. 1993. Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* 124(4): 561-582.
- Battaglia M, P Sands. 1997. Modelling site productivity of *Eucalyptus globulus* in response to climatic and site factors. *Australian Journal of Plant Physiology* 24(6): 831-850.
- Battaglia M, D Mummery, A Smith. 2002. Economic analysis of site survey and productivity modelling for the selection of plantation areas. *Forest Ecology and Management* 162(2-3): 185-195.
- Battaglia M, P Sands, D White, D Mummery. 2004. Cabala: a linked carbon, water and nitrogen model of forest growth for silvicultural decision support. *Forest Ecology and Management* 193(1-2): 251-282.
- Benyon R, S Theiveyanathan, T Doody. 2006. Impacts of tree plantations on groundwater in south-eastern Australia. *Australian Journal of Botany* 54(2): 181-192.

- Bergh J, S Linder, J Bergstrom. 2005. Potential production of Norway spruce in Sweden. *Forest Ecology and Management* 204(1): 1-10.
- Besoain E (ed.) 1985. Suelos volcánicos de Chile. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias de Chile (INIA) Ministerio de Agricultura. 723 p.
- Binkley D. 1984. Ion-exchange resin bags - factors affecting estimates of nitrogen availability. *Soil Science Society of America Journal* 48(5): 1181-1184.
- Binkley D. 1986. Forest nutrition management. New York. Jhon Wiley and Sons. 290 p.
- Binkley D, T Brown. 1993. Forest practices as nonpoint sources of oution in North-America. *Water Resources Bulletin* 29(5): 729-740.
- Binkley D, R Fisher. 2013. Ecology and management of forest soils. 4th edn. Hoboken, NJ. John Wiley and Sons. 347 p.
- Binkley D, J Stape, W Bauerle, M Ryan. 2010. Explaining growth of individual trees: Light interception and efficiency of light use by *Eucalyptus* at four sites in Brazil. *Forest Ecology and Management* 259(9): 1704-1713.
- Bonomelli C, C Henríquez, L Giral, P Bescansa. 1988. Disponibilidad de fósforo en un andisol, con distintas fuentes y dosis de fósforo, en condiciones controladas. *Phytopathology* 66: 253-259.
- Bonomelli C, F Suárez. 2000. *Eucalyptus* fertilization. 1. Effect on biomass accumulation. *Ciencia e Investigación Agraria* 26(1): 1-10.
- Boyle J, R Powers. 2001. Forest soils and ecosystem sustainability. 1st edn. Amsterdam, The Netherlands. Elsevier. 462 p.
- Brady N. 1990. The nature and properties of soils. New York, NY. Macmillan Publishing Company. 621 p.
- Bramlett D. 1997. Genetic gain from mass controlled pollination and topworking. *Journal of Forestry* 95(3): 15-19.
- Burger J. 2009. Management effects on growth, production and sustainability of managed forest ecosystems: Past trends and future directions. *Forest Ecology and Management* 258(10): 2335-2346.
- Burger J, D Kelting. 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *Forest Ecology and Management* 122(1-2): 155-166.
- Calme S, H Margolis, F Bigras. 1993. Influence of cultural-practices on the relationship between frost tolerance and water-content of containerized black spruce, white spruce, and jack pine-seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 23(3): 503-511.
- Cannell M. 1999. Environmental impacts of forest monocultures: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. *New Forests* 17(1): 239-262.
- Carlson C, T Fox, S Colbert, D Kelting, H Allen, T Albaugh. 2006. Growth and survival of *Pinus taeda* in response to surface and subsurface tillage in the southeastern United States. *Forest Ecology and Management* 234(1-3): 209-217.
- Carlyle J. 1998. Relationships between nitrogen uptake, leaf area, water status and growth in an 11-year-old *Pinus radiata* plantation in response to thinning, thinning residue, and nitrogen fertiliser. *Forest Ecology and Management* 108(1-2): 41-55.
- Carlyle J, S Nambiar. 2001. Relationships between net nitrogen mineralization, properties of the forest floor and mineral soil, and wood production in *Pinus radiata* plantations. *Canadian Journal of Forest Research* 31(5): 889-898.

- Carrasco P. 1989. Suelos Forestales de la VIII Región. *Chile Forestal* 41: 4.
- Carson S, O García, J Hayes. 1999. Realized gain and prediction of yield with genetically improved *Pinus radiata* in New Zealand. *Forest Science* 45(2): 186-200.
- Cendoya P, F Muñoz. 2002. Modelamiento del efecto del viento sobre árboles jóvenes de *Pinus radiata* D. Don. *Bosque* 23(2): 51-56.
- Chaves J. 2004. Seleçao precoce de clones de eucalipti para ambientes com disponibilidades diferenciada de agua no solo: relaçoies hidricas de plantas em tubetes. *Revista Arvore* 28(3): 333-341.
- Close D, C Beadle. 2003. Chilling-dependent photoinhibition, nutrition and growth analysis of *Eucalyptus nitens* seedlings during establishment. *Tree Physiology* 23(4): 217-226.
- Cromer R, P Jarvis. 1989. Allocation of Dry-Matter in *Eucalyptus grandis* Seedlings in Response to Nitrogen Supply. *Annales Des Sciences Forestieres* 46: S680-S683.
- Cromer R, M Raupach, A Clarke, J Cameron. 1975. Eucalypt plantations in Australia - potential for intensive production and utilization. *Appita* 29(3): 165-173.
- Cromer R, D Cameron, S Rance, P Ryan, M Brown. 1993. Response to nutrients in *Eucalyptus grandis*. 1. Biomass accumulation. *Forest Ecology and Management* 62(1-4): 211-230.
- Cubbage F, P Harou, E Sills. 2007. Policy instruments to enhance multi-functional forest management. *Forest Policy and Economics* 9(7): 833-851.
- Da Silva A, S Imhoff, B Kay. 2004. Plant response to mechanical resistance and air-filled porosity of soils under conventional and no-tillage system. *Scientia Agricola* 61(4): 451-456.
- Da Silva R, D Simoes, F Andrade, M da Silva. 2013. Quality of *Eucalyptus* seedlings as a function of substrates and controlled-release fertilization. *Interciencia* 38(3): 215-220.
- Da Silva S, N de Barros, L da Costa, F Leite. 2008. Soil compaction and eucalyptus growth in response to forwarder traffic intensity and load. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo* 32(3): 921-932.
- Dinardo W, R Toledo, P Alves, A Galli. 1998. Interference of *Brachiaria* grass mulch on initial growth of *Eucalyptus*. *Planta daninha* 16(1): 13-23.
- Dougherty P, C Gresham. 1988. Conceptual analysis of southern pine plantation establishment and early growth. *Southern Journal of Applied Forestry* 12(3): 160-166.
- Edwards P, J Gregory, H Allen. 1999. Seasonal sulfate deposition and export patterns for a small Appalachian watershed. *Water Air and Soil Pollution* 110(1-2): 137-155.
- Escudey M, G Galindo, J Forster, M Briceño, P Díaz, A Chang. 2001. Chemical forms of phosphorus of volcanic ash-derived soils in Chile. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32(5-6): 601-616.
- Espinosa M, E Acuña, J Cancino, F Muñoz, DA Perry. 2005. Carbon sink potential of radiata pine plantations in Chile. *Forestry* 78(1): 11-19.
- Fernández M, C Marcos, R Tapia, F Ruiz, G López. 2007. Nursery fertilisation affects the frost-tolerance and plant quality of *Eucalyptus globulus* Labill. cuttings. *Annals of Forest Science* 64(8): 865-873.
- Ferreira J, J Stape. 2009. Productivity gains by fertilisation in *Eucalyptus urophylla* clonal plantations across gradients in site and stand conditions. *Southern Forests* 71(4): 253-258.

- Fisher R, D Binkley, W Pritchett. 2000. Ecology and management of forest soils. 3rd edn. New York. John Wiley and Sons. 489 p.
- Floistad I, K Kohmann. 2004. Influence of nutrient supply on spring frost hardiness and time of bud break in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings. *New Forests* 27(1): 1-11.
- Foil R, C Ralston. 1967. The establishment and growth of loblolly pine seedlings on compacted soils. *Soil Science Society of America Journal* 31(4): 565-568.
- Forest Productivity Cooperative. 2006. Efecto de preparación de suelos, fertilización y control de malezas en el crecimiento de 5 años en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile: Report 57. Raleigh, NC. Forest Productivity Cooperative. 49 p.
- Fox T, H Allen, T Albaugh, R Rubilar, C Carlson. 2007. Tree nutrition and forest fertilization of pine plantations in the southern United States. *Southern Journal of Applied Forestry* 31(1): 5-11.
- Fox T, B Miller, R Rubilar, J Stape, T Albaugh. 2010. Phosphorus nutrition of forest plantations: the role of inorganic and organic phosphorus. In Bunemann EK, O Astrid, E Frossard eds. Phosphorus in Action: Biological process in soil phosphorus cycling. Berlin, Germany. Springer Verlag. p. 317-338.
- Fuentes RC, CJM Rebolledo. 1999. Fertilización en eucalipto: uso de fertilizantes líquidos en plantaciones. In Silvotecnía XII. Realidad potencial del eucalipto en Chile: cultivo silvícola y su uso industrial, 26 al 28 de agosto de 1999, Parque Jorge Alessandri, Concepción, Chile. Proceedings. p. 71-88.
- Geldres E, V Gerding, J Schlatter. 2006. Biomasa de *Eucalyptus nitens* de 4-7 años de edad en un rodal de la X Región, Chile. *Bosque* 27(3): 223-230.
- Gerding V, J Schlatter. 1995. Variables y factores del sitio de importancia para la productividad de *Pinus radiata* D. Don en Chile. *Bosque* 16(2): 39-56.
- Gholz HL, S Linder, RE McMurtrie. 1994. Environmental constraints on the structure and productivity of pine forest ecosystems: a comparative analysis. Copenhagen, Denmark. Wiley-Blackwell. 198 p.
- Glover G, J Creighton, D Gjerstad. 1989. Herbaceous weed-control increases loblolly-pine growth - a 12-year study on 3 locations demonstrated consistent and substantial volume gain. *Journal of Forestry* 87(2): 47-50.
- Goncalves J, J Stape, J Laclau, J Bouillet, J Ranger. 2008. Assessing the effects of early silvicultural management on long-term site productivity of fast-growing eucalypt plantations: the Brazilian experience. *Southern Forests* 70(2): 105-118.
- Grattan S, M Shannon, C Grieve, JA Poss, D Suárez, F Leland. 1997. Interactive effects of salinity and boron on the performance and water use of *Eucalyptus*. *Acta Horticulturae* 449: 607-613.
- Havlin JL, SL Tisdale, WL Nelson, JD Beaton. 2013. Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management. 8th edn. Upper Saddle River, NJ. Prentice Hall. 528 p.
- Holdridge LR. 1947. Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* 105(2727): 367-368.
- Holdridge LR. 1967. Life zone ecology. San José, Costa Rica. Tropical Science Center. 149 p.
- Hopmans P, S Elms. 2009. Changes in total carbon and nutrients in soil profiles and

- accumulation in biomass after a 30-year rotation of *Pinus radiata* on podzolized sands: Impacts of intensive harvesting on soil resources. *Forest Ecology and Management* 258(10): 2183-2193.
- Hua L, J Morris, XB He, XD Jiang. 2007. Predicting *Eucalyptus* production in southern China using the 3-pg model. *Journal of Tropical Forest Science* 19(3): 127-140.
- Hynynen J, H Burkhart, H Allen. 1998. Modeling tree growth in fertilized midrotation loblolly pine plantations. *Forest Ecology and Management* 107(1-3): 213-229.
- Jackson D, H Gifford. 1974. Environmental variables influencing the increment of *Pinus radiata* (1) Periodic volume increment. *New Zealand Journal of Forestry Science* 4(1): 3-26.
- Jackson S, A Maxwell, T Burgess, G Hardy, B Dell. 2008. Incidence and new records of *Mycosphaerella* species within a *Eucalyptus globulus* plantation in Western Australia. *Forest Ecology and Management* 255(12): 3931-3937.
- Johansson K, U Nilsson, H Allen. 2007. Interactions between soil scarification and Norway spruce seedling types. *New Forests* 33(1): 13-27.
- Johnson D, P Curtis. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140(2-3): 227-238.
- Johnson D, J Knoepp, W Swank, J Shan, L Morris, D Van Lear, P Kapeluck. 2002. Effects of forest management on soil carbon: results of some long-term resampling studies. *Environmental Pollution* 116: S201-S208.
- Johnson G, A Grotta, B Gartner, G Downes. 2005. Impact of the foliar pathogen Swiss needle cast on wood quality of Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* 35(2): 331-339.
- Jordan G, B Potts, A Clarke. 2002. Susceptibility of *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* to sawfly (*Perga affinis* ssp. *insularis*) attack and its potential impact on plantation productivity. *Forest Ecology and Management* 160(1-3): 189-199.
- Kelting D, J Burger, S Patterson, W Aust, M Miwa, C Trettin. 1999. Soil quality assessment in domesticated forests - a southern pine example. *Forest Ecology and Management* 122(1-2): 167-185.
- Kimmins J. 2004. Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry. 3rd edn. Upper Saddle River, N.J. Prentice Hall. 611 p.
- Kirkpatrick J, N Gibson. 1999. Towards an explanation of the altitudinal distributions of three species of *Eucalyptus* in central Tasmania. *Australian Journal of Ecology* 24(2): 123-131.
- Kirongo B, E Mason, P Nugroho. 2002. Interference mechanisms of pasture on the growth and fascicle dynamics of 3-year-old radiata pine clones. *Forest Ecology and Management* 159(3): 159-172.
- Knight D, W Baker, O Engelmark, C Nilsson. 2001. A landscape perspective on the establishment of exotic tree plantations: lodgepole pine (*Pinus contorta*) in Sweden. *Forest Ecology and Management* 141(1-2): 131-142.
- Kogan M, R Figueroa, H Gilabert. 2002. Weed control intensity effects on young radiata pine growth. *Crop Protection* 21(3): 253-257.
- Kottek M, J Grieser, C Beck, B Rudolf, F Rubel. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15(3): 259-263.

- Lacey S, P Ryan. 2000. Cumulative management impacts on soil physical properties and early growth of *Pinus radiata*. *Forest Ecology and Management* 138(1-3): 321-333.
- Laclau J, J Ranger, J Goncalves, V Maquere, A Krusche, A M'Bou, Y Nouvellon, L Saint-Andre, J Bouillet, M Piccolo, P Deleporte. 2010. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical *Eucalyptus* plantations Main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. *Forest Ecology and Management* 259(9): 1771-1785.
- Laffan M, G Jordan, N Duhig. 2001. Impacts on soils from cable-logging steep slopes in northeastern Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management* 144(1-3): 91-99.
- Lal R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220(1-3): 242-258.
- Lambeth C, M Endo, J Wright. 1994. Genetic analysis of 16 clonal trials of *Eucalyptus grandis* and comparisons with seedling checks. *Forest Science* 40(3): 397-411.
- Landis T, R Tinus, S McDonald, J Barnett. 1989. Seedling nutrition and irrigation. In U.S. Department of Agriculture FS ed. The container tree nursery manual. Washington, DC. U.S. Department of Agriculture. p. 119.
- Landsberg J. 2003. Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. *Canadian Journal of Forest Research* 33(3): 385-397.
- Landsberg J, K Johnsen, T Albaugh, H Allen, S McKeand. 2001. Applying 3-PG, a simple process-based model designed to produce practical results, to data from loblolly pine experiments. *Forest Science* 47(1): 43-51.
- Lara A, C Little, R Urrutia, J McPhee, C Alvarez-Garretón, C Oyarzún, D Soto, P Donoso, L Nahuelhual, M Pino, I Arismendi. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258(4): 415-424.
- Laranjeiro A. 1994. Integrated pest management at Aracruz cellulose. *Forest Ecology and Management* 65(1): 45-52.
- Larsen J. 1995. Ecological stability of forests and sustainable silviculture. *Forest Ecology and Management* 73(1-3): 85-96.
- Leite F, I Silva, R Novais, N de Barros, J Neves. 2010. Alterations of soil chemical properties by *Eucalyptus* cultivation in five regions in the Rio Doce Valley. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo* 34(3): 821-831.
- Linder S, M Benson, B Myers, R Raison. 1987. Canopy dynamics and growth of *Pinus radiata*. 1. Effects of irrigation and fertilization during a drought. *Canadian Journal of Forest Research* 17(10): 1157-1165.
- Loch A, M Matsuki. 2010. Effects of defoliation by *Eucalyptus* weevil, *Gonipterus scutellatus*, and chrysomelid beetles on growth of *Eucalyptus globulus* in south-western Australia. *Forest Ecology and Management* 260(8): 1324-1332.
- López J, R De La Torre, F Cubbage. 2010. Effect of land prices, transportation costs, and site productivity on timber investment returns for pine plantations in Colombia. *New Forests* 39(3): 313-328.
- Luck G, T Korodaj. 2008. Stand and landscape-level factors related to bird assemblages in exotic pine plantations: Implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2688-2697.

- Makela A, J Landsberg, A Ek, T Burk, M Ter-Mikaelian, G Agren, C Oliver, P Puttonen. 2000. Process-based models for forest ecosystem management: current state of the art and challenges for practical implementation. *Tree Physiology* 20(5-6): 289-298.
- Mason E, P Milne. 1999. Effects of weed control, fertilization, and soil cultivation on the growth of *Pinus radiata* at midrotation in Canterbury, New Zealand. *Canadian Journal of Forest Research* 29(7): 985-992.
- Matheson A, P Cotterill. 1990. Utility of genotype \times environment interactions. *Forest Ecology and Management* 30(1-4): 159-174.
- Mattiello E. 2009. Transporte de boro no solo e sua absorção por eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 33(1281-1290).
- Mazanec R, M Mason. 1993. Genetic variation in *Eucalyptus diversicolor* F. Muell. in Western Australia and potential gains from selection. *Forest Ecology and Management* 62(1-4): 285-301.
- McKay H, E Mason. 2001. Modelling the effects of nursery and site management on the early performance of *Picea sitchensis* (Bong.) Carr. *New Forests* 22(1-2): 111-131.
- McKeand S, H Allen. 1984. Nutritional and root development factors affecting growth of tissue-culture plantlets of loblolly-pine. *Physiologia Plantarum* 61(3): 523-528.
- McKeand S, T Mullin, T Byram, T White. 2003. Deployment of genetically improved loblolly and slash pines in the south. *Journal of Forestry* 101(3): 32-37.
- McKeand S, R Abt, H Allen, B Li, G Catts. 2006a. What are the best loblolly pine genotypes worth to landowners? *Journal of Forestry* 104(7): 352-358.
- McKeand S, E Jokela, D Huber, T Byram, H Allen, B Li, T Mullin. 2006b. Performance of improved genotypes of loblolly pine across different soils, climates, and silvicultural inputs. *Forest Ecology and Management* 227(1-2): 178-184.
- McMurtrie R, R Dewar. 1997. Sustainable forestry: A model of the effects of nitrogen removals in wood harvesting and fire on the nitrogen balance of regrowth eucalypt stands. *Australian Journal of Ecology* 22(3): 243-255.
- McMurtrie R, M Benson, S Linder, S Running, T Talsma, W Crane, B Myers. 1990. Water nutrient interactions affecting the productivity of stands of *Pinus radiata*. *Forest Ecology and Management* 30(1-4): 415-423.
- McNeely J. 1994. Lessons from the past - forests and biodiversity. *Biodiversity and conservation* 3(1): 3-20.
- McNulty S, J Aber. 2001. US national climate change assessment on forest ecosystems: An introduction. *Bioscience* 51(9): 720-722.
- Mendham D, A O'Connell, T Grove, S Rance. 2003. Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. *Forest Ecology and Management* 181(3): 357-372.
- Merino A, M Balboa, R Rodríguez, J González. 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *Forest Ecology and Management* 207(3): 325-339.
- Morris L, R Lowery. 1988. Influence of site preparation on soil conditions affecting stand establishment and tree growth. *Southern Journal of Applied Forestry* 12(3): 170-178.

- Nambiar S. 1995. Relationships between water, nutrients and productivity in Australian forests - application to wood production and quality. *Plant and Soil* 169: 427-435.
- Nambiar S. 1996. Sustained productivity of forests is a continuing challenge to soil science. *Soil Science Society of America Journal* 60(6): 1629-1642.
- Nambiar S, R Sands. 1992. Effects of compaction and simulated root channels in the subsoil on root development, water-uptake and growth of radiata pine. *Tree Physiology* 10(3): 297-306.
- Nambiar S, R Sands. 1993. Competition for water and nutrients in forests. *Canadian Journal of Forest Research* 23(10): 1955-1968.
- Nilsson U, H Allen. 2003. Short and long term effects of site preparation, fertilization and vegetation control on growth and stand development of planted loblolly pine. *Forest Ecology and Management* 175(1-3): 367-377.
- Nzila J, J Bouillet, J Laclau, J Ranger. 2002. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in *Eucalyptus* plantations in the Congo. *Forest Ecology and Management* 171(1-2): 209-221.
- Oliet J, J Puertolas, R Planelles, D Jacobs. 2013. Nutrient loading of forest tree seedlings to promote stress resistance and field performance: a Mediterranean perspective. *New Forests* 44(5): 649-669.
- Pearson J, G Stewart. 1993. The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New Phytologist* 125(2): 283-305.
- Peralta M. 1976. Uso, clasificación y conservación de suelos. Santiago, Chile. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). 340 p.
- Pereira H, J Pereira. 1989. Optimization of biomass production in short-rotation *Eucalyptus globulus* plantations. In Grassi G, D Pirwitz, H Zibetta eds. Energy from Biomass 4. London UK. Elsevier Applied Science Publishers. p. 41-46.
- Perie C, A Munson. 2000. Ten-year responses of soil quality and conifer growth to silvicultural treatments. *Soil Science Society of America Journal* 64(5): 1815-1826.
- Pezzutti R, S Caldato. 2004. Efecto del control de malezas en el crecimiento de plantaciones de *Pinus taeda*, *Pinus elliottii* var. *elliottii* y *Pinus elliottii* var. *elliottii* x *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. *Bosque* 25(2): 77-87.
- PwC. 2013. Global forest, paper & packaging industry survey 2013 edition – survey of 2012 results. Ontario, Canadá. PricewaterhouseCoopers LLP. 20 p.
- Raupach M, A Clarke. 1978. Soil-tree relationships in a forest of *Pinus radiata* with micronutrient deficiencies. *Australian Journal of Soil Research* 16(1): 121-135.
- Richardson B. 1993. Vegetation management-practices in plantation forests of Australia and New-Zealand. *Canadian Journal of Forest Research* 23(10): 1989-2005.
- Richter D, D Markewitz, C Wells, H Allen, R April, P Heine, B Urrego. 1994. Soil chemical-change during 3 decades in an old-field loblolly-pine (*Pinus taeda* L) ecosystem. *Ecology* 75(5): 1463-1473.
- Richter D, D Markewitz, P Heine, V Jin, J Raikes, K Tian, C Wells. 2000. Legacies of agriculture and forest regrowth in the nitrogen of old-field soils. *Forest Ecology and Management* 138(1-3): 233-248.
- Rubilar R. 2005. Research summary. Raleigh, NC. Forest Nutrition Cooperative. 15 p.
- Rubilar R. 2006. Research summary. Raleigh, NC. Forest Nutrition Cooperative. 17 p.
- Rubilar R. 2007. Research summary. Raleigh, NC. Forest Nutrition Cooperative. 14 p.
- Rubilar R. 2010. Research summary. Raleigh, NC. Forest Nutrition Cooperative. 16 p.

- Rubilar R. 2014. Research summary. Raleigh, NC. Forest Nutrition Cooperative. 16 p.
- Rubilar R, H Allen, D Kelting. 2005. Comparison of biomass and nutrient content equations for successive rotations of loblolly pine plantations on an Upper Coastal Plain Site. *Biomass and Bioenergy* 28(6): 548-564.
- Rubilar R, L Blevins, J Toro, A Vita, F Muñoz. 2008. Early response of *Pinus radiata* plantations to weed control and fertilization on metamorphic soils of the Coastal Range, Maule Region, Chile. *Bosque* 29(1): 74-84.
- Rubilar R, H Allen, J Alvarez, T Albaugh, T Fox, J Stape. 2010. Silvicultural manipulation and site effect on above and belowground biomass equations for young *Pinus radiata*. *Biomass and Bioenergy* 34(12): 1825-1837.
- Rubilar R, T Albaugh, H Allen, J Alvarez, T Fox, J Stape. 2013. Influences of silvicultural manipulations on above- and belowground biomass accumulations and leaf area in young *Pinus radiata* plantations, at three contrasting sites in Chile. *Forestry* 86(1): 27-38.
- Ryan P. 1986. Characterization of soil and productivity of *Pinus radiata* (D Don) in New-South-Wales. 2. Pedogenesis on a range of parent materials. *Australian Journal of Soil Research* 24(1): 103-113.
- Sánchez-Rodríguez F, R Rodríguez-Soalleiro, E Espanol, C López, A Merino. 2002. Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management* 171(1-2): 181-189.
- Sands R, S Nambiar. 1984. Water relations of *Pinus radiata* in competition with weeds. *Canadian Journal of Forest Research* 14(2): 233-237.
- Sands R, E Greacen, C Gerard. 1979. Compaction of sandy soils in radiata pine forests. 1. Penetrometer study. *Australian Journal of Soil Research* 17(1): 101-113.
- Schlatter J, V Gerding. 1985. Deficiencia de boro en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile. II. Principales causas y correccion. *Bosque* 6(1): 32-43.
- Scott D, J Burger, B Crane. 2006. Expanding site productivity research to sustain non-timber forest functions. *Forest Ecology and Management* 227(1-2): 185-192.
- Silva J, H Wellendorf, H Pereira. 1998. Clonal variation in wood quality and growth in young sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.): Estimation of quantitative genetic parameters and index selection for improved pulpwood. *Silvae Genetica* 47(1): 20-33.
- Smethurst P. 2000. Soil solution and other soil analyses as indicators of nutrient supply: a review. *Forest Ecology and Management* 138(1-3): 397-411.
- Snowdon P. 2002. Modeling type 1 and type 2 growth responses in plantations after application of fertilizer or other silvicultural treatments. *Forest Ecology and Management* 163(1-3): 229-244.
- Snowdon P, H Waring. 1984. Long-term nature of growth responses obtained to fertilizer and weed control applied at planting and their consequences for forest management. In IUFRO symposium on site and site productivity of fast growing plantations, April 1994, Pretoria, SouthAfrica. Proceedings. p. 701-711.
- Stape J, D Binkley, M Ryan, S Fonseca, R Loos, E Takahashi, C Silva, S Silva, R Hakamada, J Ferreira, A Lima, J Gava, F Leite, H Andrade, J Alves, G Silva, M Azevedo. 2010. The Brazil *Eucalyptus* potential productivity project: Influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production. *Forest Ecology and*

- Management* 259(9): 1684-1694.
- Suárez D. 1999. Fertilización del eucalipto. Acumulación de nitrógeno, fósforo y potasio. *Ciencia e Investigación Agraria* 26(1): 11-19.
- Tew D, L Morris, H Allen, C Wells. 1986. Estimates of nutrient removal, displacement and loss resulting from harvest and site preparation of a *Pinus taeda* plantation in the piedmont of North-Carolina. *Forest Ecology and Management* 15(4): 257-267.
- Thiers O, V Gerding, R Vallejos, D Corti. 2007. Repoblamiento forestal en suelos Ñadi (Aquands) del sur de Chile: Efectos del drenaje sobre el establecimiento de *Alnus glutinosa*, *Eucalyptus nitens* y *Pinus radiata*. In V Congreso Forestal Latinoamericano: El Futuro del Mundo depende de los bosques, Lima, Perú. Proceedings. p. 15.
- Tollenar H. 1969. Deficiencias de boro en plantaciones de pino en la zona central de Chile. *Agricultura Técnica* 29(2): 85-88.
- Toro J. 1995. Avances en fertilización en *Pinus radiata* y *Eucalyptus* en Chile. In Simposio IUFRO para Cono Sur Sudamericano. Manejo nutritivo de plantaciones forestales, Valdivia, Chile. Proceedings. p. 293-299.
- Toro J, S Gessel. 1999. Radiata pine plantations in Chile. *New Forests* 18(1): 33-44.
- Toro J, R Rubilar, C González. 1998. Métodos para aumentar la productividad de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* entre las regiones séptima y octava. In Primer Congreso Latinoamericano IUFRO: Manejo sustentable de los recursos forestales, Desafío del siglo XXI. Primer Congreso Latinoamericano, 22 al 28 de noviembre de 1998, Valdivia, Chile. Proceedings. p. 17.
- Turekian K, K Wedepohl. 1961. Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Geological Society of America* 72: 175-192.
- Turner J, G Holmes. 1985. Site classification of *Pinus radiata* plantations in the lithgow district, New-South-Wales, Australia. *Forest Ecology and Management* 12(1): 53-63.
- Turner J, S Gessel, M Lambert. 1999. Sustainable management of native and exotic plantations in Australia. *New Forests* 18(1): 17-32.
- Turner J, M Lambert, P Hopmans, J McGrath. 2001. Site variation in *Pinus radiata* plantations and implications for site specific management. *New Forests* 21(3): 249-282.
- Turvey N, A Rudra, J Turner. 1986. Characteristics of soil and productivity of *Pinus radiata* (D Don) in New-South-Wales. 1. Relative importance of soil physical and chemical-parameters. *Australian Journal of Soil Research* 24(1): 95-102.
- Villar-Salvador P, J Penuelas, D Jacobs. 2013. Nitrogen nutrition and drought hardening exert opposite effects on the stress tolerance of *Pinus pinea* L. seedlings. *Tree Physiology* 33(2): 221-232.
- Vitousek P, S Andariese, P Matson, L Morris, R Sanford. 1992. Effects of harvest intensity, site preparation, and herbicide use on soil-Nitrogen transformations in a young loblolly-pine plantation. *Forest Ecology and Management* 49(3-4): 277-292.
- Waring R, J Landsberg, M Williams. 1998. Net primary production of forests: a constant fraction of gross primary production? *Tree Physiology* 18(2): 129-134.

- Watson A. 2000. Wind-induced forces in the near-surface lateral roots of radiata pine. *Forest Ecology and Management* 135(1-3): 133-142.
- Watson A, J Tombleson. 2002. Toppling in juvenile pines: A comparison of the root system characteristics of direct-sown seedlings, and bare-root seedlings and cuttings. *Plant and Soil* 239(2): 187-196.
- Woods P, S Nambiar, P Smethurst. 1992. Effect of annual weeds on water and nitrogen availability to *Pinus radiata* trees in a young plantation. *Forest Ecology and Management* 48(1-2): 145-163.
- Zou C, R Sands, O Sun. 2000. Physiological responses of radiata pine roots to soil strength and soil water deficit. *Tree Physiology* 20(17): 1205-1207.
- Zou C, C Penfold, R Sands, R Misra, I Hudson. 2001. Effects of soil air-filled porosity, soil matric potential and soil strength on primary root growth of radiata pine seedlings. *Plant and Soil* 236(1): 105-115.
- Zutter B, G Glover, R Mitchell, D Gjerstad. 1997. Response of loblolly pine and sweetgum to intra- and inter-specific competition and influence of soil organic matter. *Canadian Journal of Forest Research* 27(12): 2079-2087.

4. Producción y establecimiento de plantas*

René Escobar y Alejandra Escobar

Introducción

Es frecuente que muchos viveros al poco tiempo de establecidos en un lugar presenten dificultades de operación que afectan la calidad, la sanidad y los costos originalmente proyectados de la producción. Por lo general, las causas del o los problemas que van surgiendo se han originado al momento de seleccionar el sitio para establecer el vivero.

El objetivo de cualquier vivero es abastecer con plantas de la mayor calidad posible un plan de repoblación. Plantas de alta calidad son aquellas que, una vez plantadas, logran la mayor tasa de supervivencia y crecimiento inicial en un sitio específico. Si uno de los dos criterios no se cumple, la planta es de mala calidad o no es adecuada para el sitio evaluado.

Los atributos morfológicos y del comportamiento de las plantas son afectados por el medio ambiente en el cual éstas se desarrollen. Los factores ambientales se dividen en atmosféricos y edáficos. Los factores atmosféricos más importantes son luz, temperatura, humedad y dióxido de carbono. Estos son determinados por la ubicación geográfica, en el caso de viveros que producen plantas a raíz desnuda, y parcialmente manipulables por la infraestructura de propagación, en el caso de viveros que produzcan plantas a raíz cubierta.

En este último caso, el clima del sitio en que se establecerá el vivero determina el tipo de medio ambiente que se requiere para propagar plantas. Si el clima es templado, y el tiempo de producción o rotación no es una limitante importante, se pueden cultivar plantas en contenedores al aire libre y con estructuras de bajo costo. Por el contrario, si el clima es severo, y el cultivo se debe realizar en un corto tiempo, la producción se debe hacer bajo ambiente totalmente controlado en invernadero.

Los factores edáficos que más influyen en los atributos de las plantas son la disponibilidad de agua y nutrientes. En el caso de viveros a raíz cubierta, los factores edáficos son independientes de la ubicación y pueden ser totalmente controlados por el tipo de contenedor, medio de crecimiento y prácticas culturales que se utilicen. De esta manera, los factores técnicos a considerar para la elección del sitio en que se establecerá un vivero difieren significativamente si se trata de establecer uno que producirá plantas a raíz desnuda de otro que las producirá a raíz cubierta.

* Trabajo póstumo editado y revisado por el Dr. Rafael Rubilar. Este trabajo, con algunas modificaciones, fue publicado por el Consejo Federal de Inversiones, Argentina.

Es prácticamente imposible disponer de un sitio perfecto para el establecimiento de un vivero. Por ello, la elección del lugar debe ser el resultado de la evaluación de diferentes criterios debidamente ranqueados y revisados por un equipo de trabajo. Actuando de esta manera, se disminuyen los factores de riesgo en la decisión final, debido a que las limitantes del sitio elegido son conocidas y de alguna manera, han sido previamente evaluadas.

Viveros a raíz desnuda

Es poco probable que la elección correcta del sitio para establecer un vivero sea el resultado del trabajo de un solo profesional, por cuanto en esta actividad confluyen una serie de conocimientos propios de diferentes especialistas. La decisión, necesariamente, debe ser el resultado de la opinión de un equipo interdisciplinario, con la mayor experiencia posible en el tema, en el cual participen un experto en manejo de viveros, un experto en plantaciones, un especialista en suelos, un patólogo forestal, un entomólogo, un experto en riego y un especialista en evaluación de impacto ambiental. En algunas ocasiones el experto en riego debe ser apoyado por un especialista en hidráulica y el viverista, por especialistas en equipos y maquinarias de labranzas de suelo. Antes de iniciar su actividad, el grupo de trabajo debe uniformar criterios respecto de los factores críticos y secundarios para establecer el vivero en un lugar determinado, para después establecer la matriz de evaluación para cada sitio analizado.

También es importante conocer los principales factores limitantes que encontrarán las plantas para establecerse y crecer exitosamente en la plantación. Ello permitirá conocer las exigencias respecto de los atributos que deben reunir y por lo tanto, los esquemas de manejo a seguir.

Criterios de selección del sitio

Clima: Se estima que el lugar en el cual se establezca un vivero para producir plantas a raíz desnuda, debe tener al menos un periodo de crecimiento de 150 días. En Chile, los principales viveros están ubicados en áreas en que los periodos de crecimiento varían entre 240 y 150 días. Periodos inferiores a los señalados afectan las tasas de crecimiento de algunas especies, obligándolas a permanecer por dos o más temporadas en el vivero, en cuyo caso, es más recomendable producir plantas bajo ambiente controlado. Los factores climáticos más importantes en la elección del sitio para establecer este tipo de vivero son: temperatura, precipitación y viento, los que varían con la altitud y latitud.

Temperatura: En el país, siempre se ha dado importancia a las bajas temperaturas; sin embargo, se debe tener presente que tanto las bajas como las altas temperaturas pueden comprometer la cantidad y calidad del material de plantación a producir.

En un vivero la temperatura promedio del follaje no debe superar los 40°C por periodos muy prolongados (tres semanas). La exposición de las plantas a altas temperaturas (ma-

yor a 40°C) por periodos cortos, dañan el follaje de las plantas y afectan negativamente su crecimiento. El crecimiento de muchas especies disminuye a partir de los 32°C. Idealmente, para un gran número de especies exóticas y nativas, la temperatura del follaje, en la etapa de pleno crecimiento se debiera mantener alrededor de los 20-30°C. Temperaturas inferiores a las señaladas afectan negativamente el crecimiento de una gran cantidad de especies y obligan a utilizar más de un periodo vegetativo en su cultivo (Morby 1984). En los climas templados, al término del periodo de pleno crecimiento las bajas graduales de temperatura favorecen el proceso de endurecimiento y formación de yemas terminales de las plantas. Las plantas deben acumular alrededor de 120 noches con temperaturas cercanas a los 17°C para lograr su máximo potencial de crecimiento radicular. Se estima que una planta está adecuadamente endurecida después de vivir un periodo de alrededor de 300 h con temperaturas que oscilen entre -2 y 4°C (Ritchie 1984).

Temperaturas extremadamente bajas pueden comprometer toda la producción de un vivero si la o las especies que en él se cultivan poseen una tolerancia al frío por encima de las temperaturas mínimas absolutas que ocurren en el sitio en el cual está establecido. Las especies, en forma natural, poseen distintos grados de tolerancia al frío la que se puede modificar, temporalmente, a través de los esquemas de manejo que se utilicen durante el proceso de producción. Especies como *Eucalyptus nitens* y *Nothofagus obliqua* soportan más frío que *E. globulus*. Sin embargo, esta última especie, con un adecuado manejo en el vivero, puede soportar temperaturas más bajas que las que toleran las especies más resistentes.

Precipitación: En las zonas con mayor precipitación, se puede cultivar exitosamente un mayor número de especies. Cuando la precipitación ocurre durante todo el año, se producen economías importantes en energía, debido a la disminución del número y duración de los riesgos. Sin embargo, las lluvias tempranas de primavera retrasan las siembras, aumentan la susceptibilidad a daños por hongos del suelo y bajan la eficacia de las aplicaciones de fertilizantes y plaguicidas. Las precipitaciones de fines de verano prolongan el periodo de crecimiento y dificultan las labores de manejo para el endurecimiento de las plantas. Por lo general, en especies siempre verdes el periodo de receso vegetativo que logra inducir el viverista es muy breve, por lo que los periodos o ventanas de plantación son muy cortos. En este tipo de clima, el shock de plantación debido a la actividad fisiológica de las plantas, normalmente no afecta las tasas de supervivencia, pero tiene un efecto negativo importante en las tasas de crecimiento inicial. Por el contrario, cuando se plantan a raíz desnuda en estado de reposo, las tasas de crecimiento inicial son significativamente mayores (Morby 1984).

En zonas con tres o más meses de sequía, el viverista debe gastar mayor energía en riego. Sin embargo, le es más fácil lograr los atributos que desea para las plantas y puede mantener, por un periodo más prolongado, el estado de reposo de las mismas.

Viento: Los viveros deben estar ubicados en lugares protegidos de los vientos; si ello no es posible, se les debe proteger a través de cortinas cortaviento. En la época de riego, los vientos fuertes de más de 6 km h⁻¹, distorsionan el abanico de dispersión del agua,

bajando la eficiencia del sistema de riego por aspersión. En Chile existen problemas con vientos en diferentes épocas y etapas de cultivo de los viveros. En primavera, en una amplia zona, son frecuentes los problemas de arrastre de las partículas más finas de suelos, en las horas de mayor calor, como consecuencia de los vientos sur que se caracterizan por ser de alta intensidad y muy secantes. En suelos con más de un 20 por ciento de contenido de arcilla o cuya estructura ha sido destruida debido a un excesivo laboreo, se produce resecamiento superficial y problemas de encostramiento que afectan la emergencia de las semillas. Durante la misma época, es frecuente ver problemas de distorsión en el abanico de distribución de agua de los aspersores haciendo que el sistema de riego pierda eficiencia.

En valles ubicados en la zona precordillerana de la Región del Biobío, cada cierto tiempo, en primavera y otoño, se producen daños que pueden llegar a ocasionar la pérdida completa de la producción de un vivero cuando sopla viento del este (puelche, raco o puihua).

En otoño e invierno, durante la época de cosecha, en días despejados el efecto del viento puede ocasionar daños irreversibles a partidas de plantas que han sido cosechadas bajo condiciones inadecuadas. Se afecta el contenido de agua en la planta y por lo tanto, su potencial de crecimiento radicular o capacidad de establecimiento en terreno. En época de bajas temperaturas, velocidades de 4 a 6 km h⁻¹ son deseables para que produzcan el desplazamiento de las masas de aire frío que se puedan acumular sobre la superficie del vivero.

Suelo: Probablemente uno de los factores más importantes en el establecimiento de un vivero que produce plantas a raíz desnuda es la elección del suelo. Algunas características tales como microclima, humedad y fertilidad pueden ser manipuladas por el viverista, pero para producir alteraciones en la textura de grandes superficies de suelo es importante hacer previamente un reconocimiento intensivo del área, complementado con un muestreo representativo de él.

Textura: para viveros que producirán plantas a raíz desnuda, son ideales los suelos limosos o limo arenosos. Son suelos livianos, fáciles de trabajar, de buen drenaje y facilitan el desarrollo del sistema radicular de las plantas. La participación de los contenidos de arcillas y sedimentos son aceptables, en viveros de coníferas, cuando no superan el 15 a 25 por ciento. Contenidos mayores, hasta un 30 por ciento, se pueden aceptar si la producción es sólo de plantas de hoja ancha.

Profundidad: Un suelo de 60 cm de profundidad, con bajo contenido de arcilla, es aceptable para establecer un vivero. Si el contenido de arcilla supera entre un 25 a 30 por ciento la profundidad real, debe aumentar a 100-120 cm a efectos de facilitar el buen drenaje del suelo. El perfil del suelo del vivero, en los primeros 45-50 cm de profundidad, debe estar libre de piedras o restos de troncos para que no interfieran en las labores de labranza y de manejo del sistema radicular. Si hay presencia de pie de arado o de estratas compactadas que impidan una buena infiltración del agua, se deben hacer drenajes artificiales profundos.

pH del suelo: La reacción óptima del suelo o pH para la mayoría de las especies, oscila entre 5 y 6. Suelos con valores de pH más bajos, generalmente presentan problemas en el manejo nutricional, y suelos con valores superiores, cercanos a 7, presentan problemas de enfermedades fungosas (Morby 1984). Cuando se desea alterar el pH del suelo se pueden agregar productos al suelo o inyectar productos solubles al sistema de riego.

Agua: Junto con el suelo, es uno de los factores más importantes en la elección del sitio de un vivero. Jamás se debe iniciar el establecimiento de un vivero si no se cuenta con la seguridad que se dispone de agua en la cantidad requerida y de calidad adecuada. Se debe tener presente que el agua en un vivero no sólo se utiliza para que la planta realice las actividades fisiológicas vitales, sino también es una herramienta importante en el manejo de los atributos de las mismas.

Fuentes de agua de riego: Numerosas pueden ser las fuentes para abastecer con agua un vivero, pero se debe cuidar que esté disponible en el momento que se requiera. En la zona central de Chile se debe evitar el uso de agua de las asociaciones de canalistas, a las cuales se les puede comprar derechos o acciones de agua debido a que, normalmente, las necesidades de agua en los cultivos agrícolas son diferentes a los momentos más críticos de un vivero forestal. Generalmente, el agua de estas organizaciones está disponible demasiado tarde para los requerimientos iniciales y por un periodo muy breve para las necesidades de un vivero. Sólo pueden usarse, con alguna seguridad, en la etapa de pleno crecimiento e inicio del endurecimiento.

La mayoría de los ríos y lagos del sur del país pueden ser fuentes adecuadas de agua para un vivero. En el norte se pueden usar tranques acumuladores. Sin embargo, la mayoría de los viveros prefieren o tienden a utilizar aguas provenientes de punteras o pozos profundos, por la seguridad de su disponibilidad y calidad (Figura 4.1). En viveros pequeños, cercanos a centros poblados, utilizan agua potable.

Calidad del agua: En un vivero que produce plantas a raíz desnuda, la calidad del agua es de vital importancia, por cuanto la modificación de alguna de sus características es prácticamente imposible. Se debe evitar utilizar como fuente de agua de riego los ríos que son afectados por las mareas en las áreas cercanas a la costa, como también la de aquellos que reciben desechos industriales.



Figura 4.1. Vivero con agua de riego de pozos profundos con sistema de filtros para riego por aspersión.

El agua de riego debe estar libre de sedimentos por cuanto dañan los mecanismos de las bombas y provocan desgastes en las boquillas de los aspersores, limitando su eficiencia. También se deben evitar aguas con altas concentraciones de contaminantes químicos, que provocan daños en los equipos de riego y en el follaje de las plantas.

Cantidad de agua: La cantidad de agua que utiliza un vivero que produce plantas a raíz desnuda dependerá de la superficie de cultivo, constantes hídricas del suelo, especie cultivada y características climáticas del lugar. Para la zona central, en un vivero de coníferas establecido en un suelo franco limoso, se estima que en un cultivo que permanezca 12 meses en el vivero se requieren alrededor de 20 l de agua por planta. Las necesidades bajan a 12 l por planta si la permanencia de las plantas se reduce a 8 meses.

Topografía: El área en que se vaya a establecer un vivero debe ser lo más plana posible, idealmente con pendientes que no superen el 2 por ciento. Si el área presenta pequeñas depresiones o microrrelieve, se deben eliminar para evitar zonas de encharcamiento o de acumulación de masas de frío. En lugares con pendientes mayores se pueden construir terrazas, lo que permite un mejor aprovechamiento de la superficie, pero para ello es necesario disponer de suelos profundos de manera que no se produzcan disturbios importantes en las propiedades físicas y químicas del suelo. Además se debe cuidar que el ancho de las terrazas permita el uso eficiente de los equipos disponibles, tales como fumigadoras y abonadoras, entre otras (Figura 4.2).



Figura 4.2. Condiciones topográficas planas ideales para el desarrollo de faenas de producción de plantas de manera intensiva. Nótese la protección por viento entregada por árboles circundantes y el establecimiento de *buffers* con cortinas cortaviento para evitar problemas de menor radiación e irregularidad de desarrollo de plantas.

Mientras más bajas sean las temperaturas del área en la que se establecerá el vivero, más exigente se debe ser con la topografía para evitar daños por hielo. Nunca un vivero se debe establecer en las partes inferiores de una pendiente, ni en la parte más alta, por cuanto los daños por fríos son mayores.

Uso anterior del suelo: Conocer la historia del uso del suelo en el que se va a establecer un vivero puede ser determinante para que una gestión sea exitosa. Es muy diferente, por ejemplo, que el cultivo anterior haya sido remolacha azucarera, empastada natural, papas o arvejas. En el primer caso, por la cantidad de fertilizantes y plaguicidas que usa el cultivo, la posibilidad de plagas y enfermedades en el vivero es baja. Sin embargo, un vivero establecido después de un cultivo de papas o tomates es altamente probable que presente problemas con nematodos. Si el cultivo anterior hubiese sido arvejas, el riesgo de daños por hongos del suelo (caída de plantas) es mayor. Los viveros establecidos después de empastadas presentan un alto riesgo de daño por gusanos cortadores.

En todos los suelos que en los últimos dos años hayan tenido cualquier cultivo agrícola, es muy posible que presenten deficiencias de hongos micorrícicos durante la primera temporada de cultivo.

Al visitar el lugar se debe observar los sistemas radiculares, y eventualmente desórdenes nutricionales en el follaje de los vegetales existentes en el sitio. Especial cuidado se debe dar al uso de herbicidas en el cual se establecerá el vivero. Especial importancia merecen los herbicidas suelo activo de residualidad prolongada.

Valor del suelo y costo: El mejor sitio para establecer un vivero puede no ser conveniente por el valor del suelo. En muchos casos, sitios con suelos a valor razonable dejan de ser una alternativa viable debido a los costos de habilitación que tiene el lugar.

Proximidad de clientes, mano de obra y servicio: Si el vivero tiene como finalidad el abastecimiento de un programa de repoblación, debe ser ubicado lo más al centro posible del área a repoblar. De esta manera, se aumenta la eficiencia de transporte de plantas al lugar de plantación. En consecuencia, se debe evitar ubicar viveros en las cercanías del mar, por cuanto el radio de abastecimiento se debe aumentar al doble. En el caso de viveros particulares, siempre será una buena opción la localización a orillas de carreteras de tránsito intensivo.

Mano de obra: En un vivero, por altamente tecnificado que sea, existen periodos de alto requerimiento de mano de obra. Por ello, antes de decidir su ubicación, es importante analizar la cantidad de mano de obra, su grado de instrucción, ubicación y disponibilidad con respecto a los momentos más críticos de requerimientos en el vivero. En la zona central de Chile, la recolección de mosqueta, de frutas y hongos son actividades competitivas con etapas de alto requerimiento de mano de obra en vivero. El conocimiento adecuado de esta situación es determinante para planificar el plan de equipamiento de un vivero. Los viveros ubicados cercanos a centros poblados pueden obtener desde allí la mano de obra requerida y cancelar su traslado. Si el vivero se instala en lugares alejados, debe disponer de instalaciones para el alojamiento de personal.

Otros servicios: La distancia del vivero a la conexión con la energía eléctrica es importante, por cuanto ésta es una inversión de alta incidencia en los costos de establecimiento. Es deseable que el vivero mantenga conexión permanente con el exterior, por lo tanto, la facilidad de teléfono u otro medio de comunicación también deben ser considerados. En el vivero, permanentemente se está requiriendo de distintos insumos para el proceso de producción, por lo tanto se debe evaluar también la distancia a centros de abastecimiento.

Viveros a raíz cubierta

La elección del sitio para establecer viveros que producen plantas en contenedores tiene, en general, menos restricciones que para establecer un vivero a raíz desnuda. Un vivero en contenedores se puede establecer en un suelo totalmente inadecuado para el abastecimiento de un vivero que produce plantas a raíz desnuda, debido a que las plantas crecen en un medio artificial, con estructuras y equipos que modifican los factores ambientales (Figura 4.3).



Figura 4.3. Vivero para producción de plantas a raíz cubierta en contenedores dispuestos en mesones con mallas sin bandejas.

El objetivo básico de todas las operaciones de este tipo de viveros es modificar el ambiente natural para producir plantas de manera rápida, eficiente y económica. Los viveros en contenedores ofrecen la alternativa de modificar el medio ambiente, pero se debe tener presente que los costos de montaje y operaciones aumentan junto con el grado de modificación de las condiciones naturales. Existe una gran variedad de estructuras de propagación, las que deben estar acordes con las características del sitio. Por ello, es necesario un conocimiento previo de los distintos tipos de estructuras y de los equipos de control ambiental para una adecuada evaluación del sitio.

Un vivero a raíz cubierta exitoso, es consecuencia de un cuidadoso análisis de las condiciones ambientales del sitio. Un buen diseño para un lugar, no necesariamente debe ser bueno para otro. Por lo tanto, el tipo de instalaciones o desarrollo de un vivero debe ser consecuencia de un análisis en el corto y largo plazo, de cada factor crítico para un sitio en particular.

Al desarrollo o tipo de instalaciones del vivero se le debe dedicar un tiempo importante en la elección del sitio, porque más tarde se pueden producir problemas biológicos y operacionales que están relacionados con descuidos de estos aspectos. Cuando en la elección del sitio predominan criterios económicos o políticos, normalmente se producen deficiencias que limitan el éxito del vivero. Por el contrario, cuando en la elección del sitio ha predominado un criterio biológico, las posibilidades de éxito son mayores.

Para una mejor selección de un sitio para establecer un vivero que produzca plantas en contenedores, es aconsejable evaluar los factores críticos y los factores deseables o secundarios que inciden en su elección. Factores críticos son aquellos considerados fundamentales en el funcionamiento exitoso del vivero; los factores secundarios son

aquellos que no son absolutamente indispensables, pero que si están presentes pueden hacer que el funcionamiento del vivero sea más económico y eficiente.

Factores críticos para la elección de un vivero

Disponibilidad de luz solar: Cualquier sitio destinado a vivero debe disponer de la mayor cantidad de luz solar durante el día y a través del periodo de crecimiento de las plantas. De otra forma, hay que proporcionar la luminosidad en forma artificial y ello requiere de energía adicional. La sombra puede disminuir la productividad y aumentar los costos de producción. El problema es más crítico en latitudes más australes o en climas permanentemente nublados.

El área de crecimiento de las plantas no debe ser afectada por la sombra a ninguna hora del día, por ello es importante evitar cortinas o construcciones cercanas en las exposiciones este, norte y oeste. Si la especie tiene una larga permanencia en el vivero, esta situación debe mantenerse durante todo el periodo de cultivo. Las distancias de las cortinas a las zonas de producción de plantas deben ser calculadas para cada zona en particular.

Calidad y cantidad de agua: Después de la disponibilidad de luz solar, calidad y cantidad de agua es el factor más importante en la elección del sitio para establecer un vivero. En un vivero que produce plantas en contenedores hay requerimientos relativamente altos de agua, debido a que además de la cantidad necesaria para los procesos fisiológicos de las plantas, se utiliza también para la regulación de la temperatura ambiente. Por otra parte, hay que tener presente que el riego de los viveros que producen plantas a raíz cubierta son de alta frecuencia, debido a que el volumen de los contenedores es reducido y el medio de crecimiento o sustrato no permite una buena retención de humedad. En climas muy calurosos, el agua se utiliza como enfriador de ambiente. En climas fríos y con producciones al aire libre, tanto a inicios de primavera como a mediados de otoño, se utiliza en la protección contra heladas.

Es necesario tener presente que el agua que puede ser considerada como óptima para uso industrial o doméstico, puede provocar daños severos en las plantas. Para la elección del sitio de un vivero, la calidad del agua está determinada por la cantidad de partículas en suspensión (pestes o sedimentos) y sales disueltas.

Materiales inorgánicos como arcillas, sedimentos, partículas finas de arena, esporas de hongos, pueden permanecer bastante tiempo en suspensión en el agua, lo que obliga a filtrarla mecánicamente o a través de tratamientos químicos. Los sedimentos son abrasivos y provocan daños importantes en los mecanismos de las bombas, inyectores de fertilizantes y aspersores.

El agua para regar viveros que producen plantas a raíz cubierta puede tener diferentes orígenes, desde la red de agua potable hasta aguas superficiales de ríos o lagunas. Cualquiera sea su origen, deben ser analizadas antes de ser aceptadas para vivero. Si el agua

proviene de ríos o lagunas hay que tener presente que las características de ella cambia con el tiempo, por lo que se requiere hacer análisis periódicos antes de considerar su uso.

Cuando entre las partículas en suspensión están presentes esporas de hongos, bacterias, algas y residuos orgánicos, pueden ser eliminados a través de cloración. Concentraciones de 1 ppm son toleradas por la mayoría de las plantas (Ayers y Westcot 1985). El agua de consumo humano también tiene tratamientos de fluoración. Aunque la mayoría de las plantas forestales toleran bien concentraciones de 1 ppm, existen algunas ornamentales que presentan problemas de toxicidad.

Respecto de la presencia de sales disueltas en el agua, hay que tener presente que muchos iones minerales pueden estar disueltos en el agua que eventualmente vaya a ser utilizada en el riego de un vivero. Es perfectamente posible que aguas muy claras o transparentes contengan niveles de sales dañinas para las plantas. Es frecuente que aguas superficiales, de pozos semiprofundos (punteras) y de pozos profundos, ubicados cerca de la costa, presenten niveles de toxicidad de sodio y cloro. También cuando se trata de aguas duras, pueden existir cationes tales como Ca y Mg, los que dependiendo de su concentración, pueden ser tóxicos o beneficiosos, en cuyo caso actuarían como nutrientes. Esto puede ser doblemente beneficioso si se tiene presente el grado de dificultad que ambos elementos presentan para formularlos como fertilizantes líquidos. Otros iones que pueden ser tóxicos en el cultivo de árboles son B y Fe, que son elementos esenciales en la nutrición de las plantas, pero que si en el agua están en concentraciones superiores a las adecuadas pueden actuar como tóxicos (García 2012).

En Chile no existen estándares de calidad de aguas para viveros forestales. En la Tabla 4.1 se presentan los límites máximos para diferentes índices de calidad de agua, para producción de plantas en contenedores en EE.UU. (Landis *et al.* 1999).

Tabla 4.1. Estándares de calidad de agua para viveros en contenedores.

Índice de calidad	Límite máximo	
<i>pH</i>	6,0 a 7,5	
Salinidad (C. Eléctrica)	1.500 uS/cm (umhos/cm)	
Iones tóxicos:		
Sodio	50 ppm	2,2 meq
Cloro	70 ppm	2,0 meq
Boro	0,75 ppm	N/A
Iones secundarios:		
Calcio	100 ppm	5,0 meq
Magnesio	50 ppm	4,2 meq
Sulfatos	250 ppm	5,2 meq
Decolorantes foliares:		
Bicarbonato	60 ppm	1,0 meq
Dureza total (Ca+Mg)	206 ppm	-----

Fuente: Landis *et al.* (1999).

Además de la calidad del agua, hay que tener presente la demanda por agua que tendrán las especies a cultivar, por cuanto éstas tienen diferentes necesidades de agua para realizar sus procesos fisiológicos en forma eficiente. Por otra parte, los requerimientos de agua, de una misma especie, cambian según la etapa de desarrollo en que se encuentre la planta y las características climáticas del lugar en que se localice el vivero. También hay que tener presente que el volumen o cantidad de agua que se aplica en un riego no es 100 por ciento aprovechable por las plantas. Una parte se pierde por evaporación, otra se requiere para consumo en el vivero. En un vivero a raíz cubierta la cantidad de agua necesaria está determinada por el método de riego, la permanencia del cultivo en el vivero y por el volumen de los contenedores.

Se estima que en invernadero con ambiente totalmente controlado, con receptáculos de 164 cm³, por cada 1.000 plantas se requieren entre 75 y 95 l de agua por semana; para contenedores del mismo volumen se estima que se requiere un total de 4.090 l año⁻¹. En contenedores más pequeños, de 63 cm³, los requerimientos bajan a 55 l semana⁻¹, para 1.000 plantas y alrededor de 1.650 l año⁻¹ para cada metro cuadrado de cultivo.

Cuando el viverista tiene un conocimiento acabado de la especie que está cultivando y de su comportamiento bajo las condiciones ambientales existentes, puede utilizar, para el cálculo de demanda de agua para riego, la eficiencia del uso del agua (EUA) de la especie. Es decir, la cantidad de agua necesaria para producir un gramo de materia seca. Al respecto, se debe tener presente que aproximadamente un 70 por ciento del agua aplicada cae sobre la cama de semilla y un 50 por ciento se pierde por evaporación. Luego los requerimientos de agua de una planta están dados por la razón o producto entre el peso final deseado de la planta y la eficiencia del uso del agua.

Fuente segura y económica de energía. Los viveros que producen plantas a raíz cubierta requieren de cantidades importantes de energía para su funcionamiento. Los requerimientos varían con el clima y el tipo de estructuras de propagación, grado de sofisticación de los equipos, del manejo ambiental y tipo de permanencia del cultivo en el vivero. Los invernaderos de ambientes totalmente controlados requieren de un alto consumo de electricidad para el funcionamiento de los equipos de manejo ambiental. Todos los viveros requieren energía eléctrica para operar los equipos de riego. Por lo anterior, en la elección del sitio es importante analizar las diferentes alternativas de energías utilizadas en el lugar. La elección final debiera estar dada por los costos de operación y seguridad de contar con ella.

Se estima que en un invernadero el 70-80 por ciento de la energía que se requiere es para elevar la temperatura y un 5-10 por ciento del total de la energía requerida es para enfriar el ambiente. En muchos sitios pueden ser alternativas viables el uso de energía solar o subproductos de la industria del aserrío.

Disponibilidad suficiente de suelo. En la elección del sitio es importante conocer la máxima tasa de producción que se exigirá al vivero. De esta forma, se conocerá la superficie requerida para producir plantas a través de un cálculo entre la tasa anual y producción, densidad del cultivo y factores de eficiencia del vivero.

Además, se debe tener presente que en un vivero que produce plantas a raíz cubierta se requiere de espacios para protección (cortinas), almacenaje de insumos y de plantas, limpiado y desinfección de receptáculos, llenado de receptáculos y siembra, almacenaje y eventual fabricación de sustrato o medio de crecimiento, servicios y oficinas. Es importante también considerar eventuales espacios con otros fines, como parques y jardines.

Consideraciones ecopolíticas. El aumento de la preocupación por la contaminación del medio ambiente de cualquier actividad económica hace que éste sea uno de los factores más críticos en la elección del sitio para establecimiento de un vivero.

En zonas o áreas cercanas a centros urbanos puede haber sitios disponibles, pero las prohibiciones sobre el tipo de construcciones, uso de la tierra, tratamientos de residuos, etc., pueden hacer impracticable el establecimiento de un vivero. Si se proyecta establecer un vivero en áreas aledañas a centros poblados, es importante consultar previamente el plan de desarrollo urbanístico de la zona, ubicación de red de alcantarillado y restricciones de su uso, así como criterios de evaluación del tipo de construcciones que se utilizarán (temporales o permanentes). La recopilación de este tipo de antecedentes previenen sobre aspectos de encarecimiento del suelo que pueden llevar a que el cultivo del vivero no sea posible.

Factores secundarios para la elección de un vivero

Protección del entorno. Aunque el área de cultivo del vivero no debe ser afectado por sombra, es también importante considerar que la zona de cultivo debe estar protegida del viento por problemas en el riego si el vivero es al aire libre o para protección y estabilidad de las construcciones (invernaderos), si el cultivo es bajo cubierta.

Viveros cercanos a zonas industriales están expuestos a efectos de polución ambiental que puede tener efectos negativos sobre el cultivo y/o estructuras de las instalaciones, por lo que este aspecto también debe ser considerado en la elección del sitio para instalar el vivero.

Características topográficas. La topografía plana es deseable para el establecimiento de plantas a raíz cubierta, tanto por aspectos biológicos como económicos. Las áreas planas disminuyen los costos de nivelación de suelos y facilitan la instalación de construcciones y equipos. En lugares con fisiografía montañosa o de lomajes suaves se debe preferir exposiciones norte para instalar el vivero, por cuanto la mayor intensidad luminosa redundará en economía de energía necesaria para elevar la temperatura. Además, el reciclaje de las aguas de riego se facilita en suelos de topografía plana.

Disponibilidad estacional de mano de obra. La demanda por mano de obra varía en los viveros según la época de cultivo. También influye en ello el grado de equipamiento de los viveros debido a la competencia por la mano de obra en los periodos de mayor requerimiento de ésta.

En la época de siembra se compite con los cultivos de espárragos y algunos berries; en la época de endurecimiento de las plantas, con la cosecha de mosqueta; en la época de cosecha del vivero, con el cultivo de remolacha azucarera y recolección de hongos. Por ello, es importante averiguar las principales actividades consumidoras de mano de obra en la zona en que se desea establecer el vivero y, de acuerdo con ello, determinar las prioridades de mecanización o automatización de algunas actividades.

Accesibilidad. Un vivero debe tener acceso expedito durante las 24 h de los 365 días del año. En este aspecto, se debe tener presente el estado de los caminos, el tipo de carpeta de rodado que poseen, las obras de arte (puentes, alcantarillas), número, estado de conservación y riesgo de deterioro. En la zona central del país son frecuentes los aumentos de caudales de esteros y ríos en otoño e invierno. En algunas áreas no están claros los derechos de servidumbre de los caminos vecinales, razón por la cual se debe averiguar al respecto antes de tomar la decisión de establecer un vivero.

Manejo de las plantas durante el proceso de endurecimiento

Introducción

La fase de endurecimiento es una etapa crucial del proceso de producción de plantas en vivero, pues es en ella en donde el viverista establece o induce los diferentes tipos de atributos que califican a las plantas para superar los diferentes factores limitantes que un sitio específico de plantación les presente.

Durante la permanencia de las plantas en el vivero en las dos primeras fases del cultivo, el manejo está enfocado a proporcionar las mejores condiciones para su establecimiento y crecimiento en altura; cuando se ha logrado entre un 80 a 90 por ciento de la altura final deseada, se inicia la fase de endurecimiento la que a su vez se puede dividir en varias etapas, dependiendo del nivel o grado de endurecimiento que las plantas requieran.

Para cumplir adecuadamente con lo señalado, el viverista necesariamente debe:

- Conocer el comportamiento del crecimiento de la o las especies que está cultivando en el vivero.
- Conocer el efecto de la interacción de las principales labores de manejo en la fisiología del crecimiento de las especies que cultiva.
- Identificar los principales factores limitantes que tendrán que vencer las plantas.
- Obtener del plantador o forestador información fidedigna de las principales condiciones edafoclimáticas del sitio a plantar, de la época y tipo de plantación que realizará.

Con la información antes indicada estará en condiciones de definir los atributos morfológicos, fisiológicos y del comportamiento que deberán tener las plantas para asegurar una buena tasa de supervivencia y crecimiento inicial, en las diferentes áreas edafoclimáticas a las cuales estarán destinadas. Al respecto, mientras más amplia la diversidad

de clima y suelo que deba abastecer con plantas un vivero, generalmente más complejo y más caro será el manejo en esta fase de viverización de las plantas.

En la fase de endurecimiento se reconocen dos subetapas: la primera de ellas se conoce como *inducción de la dormancia* o detención del crecimiento en altura, que se inicia cuando las plantas han alcanzado entre un 80 y 90 por ciento de la altura final esperada, debido a que se trata de un proceso gradual. La segunda etapa es la de *resistencia al estrés* o de inducción de atributos del comportamiento, donde las plantas se preparan para soportar el proceso de cosecha y toda la manipulación que ello implica: almacenaje, transporte, establecimiento e inicio del crecimiento en terreno (Landis *et al.* 1999).

El endurecimiento de las plantas es una fase cuya intensidad de manejo está condicionada por la época o por las características climáticas de la época en la cual se vaya a realizar la plantación. Si la plantación se hace en *verano* cuando las plantas aún están creciendo o en pleno crecimiento, sólo deben ser preparadas para soportar el transporte hasta el lugar de plantación y no requieren ser endurecidas; en plantaciones de inicios de *otoño*, las plantas requieren un proceso de endurecimiento moderado en el cual basta con la inducción de la dormancia; en plantaciones de *invierno e inicios de primavera*, las plantas requieren del proceso completo, porque no sólo deben soportar las inclemencias del clima en el sitio de plantación, sino que además deben ser capaces de soportar almacenajes refrigerados o frigorizados, según corresponda.

Los factores que tienen mayor influencia sobre las diferentes variables que califican a las plantas, las labores culturales o de manejo que afectan al proceso de endurecimiento y algunas de sus interacciones, se discuten a continuación.

Factores ambientales y de manejo de las plantas en vivero

En viveros que producen plantas a cielo abierto, el viverista tiene mayor control sobre el contenido del agua así como también sobre los niveles y relación entre nutrientes. Cuando se trabaja bajo condiciones de ambiente controlado se ejerce control, además, sobre las temperaturas ambientales y cantidad de horas luz del cultivo. Factores todos en los cuales el manejo de su interacción será determinante en los diferentes tipos de atributos que logren las plantas al final del proceso de producción.

Estrés hídrico. Durante la fase de pleno crecimiento, las plantas se han mantenido bajo condiciones de contenido de agua, tanto en el sustrato como en el interior de ellas, en niveles tales que se les proporcionen las mejores condiciones de crecimiento primario. Generalmente, el riego se repite cuando no se ha perdido más allá del 75 por ciento del agua aprovechable en el contenedor o el contenido de agua en el tallo de las plantas es cercano a -0,5 a -0,8 MPa (Mega Pascales). Durante la fase de endurecimiento, el riego se restringe drásticamente y se someten las plantas a periodos sucesivos y crecientes de estrés para inducir respuestas de tipo morfológico, fisiológico y del comportamiento, que les permitirán tolerar diferentes tipos de estrés durante las etapas de cosecha, almacenaje, transporte y establecimiento definitivo en terreno.

Fotoperiodo. En la naturaleza, las plantas inician su receso vegetativo cuando las horas luz a las que está expuesto su follaje disminuye. En vivero, la disminución natural o artificial de la cantidad de horas luz es un factor importante en el inicio del proceso de endurecimiento. Acortamientos del fotoperiodo de 12 a 8 h, entre otros, induce una mayor lignificación en el tallo de las plantas y genera un aumento en el contenido de carbohidratos solubles totales en el follaje (Zapata 1999, Zapata *et al.* 2000).

Nutrientes. Durante la fase de pleno crecimiento el esquema de manejo de la fertilización en vivero es rico en nitrógeno y resto de los elementos nutritivos involucrados en el crecimiento de los diferentes órganos de las plantas. Debido a la movilidad interna natural de los distintos elementos, en las diferentes fases del crecimiento en las plantas, generalmente en esta etapa se busca o se debe tratar de llevarlas a niveles de consumo de lujo en el follaje. Durante la fase de endurecimiento, por el contrario, se restringe la concentración de nitrógeno en la solución nutritiva y como se analizará más adelante, se utilizará como un factor restrictivo del crecimiento primario de las plantas (Escobar 1998).

Temperatura. La temperatura es un factor ambiental determinante en la regulación de procesos fisiológicos como transpiración y respiración, ambos procesos íntimamente ligados al crecimiento de las plantas. El manejo de la temperatura en vivero, en interacción con la velocidad del viento sobre el follaje y contenido de agua en las plantas, tendrá un efecto directo sobre la tasa de transpiración del cultivo. El manejo de las temperaturas nocturnas en un invernadero permite que el viverista intervenga sobre el proceso de respiración de las plantas y por lo tanto, en la relación tasa de fotosíntesis tasa de respiración, importante en el crecimiento y cantidad de reservas acumuladas (Escobar 1999, Escobar 2000).

Comportamiento del crecimiento de distintos órganos de las plantas en vivero

Uno de los aspectos importantes a tener en cuenta para manejar el proceso de endurecimiento de plantas en vivero, es conocer detalladamente el comportamiento del crecimiento en altura, diámetro de cuello y radicular de la especie que se está cultivando. El patrón de comportamiento siempre será el mismo, en cualquier especie; las diferencias que puedan ocurrir estarán dadas entre viveros debido a sus diferencias de manejo.

Inicialmente se produce un crecimiento rápido de raíces, vital para la fase de establecimiento de las plantas y cuya tasa de incremento decrece y permanece constante para volver a incrementar al final del periodo de viverización o fase de endurecimiento (Figura 4.4). El crecimiento en altura del tallo se inicia una vez que las plantas forman sus primeras hojas verdaderas: a partir de ese momento experimenta un incremento hasta lograr una tasa máxima, la que luego decrece gradualmente. El comportamiento del crecimiento del tallo en altura tiene una relación muy estrecha, en coníferas, con la concentración de los macroelementos en el follaje, aspecto que es fundamental para manejar posteriormente los equilibrios nutritivos en las plantas. Durante esta etapa del crecimiento, los niveles de N, P y K en el follaje son altos, los que decrecen producto

de la translocación que experimentan a órganos de reserva (Escobar y González 1987, Escobar *et al.* 1984). Al final del periodo de crecimiento suben los niveles de Ca y Mg. Respecto del crecimiento del diámetro de cuello, éste es constante y creciente logrando la máxima tasa de incremento después del periodo de máxima tasa de incremento del crecimiento en altura, lo que ocurre alrededor de la mitad del periodo de endurecimiento. Para cada tipo de crecimiento, el viverista dispone de herramientas de manejo para incrementarlos o controlarlos (Escobar y González 1987).

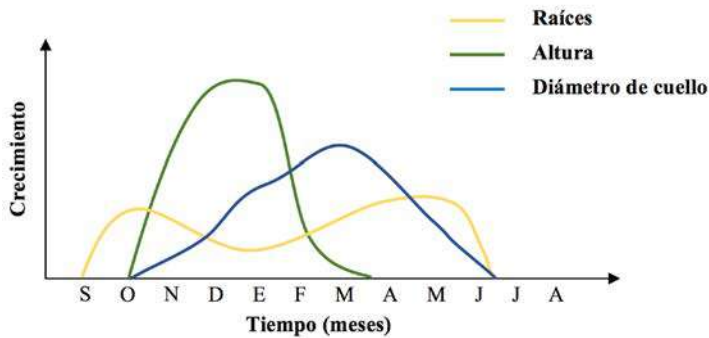


Figura 4.4. Crecimiento típico a lo largo del año de la altura, diámetro de cuello y raíces de plantas cultivadas en vivero.

Fuente: Landis *et al.* (1999).

Etapas del proceso de endurecimiento

El proceso de endurecimiento tiene varias etapas secuenciales que van produciendo diferentes efectos en las plantas y por lo tanto, distintos grados de endurecimiento. Este será más severo mientras mayores sean los factores limitantes del sitio a plantar y más rigurosas las condiciones climáticas (Escobar 2007).

Inducción de atributos morfológicos

Detención del crecimiento en altura. Una vez que las plantas han alcanzado, en promedio, alrededor del 80 a 90 por ciento de la altura final deseada, se inicia la primera etapa del proceso de endurecimiento que consiste en detener el crecimiento en altura. Como se trata de un proceso gradual, el viverista se debe dar un margen de seguridad que, dependiendo de la especie y del grado de endurecimiento requerido, puede oscilar entre un 20 a 10 por ciento de la altura final programada. Para detener el crecimiento en altura, básicamente se utilizan dos herramientas de manejo: estrés hídrico sucesivo y creciente a las plantas y disminución del contenido de nitrógeno en la dieta nutritiva. A lo anterior se puede agregar el manejo de las épocas de siembra pero que, al momento de detener el crecimiento, es una medida menos eficiente.

Manejo del estrés hídrico: Durante la fase de pleno crecimiento, el cultivo se ha mantenido con alta cantidad de agua en el sustrato y en el interior de las plantas. En esta etapa, normalmente los riegos se repiten cuando el sustrato ha perdido entre un 50 a 75 por

ciento del agua aprovechable en el contenedor o cuando la planta ha alcanzado valores de potencial hídrico, en el tallo, de -0,8 a -1.0 MPa.

Durante la fase de endurecimiento se debe buscar que la planta, gradualmente, soporte vivir bajo condiciones de menor disponibilidad de agua, tanto en el sustrato como en el interior de ella. Para lo cual, de manera sucesiva y creciente, se va disminuyendo su cantidad en el sustrato y se va incrementando el grado de estrés hídrico al interior de ella (Coopman *et al.* 2008). Las especies tienen distintas capacidades de soportar la falta de agua, por lo cual cada viverista debe manejar o conocer la máxima tolerancia al estrés hídrico que tienen las diferentes especies que cultive. Este valor máximo de potencial hídrico (valor negativo) está referido a la cantidad mínima de agua en el tallo con que las plantas de una especie determinada puedan vivir sin que sufran daños irreversibles o afecten su comportamiento en terreno. Una manera práctica de conocer el estado de la planta, cuando no se dispone de equipos sofisticados para evaluar el contenido de agua al interior de ella, es la siguiente:

- Se toman 2 a 3 bandejas con plantas.
- Se les riega a goteo o saturación.
- Después de 2 a 3 h, se les toma el peso.
- Se dejan al ambiente hasta que las plantas muestren primeros signos de marchitez.
- Se les pesa nuevamente.
- La diferencia entre peso 1 y 2 es agua evapotranspirada en el tiempo transcurrido.
- Para riego rutinario, la bandeja nunca más debe llegar nuevamente a ese peso.
- Para endurecimiento, es el punto para iniciar las tres primeras semanas de estrés.

Para manejar el nivel de estrés a través de la evaluación del potencial hídrico, se determinan valores de potencial en la planta, a los cuales se volverá a aplicar un riego, el que siempre debe ser a capacidad de contenedor. Por ejemplo, en *Pinus radiata* el endurecimiento es exitoso cuando se utiliza el siguiente esquema:

- 1^a a 3^a semana de iniciado el proceso, repetir riego a -1,3 MPa
- 4^a a 6^a semana repetir riego a -1,8 MPa
- 7^a a 8^a semana repetir riego a -2,0 MPa

Posteriormente, los riegos se repiten cuando las plantas logran valores de potencial hídrico que oscilan entre -2,0 y -2,3 MPa. Utilizando el mismo criterio de evaluación, se ha determinado que *Eucalyptus globulus* con contenidos de agua menores a -1,3 MPa afectan negativamente su tolerancia al frío (Escobar 2007). Si no se dispone de equipos especializados para determinar agua en las plantas, un buen método para inducir estrés hídrico controlado es a través del control del peso de las bandejas o contenedores. Para ello, se pueden utilizar balanzas de plataforma o básculas, de las cuales se cuelga la bandeja (dinamómetros). Esta última resulta ser más cómoda, ya que permite el desplazamiento del operario a través de las diferentes partes del vivero en las cuales estén ubicadas las bandejas de control; algunos viveristas construyen estructuras similares a arneses, con las cuales cuelgan a las bandejas desde el dinamómetro.

Por ejemplo, en contenedores de 130 cc con 16 cm de longitud, durante el proceso de endurecimiento el riego se repite, en las tres primeras semanas, cada vez que se ha perdido el 100 por ciento del agua aprovechable en el contenedor; entre la cuarta y sexta semana de iniciado el endurecimiento, el riego se repite entre 24 hasta 48 horas después que, en los contenedores, se ha perdido el 100 por ciento del agua aprovechable; entre la sexta y octava semana, el riego se repite 72 a 96 horas después que el sustrato ha perdido el 100 por ciento de agua aprovechable. Posteriormente, los riegos se repiten con periodicidades que oscilan entre 5 y 7 días después que se ha agotado el 100 por ciento del agua aprovechable en el contenedor.

La cantidad de días que transcurre entre riegos varía con el volumen y longitud del contenedor, con las condiciones ambientales del vivero y con la especie que se está cultivando. Contenedores de menor volumen y longitud pierden el agua más rápido, por lo cual requieren mayor periodicidad de riego; viveros con mayores tasas de evapotranspiración logran antes las condiciones de humedad del sustrato que aquellos con baja tasa de pérdida de agua en el sustrato y plantas. Las especies tienen diferentes eficiencias a la absorción y aprovechamiento del agua. Por ejemplo, *Eucalyptus globulus* consume más rápidamente el agua en un contenedor de igual volumen y longitud, que *Pinus radiata*, pero esta especie es más eficiente en la absorción de nutrientes con menor cantidad de agua en el sustrato.

Incremento del crecimiento en diámetro. El diámetro de cuello es el atributo morfológico que mejor se correlaciona con la supervivencia y crecimiento inicial de las plantas en terreno. En forma natural el crecimiento de las plantas en vivero es máximo una vez que ha terminado el incremento del crecimiento en altura. Para controlar el diámetro de cuello, el viverista debe manejar la altura del contenedor, el volumen del contenedor, la fertilización, el riego y la época de siembra. A los cinco factores anteriores, en especies de rápido crecimiento, se debe agregar el manejo de tallo que incluye dos labores: poda de tallo y poda de ramas laterales.

Altura del contenedor: Estudios efectuados en *Eucalyptus globulus* (González 1996) y en *Pinus radiata* (Viel 1997) muestran que la altura del contenedor tiene una fuerte incidencia en el crecimiento en diámetro de cuello de las plantas. Mientras más largo el contenedor mayor es el crecimiento en diámetro de cuello de las plantas.

Volumen del contenedor: El volumen del contenedor tiene una relación directa con el crecimiento del diámetro de cuello de las plantas en vivero. Mientras mayor es el volumen del contenedor más crecimiento en diámetro de cuello experimentan las plantas (González 1996).

Fertilización: El nivel y frecuencia de aplicación de la fertilización en vivero afecta al crecimiento en diámetro de las plantas. A mayores dosis de N y P utilizadas en fertirriego, mayor es el crecimiento en diámetro de cuello (Monsalve *et al.* 2009).

Riego: Si la cantidad de agua aplicada en el riego permite un buen abastecimiento a la planta y la humedad del sustrato se mantiene de manera que no se estrese, pero tampoco

logre niveles de saturación, el crecimiento en diámetro es mayor. La especie y condición de cultivo (cielo abierto o invernadero) son determinantes en cómo manejar el riego (Pinto 2000). Las especies difieren en cuanto a su eficiencia a la absorción de nutrientes según la condición de humedad del sustrato. En cuanto al ambiente, en el cultivo a cielo abierto hay mayor tasa de evapotranspiración que en invernaderos que no regulen la velocidad del viento en su interior (Donoso 1999).

Época de siembra o edad: Plantas de una misma especie sembradas temprano en la temporada de viverización, logran mayores diámetros de cuello que aquellas que se siembran a mediados o fines de la temporada de siembra (Lema 1987).

Densidad de cultivo: En producción de plantas a raíz desnuda, la densidad de cultivo en vivero es inversamente proporcional al crecimiento en diámetro de cuello: a menor densidad de cultivo mayor diámetro de cuello. Sin embargo, en plantas producidas a raíz cubierta, la distancia entre plantas parece no afectar el diámetro de cuello. González (1996) en un estudio con *Eucalyptus globulus* utilizó nueve intervalos diferentes entre plantas cuyos rangos extremos estaban entre 3,7 y 6,7 cm, respectivamente; al término del estudio, concluyó que la distancia entre plantas no había afectado el diámetro de cuello. De lo que se desprende que existen otros aspectos relacionados con los contenedores y con el manejo en vivero que afectan más al comportamiento de esta variable.

Manejo del tallo: El manejo de tallo es una labor cultural ampliamente utilizada en la producción de plantas de rápido crecimiento. La fundamentación fisiológica de su empleo está basada en generar, de manera artificial, un desorden hormonal en las plantas, al igual que con el manejo radicular. Las plantas, en forma natural, para mantener un crecimiento armónico tienen una cantidad de auxinas que están en perfecto equilibrio al interior de ellas. Las zonas de mayor concentración son el ápice caulinar y el radicular: si se corta o elimina uno de éstos, la planta reacciona redistribuyendo las auxinas remanentes para lograr nuevamente el equilibrio en su interior. Durante la translocación, la planta sufre una serie de cambios físicos y bioquímicos que contribuyen al proceso de endurecimiento. Por ejemplo, en latifoliadas desaparecen los estomas del haz y disminuyen su número en el envés, aparecen ramas laterales y las hojas, gradualmente, se van poniendo más coriáceas; en coníferas, crece follaje secundario y desaparecen los braquiblastos; en ambos casos, aumenta significativamente el diámetro (Escobar 1994).

Poda de tallo: Durante el proceso de pleno crecimiento se estimula el crecimiento en altura hasta un 50 por ciento más de la altura final deseada. Se corta el tallo a la longitud final esperada.

Poda de ramas laterales: La poda del tallo trae consigo un aumento del área foliar debido a la proliferación de ramas laterales, lo que normalmente provoca problemas de falta de luz en la base del tallo, fenómeno que se manifiesta a través del inicio de una clorosis en las hojas basales. Cuando aparece el cambio de color en las hojas basales en latifoliadas, es el momento para efectuar la eliminación de las ramas laterales; la respuesta más visible será un aumento significativo en el crecimiento en diámetro de cuello.

Incremento del crecimiento radicular. El sistema radicular es la variable morfológica cuyo crecimiento culmina más tarde en el proceso de viverización, debido a que ocurre después que las plantas inician el proceso de translocación de solutos desde el follaje al tallo y raíces. Una vez que culmina el crecimiento en altura, los niveles de nitrógeno disminuyen en el follaje y aumentan en el tallo y raíces (Escobar y González 1987, González *et al.* 1988). Para mejorar el crecimiento y volumen radicular, el viverista dispone de varias herramientas que puede utilizar durante el manejo de plantas en vivero:

Longitud del contenedor: es una de las características que mayor influencia tiene en el volumen y biomasa radicular (Figura 4.5). Mientras mayor es la longitud del contenedor, más biomasa radicular y mejor preparada estará la planta para ser utilizada en zonas áridas (González 1996, Salgado 1995).



Figura 4.5. Tamaños de contenedor (A: 135 cm³, B: 80 cm³) e influencia en la masa radicular de la planta. El almacenamiento de agua y nutrientes entregados en base a programa de riego y nutrición, se deben ajustar en cada caso a programas específicos al tamaño del contenedor que corresponde también con las condiciones de estrés postestablecimiento.

Porosidad de aireación: Cuando el riego es excesivo, si el tamaño de partículas del sustrato es muy pequeña o la capacidad de retención de agua de alguno de sus componentes es muy alta, la porosidad de retención aumentará en desmedro de la de aireación, afectando negativamente el crecimiento de las raíces finas (Coopman 2001, Viel 1997).

Poda química: Prácticamente todos los contenedores en su interior poseen estrías en el sentido longitudinal. El objetivo de esta estructura es guiar al sistema radicular y evitar el espiralamiento, fenómeno típico de los contenedores de paredes lisas. Sin embargo, esta estructura de diseño no es suficiente para obtener un buen sistema radicular. Una

raíz será, anatómicamente, de mayor calidad cuanto más fibrosa sea y cuanto más raíces finas (menores a 1 mm de diámetro) tenga, y que éstas nazcan desde una raíz principal claramente diferenciada.

Es usual observar en plantas creciendo en contenedores de plástico, que sus raíces laterales lo hacen pegadas a las paredes del contenedor, generando lo que se conoce como “efecto sauce u hombreras”. Estas plantas cuando son llevadas a terreno que presentan estrés hídrico estival, tienen problemas de supervivencia, y en suelos expuestos al viento, de estabilidad. Si el contenedor está fabricado de espuma de poliestireno expandido, el sistema radicular en muchas especies se entrecruza en las cavidades, generando serias dificultades para su extracción (cosecha). Sin embargo, esto se puede superar utilizando cobre mezclado con látex acrílico, con el cual se pintan las paredes internas de los contenedores: al entrar en contacto los extremos de las raíces con el cobre adherido a las paredes, se inhibe su crecimiento generando con ello un sistema radicular secundario que surge desde un eje central.

Las especies requieren diferentes concentraciones de Cu para lograr una buena poda, por lo que es recomendable probar diferentes dosis del elemento en la mezcla; la poda química, en algunas especies, afecta positivamente el diámetro de cuello, biomasa de tallo y área foliar; en todos los casos, mejora la estructura del sistema radicular y el comportamiento de las plantas en terreno (Quilodrán 1998). Una buena mezcla para hacer poda química es utilizar:

- 8 kg de Sulfato de Cu u Oxiclورو de Cu
- 19 litros de látex acrílico
- 75 litros de agua.

Manejo de la luminosidad: En muchos viveros que están ubicados en zonas de alta luminosidad se utilizan sombras sobre el cultivo para disminuir la temperatura del sustrato o impedir la radiación directa sobre el follaje de las plantas (Figura 4.6). Para ello, normalmente se usan mallas plásticas de diferentes grados de intercepción de la luminosidad, que oscilan entre un 50 y 80 por ciento. En algunos casos, se les utiliza sólo durante la fase de establecimiento y en otros, hasta el término de la fase de pleno crecimiento; también hay quienes las utilizan durante todas las fases del vivero. Escobar y Espinosa (1988) determinaron, en *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, que bastaba una semana de exposición del cultivo a la sombra, con 50 por ciento de intercepción de la luz, para afectar negativamente todos los atributos morfológicos de las plantas de estas especies y de manera especial, al sistema radicular. En general, las especies colonizadoras son más sensibles a esta labor de manejo que aquellas que aparecen después en la sucesión vegetal.



Figura 4.6. Uso de sombreadores para reducir la evaporación de agua y radiación sobre el follaje de plantas en desarrollo temprano.

Estimuladores de crecimiento radicular: En cultivos bajo sombra, siembras tardías o que han utilizado agua en exceso, generalmente las plantas tienen problemas para formar un buen cepellón. El problema, en algunos casos, se puede resolver utilizando estimuladores de crecimiento radicular.

Resistencia a la flexión. En general, la gran mayoría de los viveristas cuando al término del periodo de viverización caminan por el costado de un mesón con plantas, pasan la palma de su mano sobre el tercio superior del tallo. Si las plantas después de flectadas vuelven rápidamente a su posición original, son consideradas debidamente endurecidas. Es una prueba que muchos utilizan y que está basada en el conocimiento empírico. El concepto es que mientras más resistente sea una planta a la flexión, mayor resistencia tendrá al estrés hídrico y al frío. En plantas a raíz cubierta, se busca que cuando son extraídas desde el contenedor y tomadas desde el tercio superior del tallo, no se flecten. En forma práctica, también se utiliza aplicar una fuerza de flexión al tallo, similar a la empleada para evaluar el grado de dureza de la madera cuando se confeccionan estacas para propagación vegetativa. Cisternas (2005) en un primer intento por cuantificar el grado de rigidez de las plantas, calcula la resistencia a la flexión a través del momento flector o de resistencia (MF) y del módulo de elasticidad o rigidez (MOE). Además diseña un prototipo para ser utilizado en vivero y calcular la resistencia a la flexión a través del momento flector o de resistencia.

Inducción de dormancia de yemas. Algunas especies de coníferas y de latifoliadas de hoja ancha (e.g. *Pinus radiata*, *P. muricata*, *Eucalyptus globulus*, *E. nitens*, *Quillaja saponaria*) no forman yemas terminales y, por lo tanto, la mayor acumulación de reservas de crecimiento preformado lo acumulan en sus sistemas radiculares y a nivel del cuello

en órganos denominados lignotubérculos; son plantas que normalmente su periodo de dormancia es muy corto, no más de seis a ocho semanas.

En general, las coníferas y las latifoliadas que crecen en forma natural en climas templados y climas fríos acumulan una buena parte de sus reservas en las yemas terminales y laterales del tallo. Las coníferas en las yemas del ápice caulinar y las latifoliadas en las yemas ubicadas en las axilas de las hojas. Las yemas terminales de una conífera serán de mejor calidad mientras mayor sea el tamaño de éstas (Zhang *et al.* 1997).

Para lograr una buena acumulación de reservas en las yemas se requiere que la planta disponga de las mejores condiciones del sitio para realizar fotosíntesis; por ello es conveniente realizar siembras tempranas y no estresarlas hídrica ni nutricionalmente durante la fase de pleno crecimiento; evitar fertilizaciones nitrogenadas tardías y condiciones ambientales, una vez iniciado el proceso de endurecimiento, que desendurezcan las plantas, como aumentos del fotoperiodo, de la temperatura ambiente y riegos excesivos. También cuidar que las plantas logren acumular una cantidad de horas frío suficiente para entrar en reposo (Burdett y Simpson 1984). En producciones bajo ambiente controlado, cuidando las temperaturas nocturnas durante la fase de endurecimiento, se puede manejar el equilibrio entre tasa de fotosíntesis neta y tasa de respiración tratando de que sea mayor la primera (Lavender 1984).

Inducción de atributos fisiológicos

Niveles nutricionales. El estatus nutricional, es decir el nivel de los diferentes nutrientes esenciales que las plantas absorben desde el medio de crecimiento y que almacenan en sus diferentes órganos, es uno de los atributos fisiológicos más utilizados en el proceso de evaluación de calidad de plantas en vivero. El tejido más utilizado para su determinación es el follaje, porque el muestreo es menos invasor; se puede repetir en el tiempo en una misma población de plantas y es el más fácil de recolectar; también se pueden analizar ápices, tallo y raíces de plantas. La muestra para análisis debe ser representativa de una población homogénea, por lo cual deberá estar conformada de varias submuestras; dependiendo del laboratorio, se requieren entre 40 y 100 g de materia verde para la determinación de los 13 elementos esenciales.

Las muestras de tejido de plantas deben ser sometidas al mismo proceso de manipulación e, idealmente, ser analizadas en un mismo laboratorio. El laboratorio entregará en porcentaje, en relación a materia seca, el N, P, K, Ca, Mg y S (macronutrientes) y en partes por millón, el Fe, Cu, Mn, Zn, B, Mo y Cl (micronutrientes). Los niveles nutricionales en el follaje permiten:

- Conocer el estatus o nivel nutricional en las plantas.
- Determinar cómo evolucionan los distintos elementos a través del proceso de viverización y precisar los esquemas de fertilización a utilizar
- Corregir eventuales problemas de carencia o exceso de alguno de los elementos.
- Precisar la relación entre los diferentes elementos en las plantas.

El mejor momento de muestreo del tejido para la determinación de nutrientes es cuando la mayor cantidad de elementos se encuentran en concentración más alta en el tejido a muestrear; debido a la función que cumplen los distintos elementos minerales en las plantas, éstos se movilizan entre sus diferentes órganos en el tiempo, por lo que una fecha de muestreo inapropiada puede inducir a error a la persona que está interpretando el análisis (Escobar 1993) (Tabla 4.2). Para evaluar los niveles nutricionales de las plantas en el vivero, normalmente se debe hacer el análisis al término de la fase de endurecimiento; los valores obtenidos son los que el viverista debe informar al forestador. Éste, a su vez, debe saber que análisis posteriores entregarán, seguramente, resultados distintos, por la movilidad de los nutrientes en las plantas.

Tabla 4.2. Porcentaje de los principales macronutrientes en el follaje de plantas de *Eucalyptus globulus* durante su cultivo en envase, en Chile.

Elemento	Época de muestreo			
	Febrero	Marzo	Abril	Septiembre
N	3,50	2,20	2,00	1,20
P	2,20	0,18	1,60	0,14
K	1,60	1,40	1,50	1,10
Ca	0,30	0,40	0,50	0,61
Mg	0,25	0,30	0,35	0,41

Fuente: Escobar (1993).

En la literatura existen muchas tablas que proporcionan valores de referencia para determinar si algún elemento se encuentra en niveles adecuados. Generalmente, se caracterizan porque entregan, para un mismo elemento, un valor inferior y uno superior; algunas además entregan valores deficitarios y de consumo de lujo. Antes de utilizar los valores de una tabla para evaluar el estatus nutricional de una muestra, es necesario saber si ésta fue confeccionada para plantas de vivero, de plantaciones menores a cinco años o de plantaciones en estado de latizal o adultas, ya que todas pueden entregar niveles diferentes y los criterios para establecer los rangos o valores de referencia utilizan variables o criterios distintos. Si son de vivero, es necesario saber si se confeccionó para plantas producidas a raíz desnuda o cubierta y por último, para qué especie se confeccionó.

La herramienta de manejo para proporcionar un nivel adecuado de nutrientes a las plantas en vivero que produce plantas a raíz cubierta es la fertilización. A través de ella, en las distintas fases de viverización, se aplican diferentes dietas nutritivas, las que van proporcionando los distintos elementos esenciales a las plantas. Durante la fase de establecimiento, la fertilización es rica en P por su efecto estimulante en el desarrollo radicular y pobre o nula en N en muchas especies, por su efecto inhibitor del proceso de germinación de semillas; en la fase de pleno crecimiento, la dieta es rica en N y completa en cuanto a elementos aplicados (Figura 4.7). Generalmente, se aplican dos tipos de dietas: una que contiene N, P, K y S y otra con Ca, Mg, más macronutrientes. En la primera se puede utilizar una relación 3: 2: 1 de N, P, K o 3: 2: 3, ambas funcionan bien

en crecimiento, pero la segunda es más eficiente en la inducción de la tolerancia al frío y potencial de crecimiento radicular. En la dieta nutritiva, normalmente, no se mezcla P con Ca y Mg porque precipita (Landis *et al.* 1999).

Respecto de la forma de aplicación, se utilizan dos modalidades: una en la que se aplica una concentración media de N (100 – 200 ppm) con alta frecuencia (3 a 4 veces por semana) y otra en la que se aplican concentraciones crecientes (50 – 100- 150 – 200 y más ppm) según la biomasa alcanzada por las plantas y con menor frecuencia (1 a 2 veces por semana). Si bien es cierto que ambas logran el objetivo, la primera utiliza más agua y para algunas especies es menos eficaz (Acevedo *et al.* 2010, Chassin 2014, Escobar 2007, Neira 2013).



Figura 4.7. Diferencias morfológicas en biomasa aérea y radicular en el desarrollo de plantas de *Pinus radiata* bajo distintos regímenes nutricionales de viverización. Las plantas sólo difieren en concentraciones nutricionales de los medios de crecimiento.

Para llevar a las plantas al rango nutricional de valores adecuados al final de la fase de pleno crecimiento, éstas deben estar en niveles de consumo de lujo o al menos, en el rango superior de la tabla de referencia que se utilice, ya que en forma natural bajará el contenido de algunos de ellos en el tiempo, tendencia que se intensificará con labores de manejo como podas radiculares, detención del crecimiento en altura, manejo del tallo, entre otros (Escobar y González 1987, Hernández y Rubilar 2012) (Figura 4.8).



Figura 4.8. Diferencias de crecimiento y expresión de color del follaje en plantas de semilla de *Pinus caribaea* manejadas bajo diferentes regímenes nutricionales.

Durante las últimas cuatro semanas de la fase de pleno crecimiento se deben realizar análisis fotoquímicos periódicos y subir o bajar en la dieta nutritiva aquellos elementos que estén por debajo o por sobre los valores de referencia. Durante el periodo señalado, se sugiere el empleo de sales con no más de dos elementos para preparar la dieta y evitar utilizar mezclas comerciales completas, sobre todo cuando se debe bajar alguno de los nutrientes en la dieta.

Para evitar deficiencias o problemas de consumo de lujo se debe conocer muy bien el requerimiento de agua o el punto de humedad del contenedor en el cual la especie cultivada logra la máxima tasa de absorción y en el que pierde eficiencia. Este factor es propio de cada especie, por lo que el viverista debe estar familiarizado con la interacción riego-fertilización.

Equilibrios nutritivos. Aunque este es un criterio poco utilizado, se estima que cada vez adquirirá mayor relevancia en la evaluación de calidad de plantas, ya que resuelve un problema que no es explicado por la simple lectura e interpretación de los niveles nutricionales que entregan los análisis de laboratorio. Este se expresa a través de un valor numérico y el que lo interpreta determina, en una tabla de referencia, si está en el rango establecido. Si el valor es inferior al valor mínimo del rango, se considera que el elemento es deficitario; por el contrario, si está por sobre el valor máximo, se considera en consumo de lujo.

Para una misma especie, la demanda de determinados elementos es diferente según el objetivo que se persiga. Por ejemplo, una planta de pino radiata destinada a plantación requiere de diferentes contenidos de nitrógeno y otros elementos en el follaje para lograr una mayor tasa de crecimiento que una destinada a un huerto semillero. Una planta

de *Eucalyptus globulus* en vivero, con diferentes relaciones, base peso atómico, entre nitrógeno y potasio, puede tener mejor o peor tolerancia al frío y diferencias importantes en su capacidad para producir nuevas raíces (Acevedo *et al.* 2010, Chassin 2014, Escobar 2007).

Para un equilibrio nutritivo adecuado en las plantas, es indispensable realizar análisis foliares a fines de la fase de pleno crecimiento y desde ese momento hacer fertilizaciones tendientes a subir o bajar determinados elementos, para que al término de la fase de pleno crecimiento las plantas se encuentren en los niveles adecuados o en lo que se denomina el óptimo provisional experimental (OPE). Es decir, en el nivel que da una relación (entre elementos) que tiene una alta correlación con un atributo determinado. Para ello, es importante que cada viverista sea capaz de preparar sus propias mezclas de fertilizantes, determinar las relaciones porcentuales, base peso atómico, de los elementos e interpretarlos y conocer el OPE en función de la variable con la que se han establecido las relaciones binarias o terciarias entre los diferentes elementos.

Para determinar las relaciones binarias base peso atómico, se deben expresar en unidades equivalentes, por lo que se transforman los valores porcentuales o las ppm de cada nutriente en átomo miligramos (Sánchez 1991).

Macronutrientes:

$$\text{Átomo miligramo de } X = \frac{\%X \times 1000}{PA \text{ de } X}$$

Micronutrientes:

$$\text{Átomo miligramo de } X = \frac{ppm \ X \times 0,1}{PA \text{ de } X}$$

Donde, X es el elemento analizado; $\%X$ es el porcentaje en follaje de macroelemento X ; $ppm \ X$ son las partes por millón del microelemento X ; y PA de X es el peso atómico del elemento X .

Por ejemplo, si el análisis foliar determina valores de N de 2,0 por ciento y de K de 1,42 por ciento, los pesos atómicos serán de 14,0 y 39,1, respectivamente. La relación:

$$\begin{array}{l} N \rightarrow K \\ 79,7\% \rightarrow 20,3\% \end{array}$$

Cuando en *Eucalyptus globulus*, por ejemplo, el potasio es inferior a 20 por ciento, la planta es sensible al frío y tiene un menor potencial de crecimiento radicular.

Carbohidratos solubles totales (CCST). Los carbohidratos constituyen la principal fuente de reservas de energía de las plantas que se producen en un vivero. Estos se almacenan cuando la tasa de producción fotosintética es mayor que la tasa de uso de los mismos. Sabido es que las plantas leñosas almacenan reservas en forma de almidón

y sacarosa, también en forma de hemicelulosa, proteínas y grasas. Los carbohidratos solubles totales son aquellos que son acumulados y fácilmente traslocados a otras partes de la planta para su metabolismo. Entre ellos se distinguen glucosa, sacarosa, fructuosa, rafinosa y el polisacárido almidón (Jayawickrama *et al.* 1992).

Se ha determinado que existe correlación entre incrementos de los niveles de ciertos carbohidratos con el endurecimiento de las plantas a bajas temperaturas, lo cual puede estar vinculado también a una acumulación de aminoácidos, ácidos orgánicos, proteínas y lípidos. También ocurre un incremento en el contenido de carbohidratos por reducciones del fotoperiodo. Al respecto, se ha determinado un promedio de 7,3 mg gpf⁻¹ y 12,1 mg gpf⁻¹, para *Pinus silvestris* y *Picea abies*, respectivamente, sometidas a diferentes niveles de fotoperiodo (Aronsson *et al.* 1976). En *Eucalyptus globulus* se obtiene, en promedio, valores de 34,9 mg mpf⁻¹ con manejo de fotoperiodos durante 15 días (Zapata 1999).

Los contenidos de carbohidratos acumulados en raíces y tallos durante el proceso de endurecimiento constituyen un recurso vital para el posterior establecimiento y crecimiento de las plantas (Rubilar *et al.* 2011). Las reservas acumuladas en el vivero tienen un papel fundamental en el establecimiento postrasplante, ya que la planta vive inicialmente una vez establecida en terreno a expensas de sus reservas. Bajo condiciones críticas de plantación, en las cuales la tasa fotosintética es reducida, es cuando las reservas determinan la capacidad de superar la fase de enraizamiento, de tal modo que si se consumen antes de reiniciar su actividad fisiológica la planta muere. Por todo lo anterior, es que la concentración de almidón y azúcares solubles se consideran normalmente en la evaluación de la calidad de una partida o lote de plantas del vivero.

Para evitar pérdidas de carbohidratos en las plantas, se debe sembrar temprano y no estresarlas nutricional ni hídricamente durante la fase de pleno crecimiento. El vivero debe estar expuesto la mayor cantidad de tiempo a la máxima luminosidad del lugar; si las horas luz fotosintéticamente activa son pocas, se debe aumentar artificialmente el fotoperiodo. Si se trabaja con ambiente controlado, se debe tratar de inhibir alguno de los factores ambientales que regulan el proceso de respiración; normalmente en invernaderos se utiliza bajar la temperatura nocturna. El proceso de almacenaje disminuye la concentración de carbohidratos en los distintos órganos de las plantas de manera tal que se debe cuidar que éste sea lo estrictamente necesario y realizarlo cuando las plantas hayan logrado acumular la cantidad de horas frío necesarias para el tipo de almacenaje que se vaya a utilizar (Escobar 2004).

Potencial hídrico. El contenido de agua o estado hídrico en la plantas ha sido reconocido desde hace varias centenas de años, pero sólo se podía describir como planta marchita o no marchita. La marchitez es un signo visible que es observable en plantas que han estado expuestas a condiciones de estrés hídrico acentuado. Sabido es que la falta de agua en los tejidos de una planta provoca una serie (Escobar 2004) de alteraciones en distintos procesos fisiológicos, como cierre de estomas, reducción de la tasa de fotosíntesis y aumento de la sensibilidad al daño por frío; también afecta negativamente

el proceso de transpiración y translocación de solutos; se interrumpe el metabolismo de carbohidratos y proteínas; aumenta la susceptibilidad al ataque de insectos y patógenos, entre otras. En resumen, todos los aspectos relacionados con el crecimiento de las plantas son afectados por la carencia de agua (Coopman 2001, Coopman *et al.* 2008, Navarrete-Campos *et al.* 2013).

Mientras la planta permanece en vivero puede tener estrés hídrico porque el esquema de riego lo determina durante el proceso de endurecimiento. Pero jamás debe entrar en estrés por otras razones. En forma natural, el contenido de agua de las plantas es variable durante el día, siendo alrededor del mediodía hasta la media tarde el momento con menor contenido. Por lo anterior, se debe preferir cosechar durante la primera mitad de la mañana o después de media tarde. En ambos casos, previamente las plantas deben ser regadas de manera de asegurar que el contenido de agua sea, al menos, de -0.5 Mpa, idealmente, de -0,2 Mpa. Durante el proceso de cosecha se debe cuidar la exposición de las plantas al viento y al sol; al igual que durante el transporte como también en el lugar de plantación. Para asegurar un buen contenido de agua al interior de las plantas, se puede recurrir al empleo de superabsorbentes hidratados y de elementos como film plástico para el embalaje de los sistemas radiculares. Las plantas deben ir embaladas en cajas que impidan la pérdida de agua.

Inducción de atributos del comportamiento

La experiencia muestra que plantas producidas en un mismo vivero, pero cosechadas en distinta época; plantas con los mejores atributos morfológicos (altura y diámetro de cuello) establecidas en distintos sitios; plantas con similares atributos fisiológicos establecidas en un mismo día en lugares distintos, presentan diferencias importantes de comportamiento en terreno (Figura 4.9). Lo expuesto deja en evidencia que la forma y el estado fisiológico de las plantas por si solos no explican cabalmente el comportamiento de éstas. Por ello, varios investigadores han desarrollado otros criterios y metodologías para evaluar la calidad de plantas, que complementan los descritos previamente. Entre éstos están los que se conocen como atributos del comportamiento, que tienen como característica predecir cómo se comportará, bajo determinadas condiciones ambientales, una partida de plantas. Entre ellos se pueden mencionar el potencial de crecimiento radicular (PCR), la tolerancia al frío y la tolerancia al estrés hídrico. Los atributos del comportamiento, al igual que el resto de los factores que evalúan la calidad de las plantas, pueden ser inducidos durante la fase de endurecimiento en vivero.



Figura 4.9. Desarrollo de raíces en plantas producidas a raíz cubierta. **(A)** Sistema radical con adecuado desarrollo acorde al pan de sustrato. **(B)** Plantas con sistema radical suberizado ocupando todo el pan de sustrato. Ambas plantas de iguales características aéreas tendrán comportamientos muy diferentes en campo y bajo condiciones de estrés.

Potencial de crecimiento radicular. La capacidad de un sistema radicular para producir raíces nuevas después de la extracción y del replante, en un medio controlado, se utiliza como una medida de evaluación de la calidad de plantas. El ensayo de potencial de crecimiento radicular es considerado uno de los métodos más confiables para evaluar la viabilidad y vigor de una partida de plantas; su principal inconveniente como método de evaluación es la prolongada duración del test, 28 a 30 días (Ritchie y Tanaka 1990). Existen diferentes métodos de evaluación, aunque probablemente el más utilizado sea el de cámaras aeropónicas, debido a que es posible tener un muy buen control de la temperatura y de la disponibilidad de agua.

El PCR tiene una alta correlación con la tasa de supervivencia y crecimiento inicial de una partida de plantas en terreno (Decarli 1999). Es una variable que se caracteriza por ser cambiante en el tiempo debido a la importancia que en ella tiene la cantidad de horas frío acumuladas por las plantas (Escobar 2004). Es afectada por el estatus nutricional y la relación N/K en el follaje (Escobar 2007); por la temperatura y contenido de humedad del sustrato (Barrientos 1999, Mendoza 1997, Peña 1996) y por el potencial hídrico de las plantas al momento de ser trasplantadas (Acevedo *et al.* 2010, Escobar 2004, Peña 1996).

En general, el potencial de crecimiento radicular es afectado por las distintas labores de manejo que el viverista realiza durante la fase de endurecimiento, cosecha, almacenaje y transporte de plantas.

Una planta equilibrada nutricionalmente, con adecuada cantidad de horas frío acumuladas (propio de cada especie) y con alto contenido de agua, tendrá siempre mejor po-

tencial de crecimiento radicular que aquellas que no presentan estas condiciones. El equilibrio nutritivo se logra durante los últimos 45 días del endurecimiento; las horas frío acumuladas son propias del clima en el cual esté ubicado el vivero, de la época de plantación (Escobar 2007) o de cosecha de plantas; a su vez, la cantidad de agua interna depende del manejo que se haga del agua de riego 24 h antes de cosechar las plantas, de las condiciones de almacenaje y de transporte hasta el lugar de plantación (Burdett y Simpson 1984).

En plantaciones realizadas a fines de invierno e inicios de primavera en “caliente” (cosecha y plantación inmediata), una fertilización de pleno crecimiento realizada siete días antes de la cosecha tiene un efecto estimulante sobre el potencial de crecimiento radicular (Venegas 2000). Este test es utilizado por muchos forestadores para definir a qué vivero comprar plantas, ya que no sólo entrega la capacidad de éstas de echar nuevas raíces sino también entrega información de su estatus nutricional, debido a que cuando las plantas inician el crecimiento radicular se produce una translocación de N desde el follaje a la zona de demanda (raíces). Si las plantas están o se encuentran en buenos niveles de este elemento, se expresa el crecimiento radicular; si las plantas están deficitarias o se encuentran en zona de hambre oculta, aparecen los signos de deficiencias en las hojas basales (Escobar *et al.* 2001).

Tolerancia al estrés hídrico. Las plantas presentan dos tipos de respuestas al estrés hídrico, lo toleran o lo evitan. Para evitarlo, la planta utiliza estrategias para reducir su impacto como ocurre cuando elongan sus raíces hasta encontrar las napas freáticas de manera que éstas no permanezcan en el perfil de suelo seco. Algunas especies del género *Eucalyptus* utilizan como estrategia eliminar follaje ante situaciones de estrés hídrico, con el objeto de disminuir la superficie de transpiración (Coopman *et al.* 2008). Aclimatar las plantas para que soporten estrés hídrico es un proceso complejo que conlleva una serie de cambios de tipo morfofisiológico. Se ha determinado que plantas que durante el proceso de endurecimiento han sido sometidas a estrés hídrico, soportan mejor la sequía que aquellas que no lo han sido; actualmente se considera determinante someter a las plantas, en la última fase de viverización, a este tipo de estrés y dependerá del grado o intensidad del manejo, la capacidad de resistencia de las plantas a la sequía. Dado que las especies soportan distintos niveles de estrés, es importante conocer lo que ocurre con cada especie que se esté cultivando.

Además de la inducción de la resistencia a la sequía a través del esquema de manejo del riego, hay labores como la poda de tallo que le dan a la planta una mayor resistencia a la falta de agua en el suelo, permitiendo tasas de fotosíntesis netas a menor contenido de humedad (Villalobos 2006). El manejo de tallo es más eficaz cuando además de la poda del tallo, posteriormente se eliminan los rebrotes de ramas laterales. En especies de hoja ancha el manejo del tallo origina hojas más coráceas, desaparecen los estomas ubicados en el haz y disminuye la cantidad de los mismos en el envés, modificaciones que le permiten a la planta soportar mejor condiciones de sequía (Escobar 2007).

Tolerancia al frío. De todos los atributos del comportamiento, este es el que requiere de un manejo más intenso e integrado durante la fase de endurecimiento de plantas. Se

trata de una característica deseada en plantas producidas para establecer plantaciones en climas templados fríos y en climas fríos, durante el invierno o inicios de primavera. La tolerancia al frío de las plantas se puede manejar, tanto en plantas que naturalmente soportan bajas temperaturas, como es el caso de las coníferas que se plantan en la Patagonia, como también en plantas que naturalmente soportan temperaturas bajas moderadas, como ocurre, por ejemplo, con *Eucalyptus globulus* el que, en forma natural, soporta hasta -5°C y con manejo en vivero puede tolerar hasta -10°C en plantas a raíz cubierta y hasta -12°C, en plantas a raíz desnuda (Costa e Silva *et al.* 2007, Navarrete-Campos *et al.* 2013).

Una misma especie pero de subespecies o variedades ecológicas distintas puede tener diferentes grados de tolerancia al frío (Moraga *et al.* 2006). Como la tolerancia al frío es una labor de manejo silvícola, tiene una duración determinada en el tiempo y no es permanente, a diferencia de la resistencia al frío, que es una característica perdurable en el tiempo y que poseen en forma natural algunas especies, como *Araucaria araucana*, *Nothofagus pumilio* y *N. antártica*.

Para que una planta sea frío tolerante, debe pasar por todas las etapas descritas del proceso de endurecimiento. La tolerancia al frío se inicia con la aplicación del estrés hídrico cuando se produce la detención del crecimiento en altura (Benavente 2005). También es determinante el manejo de la fertilización nitrogenada. En el follaje de las plantas este elemento debe quedar en niveles de consumo de lujo al término de la fase de pleno crecimiento, ya que en forma natural experimentará un descenso; el nivel ideal mínimo de nitrógeno en el follaje no debiera ser inferior a 1,7 por ciento. Aunque con valores de hasta 1,4 por ciento las plantas no muestran signos de deficiencia del elemento en el vivero, están en zona de hambre oculta, lo que se observará cuando inicien el crecimiento radicular en terreno o se determinará en el test de potencial de crecimiento radicular (Escobar 2007). En la dieta de fertilización, en la fase de endurecimiento, se debe reducir drásticamente su contenido y su relación base peso atómico con K no debe ser mayor al 75 por ciento e idealmente, 70 por ciento. La fertilización no debe sobrepasar el término de la fase de endurecimiento, por cuanto fertilizaciones tardías aumentan la susceptibilidad de las plantas al daño por frío: es preferible quedar con niveles por debajo del óptimo que tratar de corregirlos tardíamente, ya que el riesgo de daño por frío aumenta considerablemente (Acuña 1993, Landis *et al.* 1999, Navarrete-Campos *et al.* 2013, Velásquez *et al.* 2001).

Referencias

- Acevedo M, R Rubilar, R Chassin-Trubert. 2010. Concentración de nitrógeno del medio de crecimiento sobre el desarrollo morfológico, potencial radicular y evolución de nitrógeno en plantas de *E. globulus* producidas en vivero. In V Congreso Chileno de Ciencias Forestales, 27-29 de octubre, Temuco, Chile. Proceedings. p. 9.
- Acuña E. 1993. Efectos de la fertilización de apoyo, con N, P y K, en plantaciones de primavera de *Eucalyptus globulus* Labill. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción,

- Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Agronómicas, Veterinarias y Forestales. 77 p.
- Aronsson A, T Ingestad, L Löf. 1976. Carbohydrate metabolism and frost hardiness in pine and spruce seedlings grown at different photoperiods and thermoperiods. *Physiologia Plantarum* 36(2): 127-132.
- Ayers R, D Westcot. 1985. Water quality for agriculture. Roma, Italia. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 156 p.
- Barrientos C. 1999. Crecimiento de raíces de plantas de *Nothofagus obliqua* y *Nothofagus alpina* a distintas temperaturas. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 44 p.
- Benavente M. 2005. Efecto de tres diferentes niveles de estrés hídrico en vivero, en la frío resistencia de plantas de *Eucalyptus globulus* Labill, en vivero. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 40 p.
- Burdett A, D Simpson. 1984. Lifting, grading, packaging, and storing. In Duryea ML, TD Landis eds. Forestry Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 227-234.
- Chassin R. 2014. Efecto de la disponibilidad de nitrógeno en el desarrollo y la morfología de plantas de *Eucalyptus nitens* producidas a raíz cubierta. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 21 p.
- Cisternas C. 2005. Evaluación entre módulo de elasticidad y momento flector en plantas de *Eucalyptus globulus* Labill. endurecidas bajo cinco niveles de estrés hídrico. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 37 p.
- Coopman R. 2001. Efecto del tipo de contenedor en las porosidades del sustrato, variables morfofisiológicas y aspectos del manejo en vivero, de plantas de *Pinus radiata* D. Don, propagadas a partir de estacas. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 102 p.
- Coopman R, J Jara, L Bravo, K Sáez, G Mella, R Escobar. 2008. Changes in morpho-physiological attributes of *Eucalyptus globulus* plants in response to different drought hardening treatments. *Electronic Journal of Biotechnology* 11(2): 30-39.
- Costa e Silva F, A Shvaleva, M Almeida, M Chaves, J Pereira. 2007. Responses to chilling of two *Eucalyptus globulus* clones with contrasting drought resistance. *Functional Plant Biology* 34: 793-802.
- Decarli N. 1999. El potencial de crecimiento radicular como predictor del comportamiento inicial de plantas de *Eucalyptus nitens* en terreno. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 27 p.
- Donoso A. 1999. Determinación de la eficiencia en el uso de agua y relación de atributos morfofisiológicos en plantas de *Eucalyptus globulus* Labill, producidas a raíz cubierta. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 57 p.
- Escobar AP. 1999. Efecto del almacenaje en frío sobre atributos morfofisiológicos en plantas de *Pinus radiata* D. Don. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 50 p.

- Escobar AP. 2004. Efecto de las horas frío acumuladas sobre la duración del almacenaje refrigerado y atributos morfofisiológicos de plantas de *Pinus radiata* D. Don. Tesis Magíster en Ciencias Forestales. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 76 p.
- Escobar R. 1993. Evolución estacional de nutrientes en plantas de *Eucalyptus globulus* producidas a raíz cubierta. Chillán, Chile. Convenio Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción-Forestal Tornagaleones. 25 p.
- Escobar R. 1994. La planta ideal: Variables que predicen su comportamiento y factores que lo afectan. In IV Silvotecna, Producción de plantas, Seminario Internacional, 24-25 de noviembre, Concepción, Chile. Proceedings. p. 1-52.
- Escobar R. 1998. Nutrición y fertilización forestal en viveros Forestales. *Agroanálisis* 8: 6-10.
- Escobar R. 2000. Fase de endurecimiento etapa crucial para plantas de vivero. *Agroanálisis* 12: 21-25.
- Escobar R. 2007. Manual de viverización: *Eucalyptus globulus* a raíz cubierta. Concepción, Chile. CORFO Proyecto INNOVA, INFOR Centro Tecnológico de la planta Forestal. 229 p.
- Escobar R, C González. 1987. Evolución de nutrientes en plantas de pino radiata durante el acondicionamiento. In Simposio sobre Silvicultura y Mejoramiento Genético de Especies Forestales, Buenos Aires, Argentina. Proceedings. p. 205-218.
- Escobar R, M Espinosa. 1988. Efecto de la condición de luz en la producción de plántulas de *Eucalyptus globulus* producidas a raíz desnuda y raíz cubierta. In Simposio Manejo Silvícola del Género *Eucalyptus*, 9-10 de junio, Viña del Mar, Chile. Proceedings. p. 212-230.
- Escobar R, G Pereira, G Venegas. 2001. Fertilización de precosecha en vivero: Efecto del potencial de crecimiento radicular en *Eucalyptus globulus*. In IUFRO International Symposium: Developing the Eucalypt of the future, 10 al 15 de diciembre, Valdivia, Chile. Proceedings. p. 113.
- Escobar R, G González, J Millán, C González. 1984. Evolución estacional de nutrientes en pino insignis. In IV Simposio Nacional de la Ciencia del Suelo, 24-26 de septiembre, Valdivia, Chile. Proceedings. p. 6.
- García A. 2012. Criterios modernos para evaluación de la calidad del agua de riego (Segunda parte). *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* 7: 26-34.
- González C, R Escobar, M Lachica. 1988. Evolución estacional de elementos nutritivos minerales en pino radiata. *Agrochimica* 32(1): 63-72.
- González M. 1996. Efecto del tipo de contenedor en distintos atributos morfológicos de plantas de *Eucalyptus globulus* Labill. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 59 p.
- Hernández A, R Rubilar. 2012. Efecto de la fertilización nitrogenada y fosforada en el desarrollo y fenología de brotes de setos de *Pinus radiata*. *Bosque* 33: 53-61.
- Jayawickrama K, S McKeand, J Jett, E Young. 1992. Rootstock and scion effects on carbohydrates and mineral nutrients in loblolly pine. *Canadian Journal of Forest Research* 22(12): 1966-1973.
- Landis T, R Tinus, J Barnett. 1999. Seedling propagation. In U.S. Department of Agriculture FS ed. The container tree nursery manual. Washington, DC. U.S. Department of Agriculture. 167 p.

- Lavender D. 1984. Plant physiology and nursery environment: Interactions affecting seedling growth. *In* Duryea ML, TD Landis eds. Forest Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 133-141.
- Lema M. 1987. Época de siembra y efecto de semisombra en la producción de plantas de *Eucalyptus globulus* Labill ssp. *globulus* 1-0 a raíz desnuda. Tesis Ingeniero Forestal. Chillán, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Agronómicas, Veterinarias y Forestales. 103 p.
- Mendoza A. 1997. Influencia de la temperatura en el potencial de crecimiento radicular en plantas de: *Pinus radiata*, *Eucalyptus nitens* y *Eucalyptus globulus*. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 59 p.
- Monsalve J, R Escobar, M Acevedo, M Sánchez, R Coopman. 2009. Efecto de la concentración de nitrógeno sobre atributos morfológicos, potencial de crecimiento radical y estatus nutricional en plantas de *Eucalyptus globulus* producidas a raíz cubierta. *Bosque* 30(2): 88-94.
- Moraga P, R Escobar, S Valenzuela. 2006. Resistance to freezing in three *Eucalyptus globulus* Labial subspecies. *Electronic Journal of Biotechnology* 9(3): 310-314.
- Morby F. 1984. Nursery-site selection, layout, and development. *In* Duryea ML, TD Landis eds. Forest Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 9-15.
- Navarrete-Campos D, L Bravo, R Rubilar, V Emhart, R Sanhueza. 2013. Drought effects on water use efficiency, freezing tolerance and survival of *Eucalyptus globulus* and *Eucalyptus globulus* × *nitens* cuttings. *New Forests* 44(1): 119-134.
- Neira G. 2013. Nutrición nitrogenada en vivero y desarrollo de *Nothofagus obliqua* al establecimiento. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 41 p.
- Peña I. 1996. Potencial de crecimiento radicular de plantas de *Pinus radiata* D. Don con diferente potencial hídrico. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 37 p.
- Pinto J. 2000. Comparación de tres esquemas de riego en viverización de plantas de *Eucalyptus globulus* producidas a raíz cubierta. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 37 p.
- Quilodrán C. 1998. Poda química de raíces de plantas de *Pinus radiata* D. Don, *Eucalyptus globulus* Labill y *E. nitens* Maid producidas a raíz cubierta. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 61 p.
- Ritchie G. 1984. Assessing seedling quality. *In* Duryea ML, TD Landis eds. Forest Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 243-259.
- Ritchie G, Y Tanaka. 1990. Root growth potential and the target seedling. *In* Target Seedling Symposium: Proceedings, combined meeting of the Western Forest Nursery Associations, August 13-17, Roseburg, Oregon. Proceedings. p. 37-52.
- Rubilar R, L Bravo, A Velásquez, S Anselmi. 2011. Relationship between compatible solutes and LEA proteins (dehydrins) accumulated during hydric stress on freezing resistance. *In* VI Reunión Biología Vegetal 30 noviembre-2 de diciembre, Pucón, Chile. Proceedings. p. 41.

- Salgado O. 1995. Supervivencia y crecimiento de plantas de *Eucalyptus globulus* Labill. plantadas en diferentes sectores de la VI Región. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 45 p.
- Sánchez M. 1991. Fertilización de apoyo en *Eucalyptus globulus* Labill. ssp *globulus*. Tesis Ingeniero Forestal. Chillán, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Agronómicas, Veterinarias y Forestales. 146 p.
- Velásquez A, R Rubilar, L Bravo, S Anselmi. 2001. Relationship between compatible solutes and LEA proteins (dehydrins) accumulated during hydric stress on freezing resistance. In Primer Congreso de Estudiantes e Investigadores de Posgrado de la Universidad de Concepción, Concepción, Chile. Proceedings. p. 13-18.
- Venegas G. 2000. Efecto de la fertilización de precosecha sobre el potencial de crecimiento radicular de plantas de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus nitens*. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 70 p.
- Viel R. 1997. Efecto de la altura del contenedor y porosidad del sustrato en el crecimiento y desarrollo de plantas de *Pinus radiata* D. Don. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 71 p.
- Villalobos M. 2006. Tolerancia a la sequía de plantas de *Eucalyptus globulus* Labill en respuesta a diferentes regímenes de aclimatación a la sequía y poda de tallo en vivero. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 28 p.
- Zapata J. 1999. Efecto del manejo del fotoperíodo en el potencial de crecimiento radicular, conductividad electrolítica y carbohidratos totales en *Eucalyptus globulus*. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 47 p.
- Zapata J, M Sánchez, R Escobar, D Ríos. 2000. Efectos del cambio en el fotoperíodo sobre atributos morfofisiológicos de plantas de *Eucalyptus globulus* Labill. en vivero. In XII Reunión de la Sociedad Botánica de Chile y XXVII Jornadas Argentinas de Botánica, 5 al 8 de enero, Concepción, Chile. Proceedings. p. 16.
- Zhang S, H Allen, P Dougherty. 1997. Shoot and foliage growth phenology of loblolly pine trees as affected by nitrogen fertilization. *Canadian Journal of Forest Research* 27(9): 1420-1426.

5. Manejo de plantas entre el vivero y su establecimiento en terreno*

René Escobar y Alejandra Escobar

Introducción

En este capítulo se analizan algunos aspectos relacionados con la manipulación de plantas entre la cosecha en vivero y la plantación en terreno; se incluyen también algunos aspectos relacionados con la calidad de plantas y la determinación de algunas variables de mayor valor predictivo de su comportamiento futuro en terreno. Se analizan los principales factores limitantes del sitio de plantación, la forma de romperlos y lo relacionado con la organización y manejo del personal que preste servicios en una faena de plantación.

Cosecha, selección, embalaje, almacenaje y transporte de plantas

Cosecha de plantas

Corresponde a la última fase del proceso de viverización. Las plantas de un vivero están en condiciones de ser cosechadas una vez que han logrado los atributos morfológicos, fisiológicos y del comportamiento deseado y se encuentran debidamente endurecidas o preparadas para ser trasladadas a terreno. El periodo o ventana de cosecha varía con la especie que se esté cultivando, condiciones climáticas del vivero, nivel de endurecimiento requerido por las plantas y época de plantación.

Mantener las plantas en el vivero o contenedores más allá del tiempo necesario, generalmente se hará a costa de daños fisiológicos que afectarán negativamente su comportamiento en terreno. Es común ver, en viveros que producen plantas a raíz cubierta, que muchas veces éstas permanecen en él hasta fines del periodo invernal o inicios de la primavera siguiente, en espera de condiciones adecuadas del lugar de plantación. Esta medida normalmente implica que las plantas reinicien, en el vivero, el crecimiento radicular o del tallo antes de ser llevadas a terreno, lo que redundará en menores tasas de supervivencia y crecimiento inicial en la plantación (Figura 5.1). En algunas especies, basta que sólo reinicien el crecimiento unas pocas raíces en el cepellón para comprometer, significativamente, las tasas de supervivencia y crecimiento inicial de las plantas (Ritchie 1984).

* Trabajo póstumo editado y revisado por el Dr. Rafael Rubilar. Este trabajo, con algunas modificaciones, fue publicado por el Consejo Federal de Inversiones, Argentina.



Figura 5.1. Sistema radical suberizado por larga permanencia de plantas en vivero con lento desarrollo en campo y baja capacidad de supervivencia y crecimiento.

Durante la cosecha o extracción de plantas se debe cuidar la exposición de los sistemas radiculares al sol y al viento; en algunas especies como *Eucalyptus globulus*, bastan 3 a 5 min de exposición para que se produzca oxidación de las raíces más finas. Por otra parte, exposiciones a vientos de más de 20 km h⁻¹ por periodos no superiores a 5 min, pueden provocar desecación de las plantas que afectarán severamente su comportamiento en terreno (Burdett y Simpson 1984).

La cosecha es una faena que se debe realizar en las primeras horas del día hasta media mañana (10 h) o pasada la media tarde (15 h) por ser los momentos del día en los cuales las plantas tienen la mayor cantidad de agua en sus tejidos; se debe evitar la cosecha de plantas a mediodía. Una vez retiradas las plantas del contenedor, en el receptáculo de embalaje, se les debe aplicar superabsorbente hidratado sobre el sistema radicular para mantener altos contenidos de agua en el tallo.

Cosecha para plantación inmediata: La cosecha para plantación inmediata llamada, en el hemisferio norte, plantación en caliente, es aquella en que las plantas son extraídas desde el lugar de producción en el vivero y enviadas, en el menor tiempo posible, al lugar de plantación. Generalmente, son plantadas antes de 48 h después de cosechadas con el fin de evitar eventuales problemas de deshidratación; tiempos superiores al señalado producen daños por pérdida de agua en los distintos tejidos de las plantas. Al respecto, se estima que el contenido ideal de agua en el tallo de las plantas, para ser plantadas, debe oscilar entre -0,2 y -0,5 Mega Pascales (MPa); en esa condición, las plantas mantienen todo su Potencial de Crecimiento Radicular (PCR) y pueden lograr un rápido establecimiento, si el sitio de plantación proporciona las condiciones ambientales adecuadas para el crecimiento radicular de la especie (Peña 1996). La cosecha

para plantación inmediata se utiliza en plantaciones realizadas en primavera e inicios de otoño. Las plantas no requieren de un programa de endurecimiento muy riguroso, sólo basta que tengan la altura final deseada y se encuentren bien hidratadas.

Cosecha de plantas para almacenaje: La cosecha de plantas para almacenaje en frío requiere que las plantas, previamente, hayan acumulado una cantidad de horas frío para lo cual, normalmente, se utilizan como criterio temperaturas base 10,7 ó 5°C. En el Noroeste de EE.UU. para almacenar plantas de coníferas, producidas en contenedores y que serán refrigeradas por no más de 8 semanas, a 1°C, se recomiendan 300 h de frío acumuladas, base 5; si el almacenaje es frigorizado con una duración entre 2 y 8 meses, a una temperatura de -1°C, se recomiendan 350 h de frío; para plantas producidas a raíz desnuda se recomiendan 400 h frío acumuladas, base 4,4°C (Ritchie 2004). *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, para almacenaje refrigerado, requieren al menos 300 h base 5°C y para almacenaje frigorizado, 500 h frío. Pino radiata con más de 1.500 h frío, base 10, se comporta como si no tuviera horas frío acumuladas (Escobar 2004).

Selección de plantas

No todas las plantas que se producen en el vivero califican para ser llevadas a plantación. Previo a la cosecha o junto con ella, se deben eliminar todas las que no hayan logrado el diámetro de cuello y altura mínima establecidas como límites inferiores, para los diferentes sitios de plantación; también deben ser eliminadas todas las que presenten mal formaciones en el tallo, daños bióticos en el follaje, pérdidas severas de follaje o que hayan sufrido daños mecánicos durante la faena de extracción.

Los valores de las diferentes variables que califican a las plantas en el proceso de selección, se deben determinar en función del comportamiento de diferentes tipos de plantas en las distintas áreas edafoclimáticas que abastece o cubre el vivero. Al respecto, no es conveniente utilizar valores determinados o provenientes de zonas, climas o países diferentes; inicialmente se podrán utilizar como valores referenciales, pero cada vivero o área de plantación debiera establecer sus propios valores mínimos de cada variable para calificar a las plantas.

El proceso de selección en la producción de plantas a raíz cubierta, normalmente se realiza con bastante anticipación al proceso de cosecha. Algunos viveristas lo hacen al inicio hasta mediados del proceso de pleno crecimiento y de esta manera logran aprovechar aquellas plantas con menor crecimiento a las cuales se les separa y se les da un manejo diferenciado, para que alcancen el crecimiento y desarrollo de las de mayor tamaño inicial. En esta actividad, es una ventaja el empleo de contenedores individuales y no en bloques, ya que muchas especies, en esta fase del proceso de viverización, aún no han logrado formar un buen cepellón y el moverlas en el contenedor se dañan muchas plantas, especialmente las de menor tamaño. Una buena y oportuna selección permite un aprovechamiento más eficiente de las cavidades y facilita una contabilidad más exacta del material disponible para la cosecha final (Figura 5.2).



Figura 5.2. Diferencias en calidad de plantas que son producidas en el proceso de vive-rización. Grandes diferencias de crecimiento posterior pueden ser esperadas en base al potencial de crecimiento de cada material.

Extracción y embalaje de plantas

En la producción de plantas a raíz cubierta, idealmente el contenedor no debe salir desde el vivero al lugar de plantación, por lo tanto la planta debe ser extraída con su cepellón en un lugar especialmente habilitado para ello o directamente desde los mesones de producción. En algunas zonas los plantadores han establecido la costumbre de trasladar las plantas hasta el lugar de plantación en los contenedores en los cuales se han producido, argumentando que sufren menos daño por concepto de manipulación, lo que ha resultado ser una falacia. En realidad, lo único positivo que se ha comprobado que ocurre, para el plantador, es que se economiza la adquisición de receptáculos específicos de transporte de plantas. Sin embargo, esta práctica resulta en mayor destrucción y pérdida de cavidades por manipulación inadecuada, aumento del riesgo de contaminación de las plantas con agentes patógenos, mayores costos de desinfección y menor vida útil de los contenedores. En base a la experiencia de plantaciones forestales a nivel empresarial y de medianos o pequeños propietarios, para el plantador hay mayores costos por concepto de transporte de plantas; mayor riesgo de daño por deshidratación durante el transporte desde el vivero al lugar de plantación; mayores riesgos de daño durante la extracción de la plantas desde la cavidad y, por último, debe absorber los costos por daño o destrucción de las cavidades.

La extracción de plantas en vivero se debe hacer cuando el contenido interno de agua es mayor: antes de las 10 de la mañana y después de las 15 h (Molina 1999), idealmente cuando los contenidos de agua en el tallo oscilen entre $-0,02$ y $-0,05$ MPa. Se debe tener cuidado de proteger los tallos y sistemas radiculares de los efectos directos del sol y del viento.

Cuando las plantas serán plantadas durante las primeras 48 h después de cosechadas, pueden ser extraídas y embaladas directamente en las cajas de transporte de plantas o en

su defecto, deben ser depositadas en cajas rígidas, de manera tal que se puedan apilar. En ambos casos, el sistema radicular debe ir suficientemente humedecido y protegido del viento para lo cual se recomienda regar a goteo antes de la cosecha; hacer paquetes de 25 plantas cada uno; aplicar superabsorbente hidratado sobre el cepellón y cubrirlo o embalar con aluza (Merino 1998). Posteriormente, depositar en la caja de transporte o embalaje según corresponda, debidamente hidratadas (López 1999). Si las plantas cosechadas están destinadas a almacenaje, deben ser almacenadas en cajas construidas de material aislante (Correa 1997).

Cuando exista duda sobre un eventual daño de las plantas provocado en alguna de las etapas entre extracción y plantación, se debe evaluar la conductividad electrolítica relativa (CER); valores superiores a 10 por ciento en coníferas, son indicadoras de eventuales problemas al establecimiento y crecimiento inicial; valores por sobre el 20 por ciento, además de lo anterior, indican problemas severos de supervivencia (Escobar AP 1999, Feijoo 1997, Molina 1999). Esta es una medida que evita poner en terreno plantas que hayan sufrido daños irreversibles: es preferible perder una partida de plantas y no perder plantas, mano de obra, preparación y uso del suelo. Es importante tener presente que las especies tienen diferentes valores críticos de CER: mientras para una gran cantidad de coníferas un 20 por ciento es crítico, para algunas especies de *Eucalyptus*, valores del 30 por ciento son de plantas normales y con 50 por ciento se producen daños severos. Otra herramienta eficaz y rápida para evaluar daños en las plantas durante estas etapas es la determinación del potencial hídrico en el tallo: potenciales entre -0,2 y -0,5 MPa son ideales (Molina 1999).

Almacenaje de plantas

Muchas veces ocurre que el vivero está ubicado en un sitio con condiciones climáticas muy distintas al lugar de plantación. Por ejemplo, mientras en el área a plantar el suelo está cubierto con nieve, en el vivero las plantas están reiniciando el crecimiento radicular e incluso el del tallo. Cuando esto sucede, una herramienta técnica eficaz a utilizar es el almacenaje de plantas en frío. Este puede ser refrigerado o frigorizado, dependiendo del tiempo que las plantas deberán permanecer almacenadas. El objetivo de este tipo de almacenaje es guardar las plantas sanas con la actividad fisiológica reducida al mínimo esperando el momento de ser llevadas a terreno para realizar la plantación. En ambos casos, previo al almacenaje, las plantas deben recibir un golpe de frío a 5°C por unas 24 h y en condiciones de humedad ambiental alrededor del 90 por ciento (Bustos 1999, Cea 1993, Escobar AP 2004, Escobar 1999). Durante el almacenaje, la humedad relativa debe estar siempre por sobre el 85 por ciento e idealmente, entre 90 y 95 por ciento. De esta manera, se tiene mayor posibilidad de mantener una cantidad de agua al interior de las plantas, en un valor cercano a -0,05 MPa. Otro aspecto importante y determinante en el almacenaje en frío, es que las plantas, previo al almacenaje, deben haber acumulado una cantidad mínima de horas frío a nivel del follaje en el vivero, lo que será determinante en la capacidad de las plantas para soportar las condiciones del almacenaje (Escobar AP 2004, Lazo 2001, Ritchie 2004).

En el almacenaje refrigerado, las plantas permanecen guardadas por periodos que van desde unos pocos días hasta alrededor de cuatro semanas; tiempos más prolongados son

una excepción y se utilizan en plantas de hoja caduca o que en vivero formen yema apical. Se utiliza, normalmente, cuando se desea evitar que las plantas reinicien el crecimiento en vivero y/o prolongar el periodo de receso vegetativo; se emplean temperaturas entre 1 y 3°C, dependiendo de la especie y estado fisiológico de las plantas; temperaturas mayores aumentan el riesgo de daño por hongos en las plantas almacenadas (Edgren 1984). En el almacenaje frigorizado las plantas pueden permanecer almacenadas entre 2 y 8 meses e incluso por mayor tiempo, bajo temperaturas entre -1 a -3°C. Una vez finalizado el almacenaje, las plantas necesitan volver gradualmente a la temperatura ambiente a la cual se plantarán a inicios de la primavera o verano, según corresponda. El almacenaje frigorizado requiere de plantas que hayan tenido un intenso proceso de endurecimiento en el vivero, especialmente lo relacionado con inducción de tolerancia al frío, debido a que durante el almacenaje las plantas sufrirán una disminución significativa de los carbohidratos (Escobar 1999). Una forma de evitar este problema es evaluar, previo al almacenaje, la tolerancia al frío a través de la conductividad electrolítica relativa.

Transporte de plantas

Las plantas durante el transporte desde el vivero o desde la cámara de frío al sitio de plantación y dentro de éste, están expuestas a sufrir daños fisiológicos que pueden afectar severamente su comportamiento en terreno. El mayor riesgo que corren es el de deshidratación; es importante recordar que la planta se debe instalar en terreno con un contenido de agua en el tallo no menor a -0,5 MPa. Por lo tanto, en este eslabón de la cadena productiva, todo debe estar enfocado a conservar al máximo el agua al interior de la planta. El transporte debe ser rápido y directo para evitar manipulación innecesaria; idealmente, las plantas no deben cambiar de medio de transporte y si ello no es posible, jamás deben ser removidas de su embalaje hasta llegar al lugar de acopio en terreno. En el transporte hasta el sitio de plantación se debe tener especial cuidado en la temperatura a la cual viajen las plantas por el efecto de ésta en la transpiración; se estima que una buena temperatura es entre 5 y 8°C (Duryea y Brown 1984, Lavender 1984). Pueden viajar en vehículos cubiertos con carpas térmicas; con carpas térmicas más anhídrido carbónico o en carrocerías refrigeradas (Ramírez 1999). Estas últimas pueden servir como almacenaje temporal en el sitio de plantación. El ideal es que tanto la temperatura y humedad a nivel de follaje de las plantas sea monitoreado durante el viaje, para atenuar la posibilidad de establecer plantas en terreno que hayan estado expuestas a temperaturas no deseadas y que hayan sido dañadas durante el transporte. Mejorará la condición del transporte y el riesgo de pérdida de agua en las plantas, el empleo de superabsorbentes hidratados cubriendo sus sistemas radiculares (López 1999).

En el lugar de plantación, si no es posible contar con unidades refrigeradas para guardar las plantas, es necesario habilitar construcciones que las mantengan a temperaturas lo más baja posible; en sitios en que cae nieve se utiliza el almacenaje de plantas bajo nieve. Ante cualquier sospecha de un eventual daño durante el transporte de las plantas, se les debe evaluar el potencial hídrico y la conductividad electrolítica relativa, la que, en el caso de coníferas, no debe superar el 10 por ciento (Merino 1998).

En el lugar de plantación, las plantas serán transportadas por los plantadores o por los

abastecedores de éstas. En este caso, se debe cuidar: 1) que las cajas de transporte de plantas mantengan los sistemas radiculares protegidos de los efectos directos del sol (Merino 1998); 2) que las cajas no contengan una cantidad de plantas que demanden más allá de dos horas de trabajo del plantador; 3) que el tiempo transcurrido entre el despacho desde el vivero hasta el momento de establecer la planta en terreno no supere las 48 h y 4) que idealmente se plante en días nublados o con lluvia (Arriagada 1999).

Época de plantación

Una planta se establece en el lugar de plantación cuando inicia el crecimiento radicular en el nuevo sitio. Mientras menos tiempo transcurra entre el momento de plantación e inicio del crecimiento de nuevas raíces, mayor será la tasa de supervivencia y de crecimiento inicial. Para que haya crecimiento radicular en el lugar de plantación, el suelo debe tener, a nivel de rizósfera, una cantidad de oxígeno que oscile entre un 20 y 30 por ciento y una temperatura que esté en el rango en el cual crece el sistema radicular de la especie que se esté plantando –idealmente, la temperatura óptima– y un nivel de humedad cercano a la capacidad de campo (Barrientos 1999, Escobar 1994, Escobar *et al.* 2004). Ello implica que el suelo debe estar húmedo pero no saturado y en un rango de temperatura específico. Cuando se establecen plantas en suelos saturados de agua, éstas en unos pocos días morirán por asfixia de sus sistemas radiculares. Por otra parte, si las temperaturas están muy por debajo del óptimo para que ocurra el crecimiento de raíces, pueden transcurrir varias semanas sin que éstas crezcan, en cuyo caso la planta vivirá de las reservas que acumuló en el vivero y las gastará a expensas o en desmedro del crecimiento en terreno (Barrientos 1999). Lo anterior implica que tanto el viverista como el plantador deben conocer los valores de los diferentes factores ambientales mencionados, en los cuales está el rango de crecimiento de las distintas especies que estén cultivando o plantando, respectivamente.

Como el suelo a plantar debe estar húmedo, siempre la mejor época para realizar la faena, en un lugar determinado, será cuando se produzca la mayor pluviosidad. Hay sitios en los cuales ésta ocurre en verano, en otros durante el otoño e invierno. En cada caso habrá que tener presente, además de la humedad, la temperatura del suelo en los primeros 15 cm de profundidad.

En algunos lugares la precipitación ocurre en forma de nieve y en las épocas de temperaturas más bajas los suelos se congelan impidiendo con ello el establecimiento exitoso de la plantación. En estos sitios es conveniente retrasar la época de plantación hasta que finalice el periodo de congelamiento, sobre todo si se están utilizando plantas producidas a raíz cubierta. Cuando en estos lugares se decide plantar antes del congelamiento de plantas producidas a raíz cubierta, una práctica que atenúa el fenómeno del descalce es eliminar, suavemente, el sustrato desde el cepellón y depositar la planta en el suelo, a raíz desnuda. Con lo anterior, se disminuyen los problemas de descalce de plantas en la plantación.

Plantaciones de primavera

En sitios en los cuales la humedad ambiental es alta, como los cercanos al mar y con suelos que tienen una buena retención de humedad, es factible plantar en primavera. En este caso, las plantas se establecen, normalmente, en plena actividad fisiológica, por lo cual son muy sensibles al estrés hídrico durante el transporte. Es un método que se utiliza con plantas producidas a raíz cubierta y con especies cuya temperatura óptima, para iniciar crecimiento radicular, varía entre 17 y 22°C, como es el caso de algunas especies del género *Eucalyptus* en las cuales las tasas de supervivencia son muy altas. También se utiliza plantar, en esta época del año, en sitios ubicados en áreas de clima frío cuando la diferencia de condiciones de clima son muy disímiles entre el clima del vivero y el del lugar de plantación, en este caso, normalmente se planta con plantas que han sido almacenadas en frío (Edgren 1984).

En el caso de especies de rápido crecimiento, el crecimiento en altura y diámetro durante el primer periodo vegetativo es menor que el de plantas establecidas, en el mismo sitio, durante el periodo de receso vegetativo en vivero. En el caso de especies cuyo crecimiento potencial es acumulado en las yemas terminales, el efecto señalado no es tan importante (Duryea y Brown 1984, Edgren 1984).

Para mejorar las condiciones de humedad del suelo, a nivel de rizósfera, se utilizan superabsorbentes, algunos de los cuales son capaces de absorber agua en una cantidad equivalente a varias decenas de veces su peso. El superabsorbente se puede poner previamente hidratado o hidratar en el momento de la plantación; en ambos casos, se debe mezclar homogéneamente con el suelo (Becerra 2001). Mientras mayor sea la humedad ambiental y del suelo mayor será el efecto del superabsorbente utilizado. En sitios de baja humedad ambiental y en suelos que pierden rápidamente la humedad natural, el empleo de superabsorbentes puede y normalmente es así, ser contraproducente (Mercado 2000). No se debe olvidar que dosis 2 a 4 g planta⁻¹ que se prescriben, no permiten el almacenamiento mayor a los 200 g de agua y en el mejor de los casos, utilizando agua destilada, a 800 g planta⁻¹ y la evaporación por m² puede ser de 4 a 7 l día⁻¹ (López 1999).

Plantaciones de verano

En el altiplano y en algunas áreas subtropicales de Sudamérica, la mayor pluviosidad ocurre durante el verano y por lo tanto, es la época de mayor humedad ambiental y del suelo. En este caso, la plantación se realiza durante esta época del año y el método más apropiado de producción de plantas es a raíz cubierta.

En estas condiciones de clima hay una alta evapotranspiración, por lo cual las plantas se deben mantener en el cepellón con una humedad de capacidad de contenedor y ser transportadas, al lugar de plantación, protegidas del viento y del sol. En este caso, las plantas se establecen en plena actividad fisiológica y es recomendable darles un golpe de fertilización de pleno crecimiento antes de cosecharlas y enviarlas a terreno (Venegas 2000).

Plantaciones de otoño

En climas templados fríos, en donde las diferentes estaciones del año son muy marca-

das, junto con las primeras lluvias importantes de otoño, se realizan plantaciones. En este caso, la actividad se ve beneficiada porque, normalmente, el suelo aún se encuentra en rangos de temperaturas de crecimiento de raíces y por lo tanto, la fase de establecimiento es muy rápida. Por otra parte, a las plantas que se utilizan en el proceso en vivero sólo se les ha realizado la primera fase del endurecimiento y aún, normalmente, están creciendo sus sistemas radiculares y diámetro de cuello. Se debe evitar plantar sitios de heladas tempranas, con mal drenaje de aire o suelos arenosos, porque el riesgo de daño por una helada temprana es alto. Una manera de evitar riesgos como el señalado, es acelerar el proceso de endurecimiento para lo cual, en vivero, se debe recurrir a siembras muy tempranas de manera de asegurar rápido la altura objetivo y acelerar el logro de los restantes atributos buscados de las plantas. En climas mediterráneos usualmente y en particular en el hemisferio sur, para especies de rápido crecimiento como las cultivadas en Chile, las plantaciones de otoño logran mayores alturas y diámetros de cuello que las realizadas en otras épocas del año, una vez transcurrido el primer periodo vegetativo en terreno.

Plantaciones de invierno

Climas fríos y templados fríos es la época de mayor pluviosidad y cuando la mayoría de las especies se encuentran en receso vegetativo, por lo tanto es el periodo en el cual menos se estresan las plantas durante el proceso de plantación. Fisiológicamente, es el mejor momento para plantar, ya que el suelo se encuentra con alta humedad, las plantas están en reposo vegetativo y la humedad ambiental es alta, por lo tanto disminuye el riesgo de deshidratación por transpiración. El único aspecto negativo es que la fase de establecimiento de las plantas en terreno es más lento, debido a que las temperaturas del suelo pueden estar muy por debajo del rango o en la parte inferior de éste, en el cual crecen sus raíces.

Otro aspecto, no menos importante, es que es la época más dura para que los operadores o plantadores realicen la faena, ya que ésta se debe ejecutar independientemente de las condiciones climáticas imperantes. Ello implica que los plantadores requieren de vestimentas que les protejan, eficientemente, de la lluvia y del frío. Se debe tener presente que el consumo energético de un plantador, dependiendo de la herramienta que utilice, oscila entre 3.500 y 4.800 calorías al día, por lo cual su dieta alimenticia debe tener presente este aspecto (Arrué y Escobar 1985).

Caracterización y manejo del sitio a plantar

Como meta, usualmente es posible considerar que una plantación es buena cuando logra tasas de supervivencia por sobre el 95 por ciento y cuando durante el primer periodo vegetativo, el crecimiento promedio en altura es, al menos, igual o superior al 50 por ciento de la máxima tasa de incremento en altura en el lugar de plantación. Si ambas condiciones se cumplen, la plantación es buena; si sólo se produce una de ellas, la plantación es considerada de mala calidad. Para que esto ocurra se debe: 1) utilizar plantas de la mejor calidad posible para el sitio a plantar; 2) proporcionarles las mejores condiciones de manejo durante los procesos de cosecha, almacenaje y transporte; 3) hacer una

preparación del sitio que elimine o controle los factores que limitan su establecimiento y 4) ser plantadas oportunamente y de forma adecuada.

En el lugar de plantación, los factores que limitan el éxito del establecimiento y comportamiento de una plantación pueden ser de diferente índole. Pueden estar relacionados con condiciones climáticas y fisiográficas, o asociados a la vegetación natural del lugar y a la potencialidad del sitio; también son importantes los factores edáficos y su relación con la productividad del sitio:

Aspectos climáticos: Como el clima es un factor que no se puede manejar, cuando se trabaja en el establecimiento artificial de bosques con especies exóticas, se debe tener presente que el material que se va a utilizar para producir las plantas debe provenir de sitios con temperaturas y pluviosidades similares al sitio que se va a plantar. En este caso son importantes las temperaturas medias, las máximas y mínimas absolutas, los días con heladas y el total de días de crecimiento vegetativo.

Respecto de la pluviosidad, se debe cuidar que ésta sea lo más similar posible al lugar de procedencia de la especie; si la pluviosidad del lugar a plantar es menor, se corre el riesgo de romper el equilibrio hídrico del sitio, lo que se traduce en el cambio de comportamiento de micro y macrocuencas del área plantada. Por otra parte, cada especie tiene un límite de requerimiento de disponibilidad de agua en el suelo para vivir y tener un crecimiento equilibrado; bajo éste, la planta podrá vivir pero se estresará y aumentará su sensibilidad a daños por diferentes agentes de enfermedad, además de disminuir significativamente su potencial de crecimiento. Algo similar ocurre cuando el proceso es lo contrario, es decir, cuando el agua precipitada es mayor a la del sitio de origen o precipita de manera diferente.

Factores fisiográficos: La exposición respecto al sol y la posición en la pendiente en áreas montañosas pueden afectar las tasas de supervivencia y crecimiento de las plantas de diferentes especies. Cuando en un área se planta más de una especie, este es un aspecto de especial relevancia para determinar qué y dónde plantar con el objeto de lograr un máximo aprovechamiento de la potencialidad del sitio a repoblar; hay especies en las cuales la posición en la pendiente o la exposición no afectará su comportamiento; sin embargo, habrá otras que pueden crecer hasta un 50 por ciento más en una exposición que en otra y algunas pueden crecer hasta un 30 por ciento más en la base de la pendiente que en la parte media o más alta de la misma (Bassaber 1993, Escobar *et al.* 1993a).

Cuando el forestador conoce el comportamiento en terreno de una especie, puede ser más selectivo en el proceso de adquisición de predios para plantar. Debido a lo señalado, es importante que en los lugares que se hicieron ensayos de introducción o procedencia de especies se repitan utilizando todo el conocimiento disponible en propagación y establecimiento de plantas. Es muy probable que haya sorpresas importantes en los resultados, porque mucho de lo sucedido en el pasado es consecuencia de la silvicultura aplicada y no de las especies establecidas.

Vegetación natural y control: La vegetación arbórea, arbustiva y herbácea de un sitio

puede ser indicadora de la capacidad productiva de éste, de sus factores limitantes y por lo tanto, de las labores que se deben realizar antes de efectuar la plantación. En lugares con baja pluviosidad (menores a 450 mm), generalmente la vegetación arbórea es baja, con poca diversidad de especies, principalmente especies de hoja caduca, de follaje escaso; característico de estos lugares son especies de *Fabáceae* y *Cactáceae* entre las arbustivas. Bajo estas condiciones, es muy importante modificar la estructura de los suelos y controlar la vegetación herbácea antes de plantar, ya que algunas especies requieren de control de malezas durante los dos primeros periodos vegetativos (González 1995, Salgado 1995); la vegetación herbácea es escasa y nace en invierno para morir temprano en primavera, por ello en suelos de textura liviana funciona bien el control mecánico realizado en surcos. En suelos pesados se prepara el suelo en surcos y se controla químicamente las malezas herbáceas, al 100 por ciento de la superficie.

En lugares con mayor pluviosidad (entre 500 y 1.200 mm) aumenta la diversidad de especies arbóreas y arbustivas y emergen especies tolerantes a la sombra; normalmente hay mezclas de plantas siempre verdes y de hoja caduca. La vegetación es más densa y logran 100 por ciento de cobertura en el dosel. En áreas con suelos de alta humedad superficial, la vegetación herbácea está constituida por abundantes *Ciperaceae* y por gran cantidad de gramíneas y plantas de hoja ancha en los lugares de buen drenaje. En estas áreas, la vegetación herbácea es el principal factor limitante para establecer plantaciones por su competencia por agua y nutrientes, afectando la tasa de crecimiento inicial.

En áreas bajo los 800 mm de precipitación, también se puede ver afectada la tasa de supervivencia, por lo cual normalmente el control de la vegetación debe ser total. Bajo estas condiciones se utilizó históricamente el fuego como herramienta para eliminar la vegetación competitiva; previamente se cortaban las especies arbóreas y arbustivas en primavera, se dejaban secar durante el verano y se quemaban a fines de la estación, después de las primeras lluvias de otoño. Los efectos negativos del fuego sobre el estatus nutricional del suelo de elementos que se volatilizan y los efectos de laterización, en suelos arcillosos, han hecho que ésta sea en la actualidad una práctica erradicada de las áreas a repoblar. Hoy en día se corta y pica la vegetación leñosa del lugar y se incorpora al suelo durante la fase de modificación de la estructura; con ello ha disminuido la erosión, la pérdida de nutrientes y se evita la laterización en los suelos arcillosos; las malezas herbáceas se controlan a través del empleo de herbicidas de pre y posplantación dependiendo del tipo de malezas presentes en el lugar (González 1999, Mercado 2000).

En suelos o sitios con pluviosidades mayores a 1.300 mm, la vegetación natural es abundante, de alta densidad y normalmente de gran diversidad de especies. Bajo estas condiciones, usualmente no hay problemas de supervivencia de las plantaciones, pero las tasas de crecimiento inicial pueden ser severamente afectadas por competencia con pasto y especies arbustivas, si no se controlan (Escobar *et al.* 1992). El control y preparación de suelos normalmente se hace en franjas y las malezas herbáceas se controlan químicamente con herbicidas, de preferencia con productos sin reacción en el suelo (González 1999).

Factores edáficos: El suelo del lugar es un factor importante en el comportamiento de

cualquier plantación que se establezca. Son importantes: 1) la profundidad, 2) la textura, 3) la pendiente y 4) la fertilidad. Siempre antes de realizar una plantación se deben hacer e interpretar calicatas para conocer el perfil del suelo en los primeros 180 cm de profundidad (Figura 5.3). Se deben hacer tantas calicatas como tipos de suelo se observen o sospechen, para lo cual se pueden utilizar como indicadores los cambios vegetacionales.



Figura 5.3. Calicata que muestra capa con quiebre textural en suelos volcánicos que limita la penetración radical y ejerce deformaciones en la configuración de raíces favoreciendo caída por viento de las plantas.

Profundidad: Una planta no tiene problemas de establecimiento y crecimiento cuando el suelo en el cual se establece no presenta problemas a la penetración de sus raíces en los primeros 150 cm. Profundidades menores pueden afectar, en el futuro, el comportamiento de la plantación.

La profundidad de un suelo a plantar puede estar determinada por la presencia de *estratas compactadas*, fenómeno de ocurrencia común en sitios con fluctuaciones de napas freáticas: si las capas compactadas se encuentran en los primeros 100 cm de profundidad, se deben romper antes de plantar a través de subsolado; compactaciones provocadas por el uso anterior de un suelo, por ejemplo sometido por años a labores de labranza con implementos agrícolas, generalmente bajo la profundidad de operación de estos implementos se puede producir lo que se conoce como *pie de arado*, que en suelos secos o con bajo contenido de humedad natural pueden impedir la penetración de los sistemas radiculares de las plantas; fenómeno similar ocurre en suelos que han estado destinados al uso ganadero; en estos casos, esta limitante se rompe, dependiendo de la pendiente, con subsolado, rastra savanna y en pendientes sobre el 30 por ciento con retroexcavadoras.

Muchos suelos por erosión o por posición en la pendiente, tienen el material de origen

(rocas) a baja profundidad; estos suelos además de limitar la penetración radicular, normalmente presentan problemas de fertilidad, lo que afectará el desarrollo futuro de las plantas; a su vez, en suelos arenosos cruzados por ríos, por sistemas de regadíos o simplemente con problemas de drenaje o con lagunas o charcos, el agua puede encontrarse a no más de un metro de profundidad, lo que limitará la profundización de los sistemas radiculares de las plantas, generándoles severos problemas de estabilidad frente al viento; esta limitante se resuelve con drenajes y subsolados.

Textura: Los suelos de textura arcillosa son los más sensibles a la compactación superficial; dependiendo del uso anterior, son los que normalmente requieren de modificación de su estructura antes de plantar. Las labores de preparación se deben realizar en el momento en que el suelo tenga menos agua en el perfil para lograr una mejor aireación; labores de modificación de la estructura en suelos arcillosos muy húmedos no son exitosos (Fresard 1992, González 1995). Los suelos de textura limosa y arenosa, generalmente no presentan problemas para la penetración y crecimiento de las raíces de las plantas, salvo que estén limitados por napas freáticas o por presencia de escorias en suelos provenientes de cenizas volcánicas. El principal problema que presenta la plantación de suelos limosos y arenosos es la baja capacidad de retención de agua, requiriendo, generalmente, controles de malezas más intensivos.

Pendiente: La pendiente del suelo a plantar generalmente afecta los métodos y equipos de preparación del sitio. En pendientes entre 1 y 15 por ciento se pueden utilizar surcos con rastras savannas; entre 15 y 30 por ciento arados subsoladores y entre 30 y 50 por ciento retroexcavadoras; sobre 50 por ciento de pendiente la preparación del suelo se hace con tracción animal o en forma manual construyendo casillas de 40 x 40 x 40 cm en el lugar en el cual se depositará cada planta. En España, en la década del 90, se fabricó un tractor de alta estabilidad (TAE) que permite trabajar con todos los implementos anteriores, además de eliminar la vegetación en fajas hasta pendientes de un 60 por ciento. Una de sus mayores virtudes es que todos los implementos indicados trabajan en forma perpendicular a la pendiente, a diferencia de los tirados por tractores universales. En todos los casos en la medida que la pendiente es mayor los rendimientos de las faenas son más bajos.

En suelos con pendientes, tanto la preparación como la plantación se deben hacer en curva de nivel; con ello se controla mejor la erosión y las labores de plantación y manejo silvícola son más amistosas con los operadores, especialmente en lo que dice relación con su consumo energético.

Fertilidad del suelo y fertilización: En general, los suelos que se forestan o que se utilizan en plantaciones son aquellos que no son rentables para otro tipo de cultivos o que con el tiempo, debido a malas prácticas agrícolas se han degradado y han perdido su fertilidad natural a un punto tal que cualquier cultivo agrícola no es rentable. Por lo anterior, los suelos destinados a plantaciones por lo general son nutricionalmente pobres en sus primeros centímetros, en uno o varios elementos esenciales para las plantas.

La fertilidad natural de un suelo, entre otros, está relacionado con su material de origen

y con el clima del lugar, por lo tanto, este es un aspecto muy variable según las condiciones edafoclimáticas en las cuales se desee establecer una plantación.

La situación anterior ha determinado que en plantaciones bajo manejo intensivo la fertilización sea una herramienta silvícola de uso rutinario. La fertilización realizada en una plantación puede ser de apoyo y tiene como objetivo prevenir deficiencias nutricionales en plantaciones recién establecidas (Acuña 1993, Sánchez 1991); también existe la fertilización correctiva que como su nombre lo indica tiene como objetivo corregir deficiencias nutricionales que se han producido en plantaciones nuevas (Escobar *et al.* 1993b, Pereira 1991).

Para el diagnóstico de cuál elemento aplicar, se utilizan básicamente dos metodologías: el análisis químico de suelo y el análisis fitoquímico. En el caso del análisis químico de suelo, se basa en contenidos o niveles de un elemento a partir del cual la plantación responderá a la aplicación de ese elemento. En general, el análisis químico de suelo no tiene una buena correlación con respuesta a la fertilización en plantaciones forestales, por cuanto en él no se evalúa la acción de las micorrizas, importantes en la nutrición de las plantas leñosas (González *et al.* 1983). Por lo anterior, muchos especialistas en fertilización y nutrición de vegetales en plantas leñosas prefieren utilizar, como herramienta de diagnóstico, el análisis fitoquímico, específicamente el análisis foliar. Para ello, es importante determinar los patrones nutricionales de la especie, la época e intensidad de muestreo y los protocolos de manipulación de las muestras a analizar (González *et al.* 1983).

Calidad de la ejecución de la plantación

Técnicamente una plantación con plantas a raíz cubierta está bien realizada cuando ha cumplido con las prescripciones respecto a la distancia entre plantas o densidad inicial de plantación; las plantas deben estar firmes pero no apretadas en el suelo; rectas y enterradas hasta el cuello, uno a dos centímetros por sobre la parte superior del cepellón (Figura 5.4). Se debe evitar plantas sobreenterradas ya que sufrirán daños en el tallo y tendrán problemas de supervivencia. Las plantas producidas a raíz desnuda se pueden enterrar en algunos suelos hasta un 50 por ciento de la longitud del tallo, aunque lo normal es un 25 a 30 por ciento; pero estas plantas tienen un tallo totalmente diferente a las producidas a raíz cubierta. Además, se deben evitar cepellones doblados en su parte inferior y bolsas de aire en la zona del cepellón (Figura 5.5).

Los operarios que participen en el proceso de plantación deben estar debidamente capacitados en el uso ergonómico de la herramienta a utilizar, en la técnica de plantación propiamente tal y en los atributos morfológicos que califican a las plantas (Arrué y Escobar 1985). Cada operario, durante el proceso de plantación, debe ser al menos una vez al día evaluado en la calidad del trabajo que está realizando.

Las cuadrillas de plantación deben estar constituidas, idealmente, por números impares de plantadores y por una cantidad tal que garantice un control eficiente por parte del encargado de cuadrilla. Además, debe tener una o más personas que cumplan la función de abastecedores de plantas a los plantadores ya que éstos jamás deben parar de plantar por falta de plantas. Mientras mayor sea la distancia entre el lugar de acopio y sitio en el que estén los plantadores, mayor debe ser la cantidad de abastecedores. No es recomendable, desde el punto de vista del rendimiento de la faena, que el plantador deje de plantar por tener que ir a buscar plantas al lugar de acopio en terreno.



Figura 5.4. Planta producida en contenedor con sistema radicular bien establecido, sin deformaciones.

En el control de la calidad de la plantación, cada encargado de cuadrilla debe controlar, al menos cuatro veces al día, a cada plantador; si la planta chequeada está mal plantada se revisa la inmediatamente anterior y si ésta también está mal plantada, se revisa la siguiente a la primera detectada como mal plantada. Se llama al plantador y se le hace revisar toda la hilera y plantarla correctamente. Cada jefe de cuadrilla debiera, al menos una vez al día, ser chequeado por el encargado del predio y éste, una vez a la semana, por el encargado de la plantación. Actuando de esta manera se minimizan los defectos de plantación. Los controles deben ser más frecuentes al inicio y término de la faena, primera y última semana, por ser los momentos de más alto riesgo de errores en la plantación.



Figura 5.5. Planta con sistema radicular en forma de J por efecto de mala técnica de plantación.

Calidad de plantas

Independientemente de la época de plantación, un aspecto importante para obtener buenos resultados en la faena es utilizar plantas de buena calidad. La calidad del material de plantación se refleja en su comportamiento respecto de la tasa de supervivencia y crecimiento inicial en terreno. La tasa de supervivencia debe ser lo más cercana al 100 por ciento y se evalúa después de transcurrido el tercer a quinto período vegetativo en terreno (Mellado y Soto 1974). Puede ocurrir que una misma partida de plantas, puestas en terreno el mismo día por los mismos plantadores, logre un excelente comportamiento en un sitio dado y uno muy malo en otro diferente. Cuando ello ocurre, es porque algún atributo fisiológico o del comportamiento no era el adecuado para que la planta fuera establecida en el sitio; por ello, entre los viveristas se maneja el concepto de producir plantas sitio específico (Escobar y Peña 1985). Difícilmente un vivero producirá plantas que tengan el mejor comportamiento en situaciones edafoclimáticas muy diferentes una de otra. Lo normal o aconsejable, en este caso, es que se produzcan plantas con diferentes atributos morfofisiológicos y del comportamiento acordes con los factores limitantes que encontrarán en terreno.

Atributos morfológicos

En plantas producidas a raíz cubierta los atributos morfológicos más importantes son:

Largo de tallo: La altura de las plantas en vivero, por orden de importancia, está relacionada con la edad de la planta; siembras más tempranas generan plantas más largas (Lema 1987); fertilizaciones nitrogenadas tienen efectos significativos sobre la tasa de crecimiento en altura de las plantas (Monsalve 2005); en cuanto a la frecuencia de riego, hay que tener presente que no necesariamente el empleo de una mayor cantidad de agua

de riego implica mayor crecimiento en altura. Las especies tienen distinta eficiencia al uso del agua: cuando ésta se aplica según el requerimiento de la especie cultivada la tasa de crecimiento en altura es máxima (Urrutia 2007). La densidad de cultivo afecta el crecimiento en altura cuando se comparan densidades extremas: plantas cultivadas muy densas, por competencia por luz, pueden incrementar el crecimiento en altura respecto de otras que crezcan a menor densidad.

Diámetro de cuello: Es una variable que en producción a raíz cubierta está íntimamente relacionada con el volumen del contenedor o densidad de cultivo; también influye significativamente en ella la fertilización nitrogenada (Monsalve 2005, Monsalve *et al.* 2009); la frecuencia de riego y su interacción con la fertilización nitrogenada es otro factor de manejo del vivero que afecta significativamente a esta variable (Bobadilla 2006); es este el atributo morfológico de mayor capacidad predictiva en el comportamiento de la planta en terreno (Alzugaray 1997).

Longitud del cepellón o contenedor: En zonas de estrés hídrico estival, la longitud del contenedor es una variable preponderante en el comportamiento de las plantas en terreno; normalmente en este tipo de sitios se trabaja con contenedores cuya longitud oscila entre 16 y 20 cm de largo y se recomienda en plantaciones tempranas (Salgado 1995).

Presencia de raíces en la pared del cepellón: En contenedores en que no se practica poda química, las raíces secundarias de las plantas crecen pegadas a la pared del contenedor por la parte externa del cepellón produciendo lo que se conoce como efecto sauce u hombreras. Es un tipo de raíz que presenta problemas de estabilidad de las plantas en terreno y afecta, en sitios con estrés hídrico, negativamente su supervivencia (Quilodrán 1998). También afecta negativamente el comportamiento de las plantas en terreno la aparición de raíces nuevas sobre la superficie del cepellón, producto del reinicio del crecimiento en el vivero (Escobar 2007). En plantas a raíz desnuda, es importante la cabellera radicular, la que debe ser muy fibrosa y tener una gran cantidad de raíces inferiores a 1 mm de diámetro (Fajardo 1996).

Atributos fisiológicos

Muchas plantas que cumplen con los atributos morfológicos prescritos por el viverista o los encargados de plantación en terreno, no logran el comportamiento esperado y rápidamente después de plantadas presentan problemas de supervivencia o falta de crecimiento, no obstante que el sitio no presente problemas limitantes. Ello normalmente ocurre cuando las plantas presentan problemas fisiológicos no siempre detectables a simple vista, como: 1) contenido de agua en el tallo al momento de plantar, 2) déficit nutricional o desequilibrios nutricionales, 3) bajo contenido de carbohidratos solubles y 4) problemas sanitarios, entre otros.

Potencial hídrico: El contenido de agua en la planta puede ser afectado por problemas de manipulación durante la cosecha, por descuidos en el transporte de las plantas al lugar de plantación o por el cuidado que se proporcione a las plantas en el lugar de plantación. El contenido de agua en el tallo, como se mencionó anteriormente, debe oscilar

entre -02 y -0,5 MPa para asegurar un buen potencial de crecimiento radicular, es decir, un rápido establecimiento en terreno (Peña 1996).

Estatus nutricional: El estatus nutricional medido en el follaje, al momento de finalizar la fase de endurecimiento en el vivero, es una importante variable que califica a las plantas (Figura 5.6). Éstas, nutricionalmente, se pueden encontrar en situación de 1) *consumo de lujo*, estado en el que son muy sensibles al estrés hídrico y a eventual daño por ramoneo de animales medianos y mayores; 2) *plantas bien nutridas*, estado en el cual la planta es resistente al frío, al estrés hídrico y presenta un alto potencial de crecimiento radicular; 3) *plantas en zona de hambre oculta*; en este estado la planta no muestra signos de deficiencias de algún elemento, a simple vista, pero una vez que en terreno inicia el crecimiento radicular muestra signos de deficiencia en las hojas viejas (basales) debido a la movilidad de algunos elementos a zonas u órganos de alta demanda; normalmente, son plantas que en el futuro tendrán tasas de crecimiento más bajas; 4) *plantas nutricionalmente deficitarias*, presentando clorosis y tinciones propias de diferentes signos de deficiencias en el follaje; se caracterizan por tener largos períodos –de 4 a 8 semanas– sin crecimiento radicular en la plantación o en los test de potencial de crecimiento radicular y por presentar bajas tasas de crecimiento inicial (Escobar 1998, Escobar 1999).

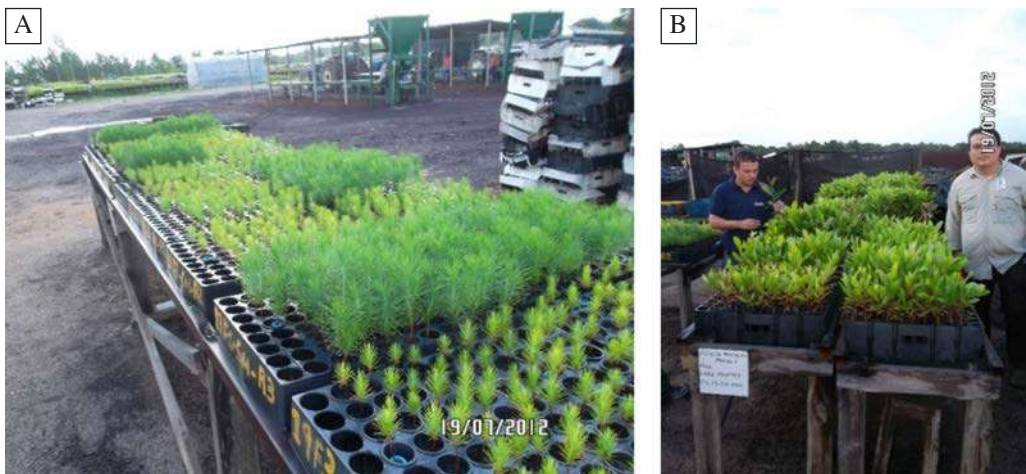


Figura 5.6. Plantas de *Pinus caribaea* (A) y *Acacia mangium* (B) sometidas a diferentes regímenes nutricionales con evidencias de fallas en desarrollo y coloración deficiente.

Carbohidratos solubles totales: El contenido de carbohidratos solubles totales en raíces y tallos es un recurso vital para el futuro crecimiento de las plantas (McCracken 1979). Su contenido depende, en primer término, de las condiciones de manejo que las plantas hayan tenido en vivero: mientras más altas las tasas de fotosíntesis neta más alto será el contenido de carbohidratos solubles en los distintos órganos de la planta. Sin embargo, deficientes condiciones de almacenaje en frío de las plantas, estrés hídricos excesivos, problemas sanitarios en el follaje, tiempo que transcurre entre cosecha e inicio del cre-

cimiento radicular en la plantación, entre otros, contribuyen a su disminución (Escobar AP 1999).

Estado sanitario: Plantas con órganos atacados por diferentes agentes de daño, ya sea al sistema radicular o a la parte aérea de las plantas, afectan negativamente el comportamiento de las plantas en terreno. Es importante que durante la cosecha de plantas se ponga especial cuidado en la detección de daños bióticos o abióticos que estén afectando a sus diferentes órganos. En esta fase, son comunes los daños por hongos al follaje y tallo de las plantas. También es frecuente encontrar plantas que han estado expuestas a altas temperaturas y daños de fermentación durante el transporte; en este caso, es recomendable hacerles un test de Conductividad Electrolítica Relativa (CER) para evitar plantar material severamente dañado (Merino 1998).

Atributos del comportamiento

Los atributos del comportamiento de las plantas son los que éstas adquieren en la última fase del proceso de viverización y los que normalmente, en poblaciones de aspectos similares, establecen o explican las diferencias de comportamiento de unas y otras en terreno. Es frecuente ver que plantas de igual altura y diámetro de cuello, con un buen estatus nutricional y potencial hídrico al momento de plantar, establecidas en diferentes sitios, presentan comportamientos diferentes: mientras en un lugar muestran un comportamiento muy exitoso, en otros fracasan al poco tiempo de haber sido plantadas. Ello ocurre porque los distintos lugares de plantación presentan diferentes factores limitantes al establecimiento y crecimiento de las plantas que se traducen en diferentes condiciones de estrés, los cuales impiden que la planta exprese su potencial de establecimiento y crecimiento inicial. Por ello, es que existe el concepto de *planta sitio específico*, es decir, plantas preparadas para vencer el o los factores limitantes que el sitio presente. Es así que en el vivero se pueden preparar lotes de plantas más frío tolerantes que otras y que están destinadas a ambientes con bajas temperaturas; como también se les puede proporcionar condiciones para que soporten mejor el estrés por falta de agua o para resistir bien en zonas con fuertes vientos.

El manejo para que las plantas cumplan con esos atributos requiere de una muy buena comunicación entre el viverista y el forestador; es importante que el que produce las plantas sepa, con la debida anticipación, dónde se localizarán sus plantas y qué factores limitantes deberán vencer o soportar, sólo así podrá prepararlas adecuadamente.

Los atributos del comportamiento más importantes son los siguientes:

Potencial de Crecimiento Radicular (PCR): Es la capacidad de una planta para originar nuevas raíces bajo condiciones ambientales óptimas para la especie. El test o prueba de PCR se realiza después que las plantas han finalizado la fase de endurecimiento en vivero. Las especies requieren de distintas condiciones de temperatura para expresar su máximo potencial de crecimiento radicular (Figura 5.7). La prueba se puede realizar en cámaras aeropónicas, que proporcionan la temperatura, cantidad de oxígeno y disponibilidad de agua requerida. Se evalúa según el número de raíces nuevas, mayores a 1 cm,

que producen las plantas y éstas se categorizan de acuerdo a una escala que puede tener cinco o seis categorías: mientras más alto el valor, mayor es el potencial de crecimiento radicular y mayor la calidad del lote de plantas analizadas. La otra forma de evaluar el PCR es determinando la longitud promedio de las tres raíces más largas de cada planta que compone el lote analizado. Los valores de ambas variables se analizan con un diseño de parcelas distribuidas totalmente al azar. El PCR ha mostrado ser un buen predictor del comportamiento de las plantas en terreno respecto de supervivencia y crecimiento inicial (Decarli 1999).



Figura 5.7. Desarrollo de plantas observable a través de potencial de crecimiento radicular.

Tolerancia al frío: Las especies tienen, en forma natural, distintas capacidades para soportar bajas temperaturas, fenómeno que se conoce como *frío resistencia* (Moraga *et al.* 2006). En el vivero, a través del manejo de la interacción de los factores manejo ambiental, manejo radicular, manejo de tallo, riego y nutrición, se puede aumentar, en varios grados, la capacidad de las plantas para tolerar frío. Por ejemplo, a una especie que en forma natural soporta hasta -5°C se le puede inducir tolerancia al frío hasta -10 a -12°C (Escobar 2007). Por otra parte, puede suceder que una especie que en forma natural, soporta hasta -15°C , por mal manejo en vivero de la interacción de los factores señalados, sufra daño por frío con temperaturas en el follaje de -3°C (Costa e Silva *et al.* 2007, Davidson y Reid 1987, Duryea y Brown 1984).

Es importante tener presente que la inducción de la *tolerancia al frío* es una labor silvícola, por lo tanto, no perdurable en el tiempo; una vez que la planta reinicia su actividad fisiológica recupera su *resistencia natural al frío*. Es un atributo que se induce al final de la fase de endurecimiento.

Tolerancia al estrés hídrico: Durante la fase de endurecimiento de las plantas en el vivero hay labores como el manejo de tallo o de raíces que modifican la morfología

del follaje y tallo de las plantas, haciéndolas más resistentes a la pérdida de agua; la aplicación de sucesivos y crecientes estrés hídrico en vivero, durante la última fase de viverización, contribuye a que las plantas soporten mejor la carencia temporal de agua; el manejo de la fertilización y equilibrios nutritivos es otra herramienta utilizada para inducir mayor tolerancia a la sequía. Por último, un buen equilibrio en la planta entre superficie de absorción y de pérdida de agua hace que ésta soporte mejor eventuales estrés hídrico en terreno (Villalobos 2006).

Referencias

- Acuña E. 1993. Efectos de la fertilización de apoyo, con N, P y K, en plantaciones de primavera de *Eucalyptus globulus* Labill. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Agronómicas, Veterinarias y Forestales. 77 p.
- Alzugaray P. 1997. Efecto del diámetro de tallo y profundidad de plantación en la supervivencia y crecimiento inicial de plantas de *Pinus radiata* D. Don producidas con diferentes métodos en vivero. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 101 p.
- Arriagada H. 1999. Evaluación de la pérdida de agua en plantas de *Pinus radiata* D. Don bajo distintas condiciones climáticas y tiempo de permanencia en poder del plantador. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 31 p.
- Arrué E, R Escobar. 1985. Comportamiento de distintas herramientas de plantación en suelos de diferentes texturas de la VIII Región. In I Simposio Investigación *Pinus radiata* en Chile, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. Proceedings. p. 198-206.
- Barrientos C. 1999. Crecimiento de raíces de plantas de *Nothofagus obliqua* y *Nothofagus alpina* a distintas temperaturas. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 44 p.
- Bassaber C. 1993. Efecto de diferentes calidades de plantas de las especies *Eucalyptus globulus*; *Pseudotsuga menziesii* y *Pinus radiata* establecidas en diferentes exposiciones y posiciones en la pendiente. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 134 p.
- Becerra G. 2001. Crecimiento y supervivencia de *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus globulus* Labill. Bajo distintos tratamientos de aplicación de agua y superabsorbente en el secano interior de la VIII Región. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Facultad de Ciencias Forestales. 39 p.
- Bobadilla P. 2006. Efecto de la concentración de nitrógeno y el esquema de riego en el crecimiento y potencial de crecimiento radicular en plantas de *Eucalyptus globulus* Labill, durante la fase de pleno crecimiento en vivero. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 42 p.
- Burdett A, D Simpson. 1984. Lifting, grading, packaging, and storing. In Duryea ML, TD Landis eds. Forestry Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 227-234.

- Bustos R. 1999. Efecto de las horas frío acumuladas sobre el potencial de crecimiento radicular en plantas de *Pinus radiata*. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 67 p.
- Cea J. 1993. Almacenamiento en frío de plantas de *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus globulus* Labill. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 214 p.
- Correa M. 1997. Efecto del tiempo de almacenaje y el tipo de embalaje en el potencial de crecimiento radicular de plantas de *Pinus radiata* D. Don. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 67 p.
- Costa e Silva F, A Shvaleva, M Almeida, M Chaves, J Pereira. 2007. Responses to chilling of two *Eucalyptus globulus* clones with contrasting drought resistance. *Functional Plant Biology* 34: 793-802.
- Davidson N, J Reid. 1987. The influence of hardening and waterlogging on the frost resistance of subalpine eucalypts. *Australian Journal of Botany* 35(1): 91-101.
- Decarli N. 1999. El potencial de crecimiento radicular como predictor del comportamiento inicial de plantas de *Eucalyptus nitens* en terreno. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 27 p.
- Duryea ML, GN Brown (eds.) 1984. Seedling Physiology and Reforestation Success. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academics Publishers. 325 p.
- Edgren JW. 1984. Nursery storage to planting hole: a seedling's hazardous journey. In Duryea ML, TD Landis eds. Forestry Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 235-242.
- Escobar AP. 1999. Efecto del almacenaje en frío sobre atributos morfofisiológicos en plantas de *Pinus radiata* D. Don. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 50 p.
- Escobar AP. 2004. Efecto de las horas frío acumuladas sobre la duración del almacenaje refrigerado y atributos morfofisiológicos de plantas de *Pinus radiata* D. Don. Tesis Magíster en Ciencias Forestales. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 76 p.
- Escobar R. 1994. La planta ideal: Variables que predicen su comportamiento y factores que lo afectan. In IV Silvotecna, Producción de plantas, Seminario Internacional, 24-25 de noviembre, Concepción, Chile. Proceedings. p. 1-52.
- Escobar R. 1998. Nutrición y fertilización forestal en viveros Forestales. *Agroanálisis* 8: 6-10.
- Escobar R. 1999. Nutrición y fertilización en viveros Forestales (Parte II). *Agroanálisis* 9: 8-12.
- Escobar R. 2007. Manual de viverización: *Eucalyptus globulus* a raíz cubierta. Concepción, Chile. CORFO Proyecto INNOVA, INFOR Centro Tecnológico de la planta Forestal. 229 p.
- Escobar R, E Peña. 1985. Sobrevivencia y crecimiento inicial de 6 tipos de plantas de pino radiata en suelos de distintas texturas. In Primer Simposio Investigación *Pinus radiata* en Chile, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. Proceedings. p. 118-127.
- Escobar R, M Espinosa, E Kunstmann, C Bassaber. 1992. Efecto de la interacción pre-

- paración de suelos, herbicida y fertilización en la supervivencia y crecimiento inicial de *Eucalyptus globulus* Labill. ssp. *globulus*. *Agricultura Técnica* 54(4): 480-485.
- Escobar R, M Espinosa, C Bassaber, M Sánchez. 1993a. Efecto de la posición fisiográfica y calidad de plantas en la supervivencia y crecimiento inicial de *Eucalyptus globulus* Labill. después de tres años de plantación. In Simposio Los Eucaliptos en el desarrollo forestal de Chile, 24-26 de noviembre, Pucón, Chile. Proceedings. p. 167-180.
- Escobar R, G Pereira, M Espinosa, M Sánchez. 1993b. Fertilización correctiva con NPK en plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill. ssp. *globulus*, establecidas en suelos metamórficos de la X Región. In Simposio Los Eucaliptos en el desarrollo forestal de Chile, 24-26 de noviembre, Pucón, Chile. Proceedings. p. 181-193.
- Escobar R, AP Escobar, M Sánchez, D Ríos, G Pereira, A Mendoza. 2004. Utilización del potencial de crecimiento radicular como método indirecto para determinar la mejor época de plantación de especies forestales. In II Congreso Chileno de Ciencias Forestales, 10 al 12 de noviembre, Valdivia, Chile. Proceedings. p. 48.
- Fajardo L. 1996. Efecto del número de raíces laterales en el comportamiento de plántulas y estacas de *Pinus radiata* D. Don. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 84 p.
- Feijoo F. 1997. Medición del daño celular en plantas de Pino radiata (*Pinus radiata* D. Don) a través de conductividad electrolítica. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 81 p.
- Fresard P. 1992. Efectos de la preparación de suelos en el establecimiento y crecimiento inicial de especies del género *Eucalyptus* en la zona de Collipulli. Tesis Ingeniero Forestal. Chillán, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Agronómicas, Veterinarias y Forestales. 105 p.
- González C. 1999. Efecto de los esquemas de control de malezas en el comportamiento de plantaciones de *Pinus radiata*. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 67 p.
- González G, C González, J Millán, R Escobar. 1983. Estudio de fertilización en plantaciones *Pinus radiata*. Primeros resultados. Santiago, Chile. Corporación Nacional Forestal/Programa de las Naciones Unidas para el desarrollo/Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (CONAF/PNUD/FAO). 159 p.
- González J. 1995. Efecto del subsolado y del control de la vegetación competitiva en la supervivencia y crecimiento inicial de *Eucalyptus globulus* en la V Región. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 110 p.
- Lavender D. 1984. Plant physiology and nursery environment: Interactions affecting seedling growth. In Duryea ML, TD Landis eds. Forest Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 133-141.
- Lazo R. 2001. Efecto del tiempo de almacenaje en frío y horas frío acumuladas en la supervivencia y crecimiento inicial de plantas de *Pinus radiata* D. Don en plantación. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 47 p.
- Lema M. 1987. Época de siembra y efecto de semisombra en la producción de plantas

- de *Eucalyptus globulus* Labill ssp. *globulus* 1-0 a raíz desnuda. Tesis Ingeniero Forestal. Chillán, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Agronómicas, Veterinarias y Forestales. 103 p.
- López H. 1999. Efecto de la granulometría del superabsorbente en la protección de raíces en plantas producidas a raíz desnuda. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 67 p.
- McCracken J. 1979. Changes in the carbohydrate concentration of pine seedlings alter cool storage. *Forest Science* 9: 34-43.
- Mellado C, L Soto. 1974. Efecto de la calidad de plantas y técnicas de plantación en el rendimiento y desarrollo del pino insigne (*Pinus radiata* D. Don) en la zona de Arenales. Tesis Técnico Forestal. Los Ángeles, Chile. Universidad de Concepción, Escuela de Técnicos Forestales. 19 p.
- Mercado G. 2000. Efecto del esquema de control de malezas y aplicación de superabsorbente en el comportamiento de plantas de *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus globulus* Labill en dos suelos. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 94 p.
- Merino C. 1998. Efecto del tiempo de empaque y tipo de protección radicular en el daño fisiológico de plantas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* evaluado a través de conductividad electrolítica. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 41 p.
- Molina A. 1999. Potencial hídrico y conductividad electrolítica durante la cosecha de plantas de estacas de *Pinus radiata* D. Don en viveros a raíz desnuda. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 46 p.
- Monsalve J. 2005. Fertilización nitrogenada en plantas de *Eucalyptus globulus* Labill. producidas a raíz cubierta. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 31 p.
- Monsalve J, R Escobar, M Acevedo, M Sánchez, R Coopman. 2009. Efecto de la concentración de nitrógeno sobre atributos morfológicos, potencial de crecimiento radical y estatus nutricional en plantas de *Eucalyptus globulus* producidas a raíz cubierta. *Bosque* 30(2): 88-94.
- Moraga P, R Escobar, S Valenzuela. 2006. Resistance to freezing in three *Eucalyptus globulus* Labill subspecies. *Electronic Journal of Biotechnology* 9(3): 310-314.
- Peña I. 1996. Potencial de crecimiento radicular de plantas de *Pinus radiata* D. Don con diferente potencial hídrico. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 37 p.
- Pereira G. 1991. Fertilización correctiva en plantaciones de *Eucalyptus globulus* X Región. Tesis Ingeniero Forestal. Chillán, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Agronómicas, Veterinarias y Forestales. 89 p.
- Quilodrán C. 1998. Poda química de raíces de plantas de *Pinus radiata* D. Don, *Eucalyptus globulus* Labill y *E. nitens* Maid producidas a raíz cubierta. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 61 p.
- Ramírez M. 1999. Efecto de la temperatura y tiempo de permanencia en el medio de transporte en el potencial hídrico y conductividad electrolítica en plantas de *Pi-*

- mus radiata*. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 67 p.
- Ritchie G. 1984. Assessing seedling quality. In Duryea ML, TD Landis eds. Forest Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 243-259.
- Ritchie G. 2004. Container seedling storage and handling in the Pacific Northwest: answers to some frequently asked questions. In Forest and Conservation Nursery Associations, Springfield, IL. Proceedings. p. 3-7.
- Salgado O. 1995. Supervivencia y crecimiento de plantas de *Eucalyptus globulus* Labill. plantadas en diferentes sectores de la VI Región. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 45 p.
- Sánchez M. 1991. Fertilización de apoyo en *Eucalyptus globulus* Labill. ssp *globulus*. Tesis Ingeniero Forestal. Chillán, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Agronómicas, Veterinarias y Forestales. 146 p.
- Urrutia C. 2007. Efecto de cuatro regímenes de riego en los atributos morfofisiológicos y del comportamiento en plantas de *Eucalyptus globulus* Labill. producidas a raíz cubierta. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 34 p.
- Venegas G. 2000. Efecto de la fertilización de pre cosecha sobre el potencial de crecimiento radicular de plantas de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus nitens*. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 70 p.
- Villalobos M. 2006. Tolerancia a la sequía de plantas de *Eucalyptus globulus* Labill en respuesta a diferentes regímenes de aclimatación a la sequía y poda de tallo en vivero. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 28 p.

6. El mejoramiento genético y los bosques plantados

Luis M. Martin y M. Ángela Martin

Introducción

Los seres vivos son lo que son, porque sus genotipos se expresan en el medio en el que actualmente están. A la vez, los genes de estos genotipos condicionarán, de forma casi exclusiva, cómo serán los seres vivos del mañana. Así, el mundo vivo del mañana dependerá de lo que hoy hagamos con esa herencia de la biosfera que hemos recibido de nuestros antepasados.

El objetivo de la Mejora Genética Forestal (MGF) es optimizar el factor genético en la silvicultura, esto es, elegir u obtener los individuos o conjunto de individuos que presentan los genotipos más adecuados a los fines perseguidos por la gestión forestal. Aunque la MGF se ha venido efectuando desde muy antiguo de forma empírica, sus posibilidades se han incrementado de forma crecientemente acelerada a partir del desarrollo de la genética. En efecto, esta rama de la ciencia, nacida a principios del siglo XX a partir del redescubrimiento de los experimentos que Mendel efectuó a mediados del siglo anterior, ha crecido de forma explosiva hasta constituir el hilo conductor de la biología y la base de tecnologías muy relevantes en el progreso de la medicina, microbiología, ganadería, agricultura y silvicultura.

La base para el progreso de todas estas metodologías es la diversidad genética. La diversidad genética de una especie es el recurso genético con el que afronta su supervivencia en el contexto evolutivo y con el que cuentan los mejoradores para la finalidad anteriormente mencionada.

Diversidad y variación genética

Siguiendo a Zobel y Talbert (1988) en la diversidad genética de una especie forestal se consideran:

- a) Procedencia geográfica o raza geográfica: área geográfica que presenta una cierta integridad genética y que ocupa un territorio al que se ha adaptado por selección natural. En general, la integridad genética de la región de procedencia se ha estimado como consecuencia de estudios ecológicos o edafoclimáticos, pero generalmente no se han efectuado estudios genéticos que permitan confirmar esta integridad.
- b) Ecotipo: grupo de plantas de un genotipo característico que ocupan un nicho ecológico específico. Suele ser una población separada y más pequeña que una raza geográfica.
- c) Fuente de semilla: lugar donde se ha recolectado la semilla, sin que esto implique

que se ha originado allí; de hecho, puede darse el caso que la procedencia geográfica de donde proviene sea o no conocida.

- d) Clima: es el gradiente de una característica medible que obedece a un gradiente ambiental.
- e) Raza local introducida: población de individuos que se ha adaptado al ambiente específico en el que se ha plantado, como consecuencia de la acción de la selección natural y, en su caso, de la acción humana.

La variabilidad genética intraespecífica puede responder a motivos adaptativos o ser neutral. La variabilidad adaptativa responde a la selección natural o artificial, mientras que la variabilidad neutral es consecuencia del azar y del tiempo.

Los estudios sobre la distribución de la diversidad genética han sido facilitados por el desarrollo de marcadores moleculares. En la bibliografía se introduce una referencia que describe de forma precisa y suficientemente pormenorizada esta herramienta biotecnológica y sus posibilidades. Podemos resumir que los marcadores moleculares permiten valorar la variabilidad existente entre moléculas resultante de la acción directa de los genes, como isoenzimas o proteínas de reserva, o detectarla directamente en el material hereditario (ADN). En los últimos años se han desarrollado muchos marcadores de ADN, siendo los microsatélites (*simple sequence repeats*, SSRs) los más utilizados. Estos marcadores, por su particular estructura, han resultado ser muy potentes en estudios de genética forestal, ya que son neutrales, altamente polimórficos, codominantes, y se distribuyen ampliamente por todo el genoma. Desde el punto de vista evolutivo, son interesantes porque están presentes en la mayoría de los genomas de las especies superiores. Recientemente, el aumento en la disponibilidad de secuencias de ADN ha permitido el desarrollo de marcadores microsatélites funcionales (EST-SSR). Los EST (*expressed sequence tag*) son pequeños fragmentos de ADN que se expresan en diferentes condiciones fisiológicas de las plantas. Se ha demostrado que la generación de marcadores microsatélites SSRs a partir de EST es relativamente fácil y barata, y su principal ventaja frente a los marcadores neutrales SSR es que están presentes en regiones expresadas del genoma. Así, tienen el potencial de representar marcadores funcionales en aquellos casos donde las variaciones en los motivos repetidos afectan a la función del gen en el que residen.

Utilizando marcadores moleculares, se ha logrado establecer que la mayor parte de la variabilidad para caracteres adaptativos es geográfica; mientras que la variabilidad para caracteres neutrales suele ser entre árboles individuales. Salvo manejo del hombre, las diferencias genéticas entre rodales son pequeñas. Así, las poblaciones locales de plantas leñosas mantienen un alto grado de variabilidad tanto para caracteres cualitativos como cuantitativos. Además, existe mayor variabilidad genética en las poblaciones locales leñosas que en las de especies anuales, y, a su vez, más en éstas que en los animales. Una hipótesis atractiva es relacionar esto con la capacidad creciente de movimiento que tienen estos grupos de especies, por lo que, para adaptarse a los cambios sin poder moverse, las plantas leñosas deberán mantener mayor variabilidad, de ahí su naturaleza, fundamentalmente alógama y su alto grado de heterocigosis.

Aunque en algunos caracteres la diversidad genética se traduce en diferentes clases de individuos (como fue el caso de los caracteres estudiados por Mendel), en muchos otros el fenotipo observado es el resultado de la expresión de un genotipo en un determinado ambiente. Por ello, la variabilidad observada puede ser consecuencia de diferencias ambientales, genéticas, o de la interacción de ambas. Este es el caso de muchos de los caracteres de interés forestal: se trata de características resultantes de procesos biológicos complejos, en los que intervienen un gran número de genes y cuya expresión está condicionada por las características ambientales. Estos caracteres biométricos o cuantitativos exigen procedimientos específicos de estudio que han dado lugar a una rama de la genética denominada genética cuantitativa (Fins *et al.* 1992). En la bibliografía se hace referencia a estudios de este tipo, sobre los que también ha tenido repercusión el desarrollo biotecnológico (Henry 2012); no obstante, consideramos conveniente resumir aquí los principios básicos para el manejo de este tipo de caracteres.

Un genotipo puede dar lugar a distintos fenotipos al cambiar el ambiente (norma de reacción del citado genotipo). Además, la expresión del genotipo puede depender tanto de los alelos que ese individuo posee en los distintos genes que afectan al carácter como de las interacciones entre los dos alelos de cada uno de los *loci* (dominancia) o de las existentes entre alelos de genes situados en distintos *loci* (epistasia). Se manejan así conceptos como heredabilidad (proporción de la varianza que es genética), y en qué magnitud dicha varianza genética es directamente dependiente de los alelos que posee cada individuo (varianza genética aditiva) o de las interacciones de uno u otro tipo (varianza genética no aditiva). El peso específico de la madera y la rectitud del fuste suelen tener alta heredabilidad y estar regulados fundamentalmente por efectos genéticos aditivos, mientras que las características de crecimiento suelen presentar una heredabilidad baja y estar controladas tanto por efectos aditivos como no aditivos.

Otro aspecto de la variación genética de gran relevancia es la interacción genotipo-ambiente; esto es, la distinta forma en que genotipos diferentes responden a un cambio ambiental. La interacción genotipo-ambiente debe ser particularmente considerada cuando se pretende el uso de material exótico, o, en general, procedente de otros ambientes, ya que es posible que las diferencias en la expresión de los caracteres de distintos genotipos cambien en forma muy diferente al pasar de un ambiente a otro, o que, incluso, el orden de expresión llegue a invertirse.

Como consecuencia de todo lo anterior, la valoración de caracteres cuantitativos debe efectuarse en campos experimentales con diseños que permitan el control de la variación ambiental (Steel y Torrie 1985). En este tipo de ensayos se busca un equilibrio entre intereses contrapuestos: que el ensayo se efectúe en condiciones representativas de los sistemas forestales de destino del material que se esté evaluando, que se minimicen los efectos ambientales, que se incluya todo el material potencialmente interesante, que el proceso sea lo más corto posible y que la inversión económica sea rentable. En efecto: el emplazamiento de los ensayos debe conseguir esa representatividad, pero, en muchas ocasiones, esto va a significar condiciones heterogéneas en que las oscilaciones ambientales se incrementan, con lo que se reduce la precisión de los datos obtenidos; si por el contrario, se busca un emplazamiento que minimice la oscilación ambiental, se perderá

representatividad y pudiera dar lugar, incluso, a que se presentase una interacción genotipo ambiente entre los resultados obtenidos en el ensayo y los que se producirán en lugar de destino; la precisión de los datos también será superior si se incrementa el tamaño de las parcelas experimentales, el número de repeticiones y/o se prolonga el ciclo de evaluación, pero todo ello encarecerá el costo de los ensayos; adicionalmente, en determinadas fases de los procesos de mejoramiento, la cantidad de material disponible de cada genotipo puede ser muy limitada (incluso, un solo individuo), lo que restringe las posibilidades de diseño de los ensayos. La solución será buscar un equilibrio entre estos intereses contrapuestos, y efectuar ensayos sucesivos en que, a medida que se restringe el número de genotipos o conjuntos de genotipos a comparar, se incrementa el control del ambiente y, correspondientemente, la precisión de los datos obtenidos.

Recursos genéticos y sustentabilidad

Un aspecto del mayor interés en la actualidad es la sustentabilidad de los sistemas productivos. La sustentabilidad de un sistema implica la posibilidad de predecir su continuidad indefinida. La conservación de los recursos genéticos constituye un aspecto esencial de la sustentabilidad (Boyle *et al.* 2000, Matyas 1999).

Sobre los recursos genéticos se ciernen amenazas que son tanto consecuencia de los cambios en la gestión forestal (internas) como debido a causas naturales o las nuevas situaciones que se dan en la sociedad (externas) (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Principales amenazas a los recursos genéticos forestales.

Amenazas	Causas	Efectos
Fragmentación y destrucción de hábitats	Aumento de infraestructuras y zonas urbanizadas	Reducción del tamaño medio de las poblaciones
	Compartimento de los usos del suelo	Aislamiento reproductivo
	Incendios forestales	Cambios en la estructura genética local
Contaminación ambiental y cambio global	Emisiones industriales y urbanas	Erosión de la diversidad
		Aumento de los niveles de endogamia
	Efluentes de explotaciones agrarias	Decaimiento de las masas forestales
		Modificación de la composición específica
Sobreexplotación de recursos y deforestación	Inadecuada gestión forestal	Reducción del tamaño poblacional
		Falta de sincronía fenológica
		Modificación de la intensidad de selección y adaptación a largo plazo
Competencia con especies y variedades introducidas	Inadecuada utilización del material forestal de reproducción	Modificación de la composición y estructura de las masas
		Cambio de niveles de diversidad intraespecífica
		Aislamiento de poblaciones nativas
		Pérdida de poblaciones y de su singularidad
		Disminución de la capacidad de adaptación

Fuente: MIMAM (2006).

En un contexto global, el equilibrio pasa por la convivencia de sistemas productivos de muy diverso grado de intensidad. Los sistemas intensivos de producción y el mantenimiento *ex situ* de los recursos genéticos implicados en los mismos deben ser considerados como la forma de dar viabilidad social (hacer socialmente sustentable) al mantenimiento de los sistemas productivos compatibles con la conservación *in situ*. A la vez, estos últimos deben ser considerados como una inversión que permitirá el mantenimiento a largo plazo de los primeros. La aspiración a una gestión sustentable pasa por conseguir un equilibrio entre los distintos sistemas forestales representados por el interior a la elipse de la Figura 6.1.

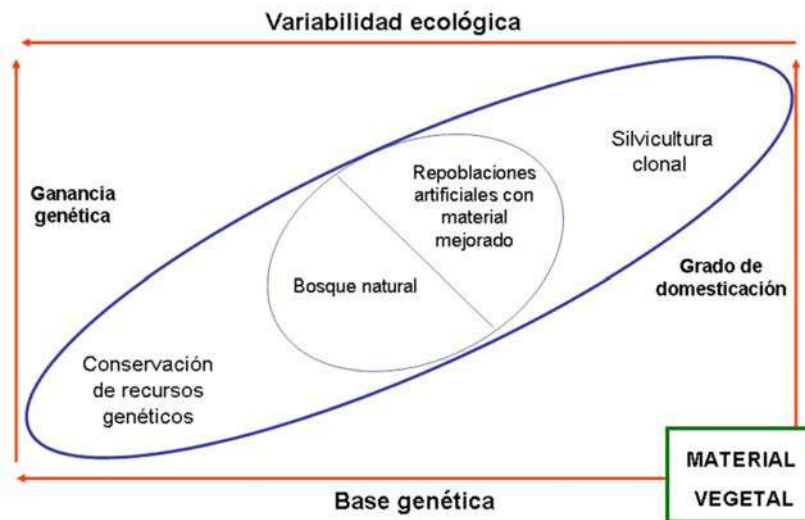


Figura 6.1. Representación esquemática del peso relativo de la ganancia y de la base genética en una silvicultura de facetas múltiples.

Fuente: Martin (1987).

Uno de los requisitos para la salvaguarda y utilización de los recursos genéticos es la evaluación de la variación existente. En los estudios de la variación pueden existir distintos tipos de intereses:

- Búsqueda de variantes de interés productivo (que afecten a las resistencias a plagas, enfermedades o condiciones adversas, al rendimiento, o a la calidad).
- Evaluación de algún(os) carácter(es) de tipo métrico (e.g. tasa de crecimiento, densidad de la madera, peso de fruto...).
- Caracterización de la variación para caracteres morfofisiológicos (del árbol o fruto).
- Caracterización de la variación del material hereditario (evaluación y distribución de la variabilidad genética).

Métodos para la conservación de los recursos genéticos forestales

A lo largo del siglo XX se han llevado a cabo diversas iniciativas orientadas a la conservación de los recursos genéticos de las especies forestales de mayor importancia económica. Existen dos estrategias básicas para la conservación de estos recursos genéticos: la conservación dinámica y la estática.

El primer caso tiene como objetivo que la variación genética existente en el material conservado no sólo garantice su adaptación actual, sino también el potencial evolutivo que le permita adaptarse a situaciones futuras. Estos principios pueden aplicarse tanto a las poblaciones naturales como a las poblaciones manejadas y alteradas por el hombre. Por su parte, la conservación estática está ligada a la creación de colecciones que mantengan composiciones genéticas específicas. Estas colecciones, mantenidas como semillas, plantas o partes de plantas en bancos de germoplasma o colecciones vivas, permiten mantenerlos vivos para el futuro, pero sin capacidad de responder a posibles cambios en el ambiente y sin generar nueva diversidad. Las dos estrategias coinciden, respectivamente, con los sistemas de conservación *in situ* y *ex situ*, tal como se describe habitualmente en la literatura científica.

La conservación *in situ* consiste en tratar de conservar la variabilidad genética allí donde se ha desarrollado y, en muchos casos, de forma compatible con sistemas productivos tradicionales. Este potencial genético dependerá de la diversidad que atesore, y se expresará adaptándose evolutivamente a los cambios que se vayan produciendo. La contribución a la conservación *in situ* de un sistema productivo debe ser concebida como una externalidad del sistema. La mayor parte de los bosques del mundo se manejan utilizando técnicas de regeneración natural, por lo que constituyen un sistema de conservación *in situ* si su manejo es adecuado (Libby 1992, Libby *et al.* 1987).

La conservación *ex situ* consiste en el mantenimiento de diversidad genética en colecciones mantenidas en instituciones especializadas, denominadas bancos de germoplasma (Cubero 2013). La forma más usual es el mantenimiento en forma de semillas, en condiciones de baja humedad y baja temperatura, estado en el que la viabilidad de la semilla es muy prolongada. Este procedimiento permite una utilización óptima del espacio y resulta muy económico (Figura 6.2.A). En los bancos de germoplasma se conservan decenas de miles de entradas de las principales especies agrícolas y forestales. No obstante, cabe señalar que el grado de conocimiento sobre la diversidad conservada es escaso, siendo muy relevante abordar estudios en ese sentido, ya que sólo así se podrán diseñar estrategias adecuadas para su conservación y utilización. Las semillas que permiten este sistema de conservación se denominan ortodoxas, pero existen otras que pierden su viabilidad al desecarse, que se denominan recalcitrantes.

En las especies de semilla recalcitrante, y cuando interesa y es posible el mantenimiento vegetativo de genotipos, la conservación *ex situ* se practica empaquetando el acervo génico en pocos genotipos conservados vegetativamente por injerto, acodo, etc., en colecciones vivas, en lo que se denomina banco clonal o *arboretum* (Figura 6.2.B). Esto permite, además, la recuperación de la variabilidad por cruzamiento entre ellos. Se están

desarrollando técnicas de cultivo de tejidos especialmente enfocadas a la conservación, de forma que permiten una duración más larga del explante (Figura 6.2.C). Otra posibilidad es la conservación de polen.



Figura 6.2. Diversos ejemplos de métodos de conservación *ex situ*: (A) Banco de germoplasma. (B) Banco clonal. (C) Cultivo de tejidos.

Además de conservar, son funciones de un banco de germoplasma las de recolectar, documentar, evaluar, multiplicar y distribuir los recursos genéticos a la comunidad científica. En la bibliografía se incluyen varias referencias que permiten profundizar sobre todos estos conceptos.

Elección de especies y procedencias

Un primer nivel de un programa de MGF de plantaciones es la búsqueda de las especies más adecuadas y de las mejores procedencias dentro de la especie. Aunque si no se dispone de información, lo más prudente es utilizar materiales locales, en muchas ocasiones será conveniente utilizar materiales exóticos (Pardos 1989, Zobel y Talbert 1988).

La diferencia de objetivos de la selección natural frente a la artificial y el cambio de ambiente que supone la explotación humana, hace que, en algunas ocasiones, una especie introducida pueda resultar más satisfactoria que la autóctona, por lo que la introducción de especies puede ser del máximo interés. La utilización de especies exóticas es la norma en Agricultura y Ganadería, pero se ha desarrollado menos en especies forestales. Áreas típicamente donadoras de especies forestales son México, el oeste de EE.UU. y Australia. En muchas partes del mundo se utilizan especies exóticas de los géneros *Eucalyptus* y *Pinus*.

Los pasos sugeridos para seleccionar especies exóticas son:

1. Estudiar la bibliografía y visitar ambientes similares a los afectados por el proyecto.

2. Determinar la especie(s) más adecuada(s) a los objetivos propuestos.
3. Buscar las procedencias geográficas con características edafoclimáticas lo más parecidas posible de las de destino. Es necesario tener en cuenta que no todos los cambios de ambientes generan el mismo riesgo, así, es más seguro trasladar semilla de áreas continentales a marítimas que a la inversa.
4. Planificar los ensayos de especies y procedencias, y efectuarlos en los lugares adecuados, con el correspondiente tratamiento estadístico. Como muchas de las valoraciones a efectuar son de tipo cuantitativo, deberá tenerse en cuenta lo anteriormente señalado al describir este tipo de caracteres.
5. Utilizar la semilla de mejor procedencia, mientras se obtiene material mejorado mediante un programa de MGF.

Programas de Mejoramiento Genético Forestal (MGF)

Siguiendo a Zobel y Talbert (1988), en los programas de MGF se trata de obtener cantidades significativas de ganancia genética, tan rápida y económicamente como sea posible y, al mismo tiempo, mantener una base genética amplia para asegurar ganancias futuras. Por otra parte, los individuos seleccionados se utilizarán tanto como progenitores en las siguientes fases del programa de mejora por cruzamiento, como en producción. Es decir, dado el largo plazo de vida de las especies forestales, se trata de rentabilizar al máximo el trabajo realizado, por lo que cuando un material ha sido seleccionado por presentar mejores características que la media de la población de donde procede, aunque aún no se haya demostrado que esa superioridad tenga una base genética, se considera adecuado emplear ese material seleccionado para obtener material de reproducción, en el entendimiento de que, en promedio, sus descendencias deben suponer una ganancia genética respecto a la población de partida.

Los programas de mejoramiento genético se pueden establecer a corto o a medio y largo plazo. En cualquier caso, la población de partida puede ser un bosque natural, una plantación que se supone genéticamente diversa o una población artificialmente creada con amplia diversidad genética. En un programa de MGF a corto plazo, la selección se efectúa según el esquema adjunto (Figura 6.3); para ello se manejan los siguientes conceptos:

- a) **Árbol candidato:** árbol que por sus características prometedoras ha sido preseleccionado, aunque aún no ha sido valorado.
- b) **Árboles testigos o de comparación:** árboles crecidos en los mismos sitios o rodales que los selectos y en condiciones similares, y que se usan para determinar el grado de superioridad del candidato.
- c) **Árbol selecto, superior o plus:** árbol que tras su evaluación respecto a los árboles de comparación, es recomendado para su uso en producción o investigación, pero que aún no ha probado su valor genético.
- d) **Árbol élite:** árbol recomendado tras prueba genética por evaluación de descendencia, sexual o asexual.

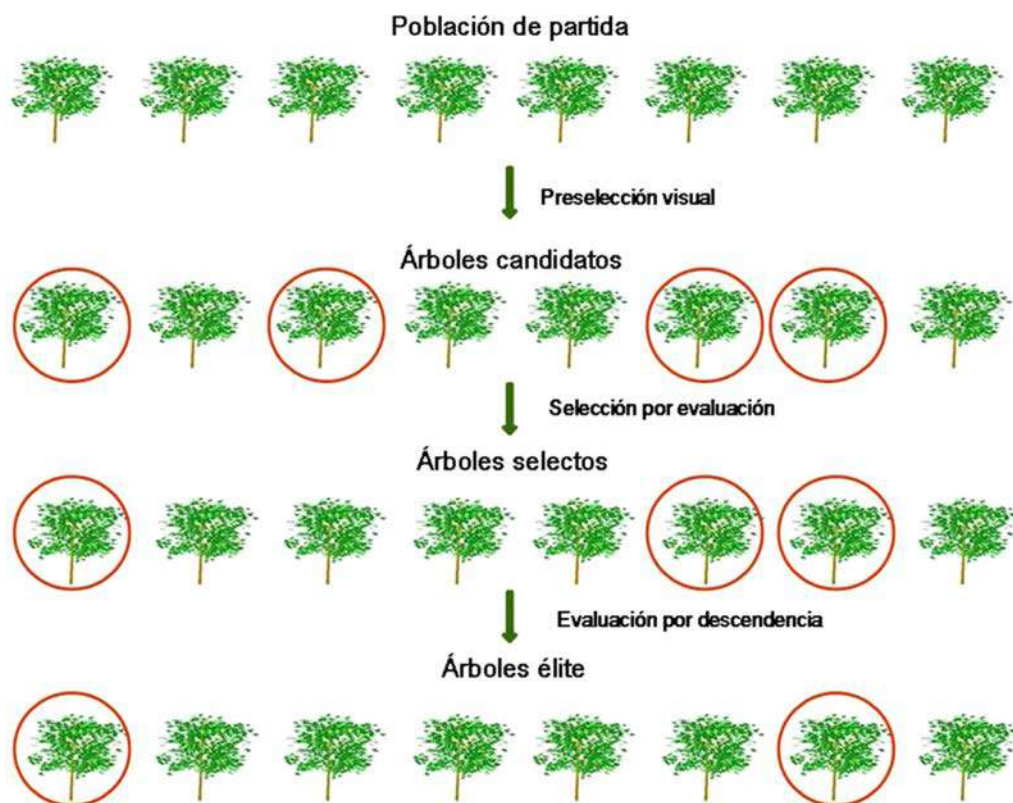


Figura 6.3. Esquema de un proceso de selección a corto plazo, con obtención sucesiva de árboles selectos y árboles élite.

Esta selección individual sólo es posible si se dispone de los árboles testigo adecuados. Es más efectiva si se realiza en rodales coetáneos que en mezclados, siendo todavía mejor si se trata de plantaciones en sitios homogéneos, y peor si en el rodal hay árboles que provienen de brotes. Los rodales donde se practica la selección deben ser de características similares a los que va destinado su progenie. También es más efectiva si se efectúa en árboles de edad cercana a la prevista como edad de rotación.

Al seleccionar varios árboles en rodales naturales hay que tener en cuenta el posible parentesco. El desconocimiento de la composición genética de un rodal es un inconveniente cuando se inicia un proceso de selección, ya que puede existir una variabilidad genética reducida que haga estéril la selección.

En los casos en que los rodales son multietáneos, puede utilizarse la selección asistida por regresión. En este sistema se muestrean un cierto número de árboles, que son valorados para una característica determinada y establecida su edad, por lo que el criterio de selección considera, simultáneamente, la valoración para la característica en cuestión y la edad del ejemplar.

La evaluación puede hacerse para varios caracteres que son considerados de forma simultánea, mediante la generación de un índice de selección, que combina la puntuación para varias características, pesándolas según su heredabilidad e importancia económica (Cotterill y Dean 1990). También existen caracteres que pueden evaluarse de forma indirecta, evaluando un carácter por otro relacionado con él, y más fácil de medir. A este tipo de evaluación se le denomina selección por caracteres correlacionados.

Aunque no existe ninguna seguridad de que cada uno de los árboles selectos tenga superioridad genética, sí es seguro que, en promedio, lo son, por lo que se justifica su utilización para obtener material de propagación mejorado.

Esta afirmación se basa en que la expresión de los caracteres objeto de selección es resultado de efectos genéticos y ambientales. Cuando a una población se le aplica un proceso de selección para un carácter, o un conjunto de caracteres evaluados por un índice de selección, se genera una diferencia promedio entre la población seleccionada y la de partida, que se denomina diferencial de selección. Lo esperable es que también exista una diferencia entre la descendencia de la población seleccionada y la descendencia de la población de partida, que se denomina, respuesta a la selección. La magnitud de esta respuesta dependerá de dos factores: la medida en que la diversidad en la población de partida es genética y la heredabilidad del carácter o grupos de caracteres que se valoran. Estos dos caracteres se miden, respectivamente por la varianza genética y por la proporción de la varianza total que es genética (heredabilidad). Aunque la heredabilidad, tal como se definió anteriormente, depende de la varianza genética, no es linealmente dependiente de ella. Así, será posible que, en la población de partida de la selección, dos caracteres muestren valores similares de heredabilidad, pero que la varianza genética de ambos sea distinta. Puede profundizarse sobre estos conceptos en los textos de genética cuantitativa.

Para pasar a árboles élites, esto es, identificar individuos que realmente son genéticamente superiores (o cuáles de ellos lo son), es preciso comparar las descendencias de estos individuos utilizando diseños experimentales. Jugando con el diseño de los experimentos, siguiendo los principios anteriormente descritos, se podrá afinar más o menos en la determinación de los genotipos élite, que constituirán la población mejorada. La descendencia puede ser obtenida por reproducción sexual o vegetativa.

El tipo de programas de mejora descritos hasta el momento se basan en identificar los individuos genéticamente superiores entre los existentes en la población de partida. Otra posibilidad es el manejo de los individuos en sucesivas generaciones sexuales para ir más allá en la mejora, generando así material genéticamente superior. Esto es lo que se trata de conseguir mediante el empleo de métodos de mejora a medio y largo plazo.

La mejora de varias generaciones es lo que se conoce como programas de selección recurrente. Este tipo de selección se efectúa por repetición sucesiva de un proceso con dos fases: selección y apareamiento, tal como se describe en la Figura 6.4. En un programa de mejora genético de este tipo hay que considerar tres tipos de pool génicos:

- a) Población base (PB): población de partida, que puede ser natural o ser generada artificialmente, y que debe contener una amplia diversidad genética.
- b) Población para mejora genética (PMG): se trata de una población de cientos o miles de individuos cuya reproducción se controla y en la que se aplica una selección continua, de modo que vaya mejorando de generación en generación, pero sin poner en cuestión su diversidad genética. Existen experimentos con organismos experimentales que indican que la selección continuada puede hacer que se produzcan cambios significativos en el promedio de caracteres cuantitativos de forma compatible con el mantenimiento de un alto grado de diversidad genética para tales caracteres. Es decir, cada ciclo supondrá una ganancia genética, que se irá acumulando en ciclos posteriores.

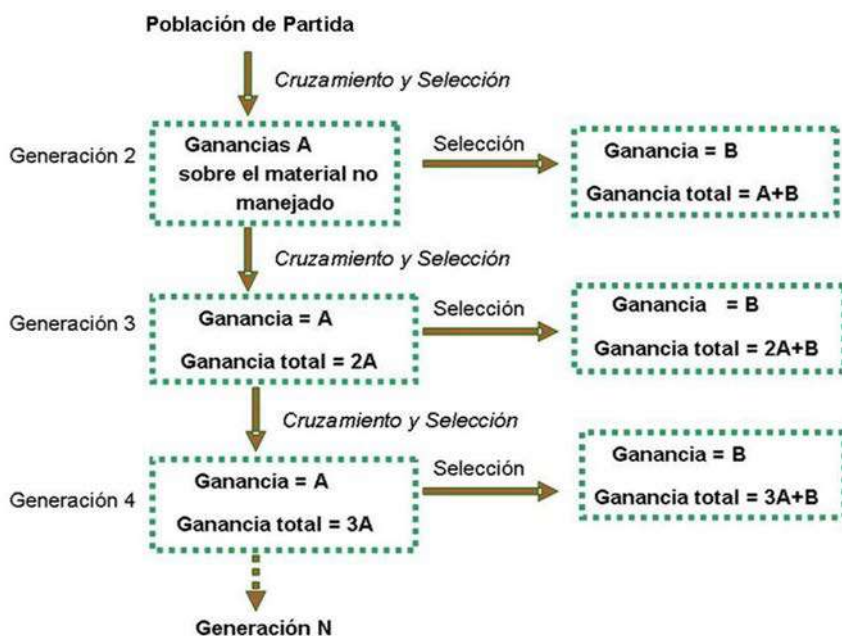


Figura 6.4. Esquema de un programa de mejora a medio y largo plazo.

- c) Población para producción (PP): mediante una selección mucho más severa, de cada PMG se obtiene una población constituida por un número reducido de individuos que se emplea estrictamente para producir semillas con propósitos de repoblación o reforestación. Tanto estos individuos como sus descendencias (el material de repoblación) mostrarán un nivel mucho más alto en los caracteres deseados, es decir, una ganancia genética adicional. El material de repoblación obtenido es adecuado para plantaciones destinadas a producción, que serán cortadas a la edad de rotación, pero como tendrá una base genética muy estrecha, no se deberá emplear para reproducirse ya que su descendencia mostraría depresión por consanguinidad. Por ello, este tipo de material forestal mejorado no es apto para repoblaciones de espacios degradados en que se trata de conseguir una nueva población capaz de reproducirse por sí misma. La ganancia genética adicional que implica el paso de PMG a PP no puede pues

acumularse en generaciones sucesivas. Así, en cada generación se puede obtener una ganancia genética acumulable a la que pueda obtenerse en generaciones sucesivas y otra no acumulable. La suma de ambas sí que se irá incrementando de generación en generación.

En el diseño de apareamiento se distinguen dos tipos fundamentales: de pedigree incompleto, cuando se conoce sólo uno de los dos progenitores y de pedigree completo, si se conocen ambos.

Los diseños de pedigree incompleto pueden ser:

- a) Polinización abierta: polinización natural o aleatoria, se recoge la semilla de los progenitores femeninos que van a evaluarse.
- b) Policruzamiento: sistema de cruzamiento en el que varias fuentes de polen (normalmente no emparentadas entre ellas) son mezcladas y se utilizan para hacer polinizaciones controladas a una serie de hembras que están, normalmente, no emparentadas con cualquiera de las fuentes de polen.

Los diseños de pedigree completo son:

- a) Jerárquico: grupos de genitores de un sexo se cruzan con diferentes grupos de individuos del sexo contrario.
- b) Factorial: se cruzan todos los genitores elegidos de un sexo con todos los genitores elegidos del sexo contrario.
- c) Dialelos: todos los genitores se cruzan entre sí, y consigo mismos, actuando tanto como machos y como hembras. Existe también la posibilidad de no realizar los cruzamientos recíprocos ni los autocruzamientos, denominándose entonces semidialelos.

El sistema concreto de apareamiento es función de la facilidad de efectuar los cruzamientos, de la ganancia genética que se pretenda obtener, del tipo de información genética que se pretenda conseguir de los experimentos y de los recursos disponibles.

Para aumentar el máximo de ganancia por unidad de tiempo, en un programa de MGF habrá que reducir todo lo que se pueda el intervalo generacional sin reducir demasiado las ganancias genéticas por generación. Es preciso tener en cuenta que la ganancia por cada generación dependerá de que se minimice el error en la determinación de cuáles son los materiales a seleccionar, y que esta selección será más eficaz si se hace durante más años y cuando las plantas hayan alcanzado mayor edad. A esto hay que unir las dificultades que implican la juvenilidad que se manifiesta en las especies leñosas, que requieren un período más o menos largo para entrar en la fase reproductiva.

Aunque la correlación entre caracteres productivos en etapas juvenil y adulta es escasa, existe la posibilidad de efectuar pruebas genéticas antes de que los árboles hayan alcanzado la edad de rotación. Existen evidencias de que la heredabilidad de los caracteres de rendimiento es óptima aproximadamente a la mitad de la vida del rodal.

Uso de procedimientos biotecnológicos para la mejora de la metodología

Considerando el concepto de biotecnología en un sentido muy amplio, se trataría de emplear cualquier procedimiento biológico que permita mejorar la eficiencia de los métodos anteriormente descritos. En este sentido pueden citarse cuatro aspectos: clonación, cultivo de tejidos, hibridación interespecífica y lo que es la biotecnología en un sentido estricto, la ingeniería genética.

La opción de la reproducción vegetativa puede utilizarse, cuando sea técnica y operativamente posible, con los siguientes fines:

- a) Preservar genotipos mediante bancos clonales.
- b) Evaluación de los genotipos y su interacción con el ambiente.
- c) Multiplicación de genotipos convenientes para su uso en huertos semilleros clonales.
- d) En programas operativos de plantación, para obtener máximas ganancias genéticas y uniformidad de cosecha (silvicultura clonal).

La preservación de genotipos en bancos clonales ya ha sido citada en los sistemas de conservación de germoplasma como alternativa posible en el caso de especies de semilla recalcitrante y para la conservación a largo plazo de genotipos de interés.

La evaluación de genotipos para su confirmación como árboles élite puede hacerse recurriendo a la reproducción sexual o asexual. Cabe señalar que en el primer caso se determina su valor genético aditivo y en el segundo su valor genético total (suma del aditivo y no aditivo). La conveniencia de la valoración de uno u otro dependerá del uso que se pretende efectuar con ese árbol élite, pero, en cualquier caso, ambos son de interés y están muy relacionados.

La silvicultura clonal consiste en el uso en producción de clones, previamente desarrollados. La silvicultura clonal permite captar y transferir al nuevo árbol todo el potencial genético del árbol donador, tanto el aditivo como el no aditivo. Cuando la heredabilidad en el sentido estricto es baja, como ocurre con el crecimiento en volumen, parece posible obtener más del doble de ganancia genética utilizando propágulos vegetativos en vez de regeneración por semilla. Una ventaja adicional de este procedimiento es la rapidez con que pueden utilizarse las cualidades genéticas de los árboles seleccionados, ya que si los propágulos proceden de un individuo maduro, la planta resultante no manifiesta periodo de juvenilidad.

En la propagación vegetativa, al árbol donador de los propágulos se le denomina orteto u orteto, y a los propágulos individuales del mismo, ramets o rametos, denominándose clon al conjunto de los mismos.

Un método muy simple de reproducción vegetativa es el enraizamiento de partes aéreas de la planta. No obstante, hay que tener en cuenta que aunque la nueva planta comparte el genotipo con el orteto del que procede, su configuración puede ser diferente debido al distinto sistema de desarrollo que implica el enraizamiento. Otro problema es que no

todas las especies (ni todos los genotipos de cada una de ellas) responden con la misma facilidad al enraizamiento. En la actualidad, la biotecnología suministra herramientas para la propagación eficaz de los genotipos de interés.

Otro de los métodos de propagación vegetativa es el injerto (Figura 6.5). En este caso, el árbol incorpora dos genotipos, uno para la parte aérea y otro para las raíces. Es posible así, utilizar la reproducción vegetativa, con todas sus ventajas, para la parte aérea, y la reproducción sexual para las raíces. En muchas especies esto último representa una ventaja, ya que el enraizamiento de semilla es más sencillo que el de propágulos vegetativos. El injerto puede efectuarse entre especies diferentes, a veces muy alejadas.

Un tema debatido, en el caso de la silvicultura clonal, es el riesgo de plantar grandes superficies con un solo clon. El principal problema reside en que la adaptación del genotipo clonal puede desaparecer debido a la llegada de un patógeno exótico o por la evolución de un patógeno previamente existente, que llegue a adquirir la capacidad de superar las barreras de defensa del genotipo clonal. Aunque este riesgo constituye una posibilidad real, existiendo, en especies agrícolas, casos de desastres como consecuencia de la estrechez de la base genética de los cultivos, cabe señalar que la clonación se usa ampliamente en especies agrícolas herbáceas y leñosas.



Figura 6.5. Ejemplo de distintos tipos de injerto practicados en castaño (*Castanea sativa* Mill.).

Una propuesta para minimizar riesgos es utilizar varios clones en forma simultánea. Existen interesantes consideraciones sobre el número de clones a utilizar, los parámetros a tener en cuenta para tomar una decisión al respecto y la forma de distribución espacial de los mismos, plantaciones con clones mezclados o distribución en mosaicos

monoclonales. En Chile, una parte importante de la producción de plantas de *Pinus radiata* se hace por este procedimiento.

La determinación de los clones a emplear definitivamente se hace por selección del material de partida, en un proceso de etapas sucesivas denominado selección clonal. En este proceso se clonan los árboles plus, tomando un reducido número de rametos de cada uno de ellos. En las sucesivas etapas se reduce el número de clones y se incrementa el número de rametos de cada uno de ellos, efectuando las evaluaciones en diferentes ambientes. La selección clonal no se convierte en una alternativa a la mejora sexual continuada, sino en un puente entre la mejora y la producción, que se repetirá en cada generación sexual. Esto es, la selección clonal puede emplearse tanto como mejora complementaria a la mejora a corto plazo, como a la mejora a largo plazo, empleando, en cada generación, la población de mejora como base de partida.

Variedades antiguas obtenidas por reproducción vegetativa pueden ir acumulando una cierta variabilidad genética, por lo que, en ocasiones, se utiliza el concepto de variedad policlonal. Este concepto también sería de aplicación en los casos en que una variedad muestra homogeneidad para caracteres productivos e identificativos, pero se demuestra que está compuesta por diversos clones. En cualquier caso, la afirmación de que una variedad es policlonal exige cuidadosos análisis genéticos, ya que la existencia de la adjudicación de clones a una variedad puede ser también resultante de un proceso de homonimia.

Puede considerarse como cultivo de tejidos todo manejo de las plantas en condiciones artificiales con la finalidad de mejorar los procesos de mejora genética. Anteriormente se citó la limitación que el periodo de juvenilidad supone para la duración de los programas de mejora. En olivo, por ejemplo, el cultivo forzado permite reducir este período de 20 años a menos de dos.

Una posibilidad del cultivo de tejidos es reproducir vegetativamente materiales recalcitrantes frente a este tipo de reproducción por medios convencionales o desarrollar técnicas que mejoren la eficacia de este proceso, como es la micropropagación (propagación de una planta a partir de una pequeñísima cantidad de material) de gran utilidad para multiplicación clonal de materiales valiosos.

La morfogénesis es la obtención de una planta completa a partir de un órgano, célula o protoplasto. La mejora de esta capacidad es de utilidad para aprovechar la variabilidad genética inducida como consecuencia del cultivo de tejidos (variabilidad somaclonal), obtener plantas haploides o para obtener plantas a partir de células transformadas genéticamente. También se puede emplear el rescate de embriones como sistema de superar las barreras a la consecución de los híbridos interespecíficos.

Se denomina híbrido a la primera generación de un cruzamiento siempre que sea reproducible. En general, en MGF se suele utilizar el término para referirse a la descendencia de un cruce entre dos especies, pero deben incluirse también los cruzamientos intraespecíficos.

El interés del híbrido radica en que puede presentar una combinación adecuada de las características de ambos parentales, y que puede mostrar heterosis para los caracteres relacionados con el vigor y la adaptabilidad. En el caso de los híbridos interespecíficos, pueden aparecer efectos deletéreos en fertilidad o incluso en otros caracteres. La falta de fertilidad puede superarse si es viable y rentable la reproducción vegetativa, desarrollándose clones híbridos. Además, como las especies forestales son alógamas, los progenitores del híbrido serán heterocigóticos, y por tanto, los distintos individuos obtenidos a partir de un cruzamiento tendrán genotipos diferentes, por lo que la población híbrida obtenida puede servir como población de partida para efectuar una selección clonal.

La Ingeniería Genética Molecular (IGM) o técnica del ADN recombinante, se basa en la posibilidad de aislar un trozo de ADN de cualquier origen, mediante enzimas de restricción; incorporarlo a un plásmido; y multiplicarlo (clonarlo) en una bacteria. Existe después la posibilidad de estudiarlo (secuenciarlo) y, en ocasiones, transferirlo al genotipo que se desea (transformar genéticamente ese organismo) (Griffiths *et al.* 1995).

La IGM puede utilizarse para apoyar a la mejora tradicional, haciéndola más precisa, ampliando la base genética disponible, acortando el tiempo de desarrollo de nuevos materiales para la producción vegetal, y, sobre todo, permitiendo incrementar el conocimiento de la biología de las plantas. Merece la pena destacar especialmente el efecto que ha tenido para estos fines la disponibilidad de marcadores moleculares. Los estudios sobre el ADN directamente (genómica) se complementan con los de los productos de la transcripción (transcriptómica), de la traducción (proteómica) y del metabolismo subsiguiente (metabolómica). En la actualidad estos procedimientos están dando lugar a un crecimiento explosivo del conocimiento en genética forestal.

Se han desarrollado procedimientos que permiten transferir a plantas genes clonados y modificados artificialmente. Los más eficientes de estos métodos son la vía de *Agrobacterium tumefaciens* y la biolística (o pistola de ADN) (Cubero 2013).

Existen bastantes casos de genes que se han introducido en plantas superiores por estos procedimientos, consiguiendo que se expresen y se transmitan a la descendencia. No obstante, aún se abren muchas incógnitas. En algunos casos, la inserción no es estable y el carácter incorporado termina perdiéndose. Por otra parte, inicialmente no se conoce el número de copias del gen que se ha incorporado. Un aspecto que debe ser particularmente estudiado es el efecto pleiotrópico que el gen incorporado pueda tener sobre otros caracteres. En todo caso, dado lo potente de estas técnicas y los medios puestos en su desarrollo, ante ellas se abre un futuro esperanzador como técnica, pero, paralelamente, su utilización está cuestionada por las organizaciones ambientalistas, por lo que se abren dudas sobre la utilización de esta técnica en el futuro próximo.

Fines de la Mejora Genética Forestal (MGF)

En un programa de Mejora Genética de Especies Forestales los caracteres a mejorar estarán relacionados con la productividad, la resistencia a patógenos o la calidad del

producto a obtener. El aspecto más importante de la mayoría de los programas de MGF es conseguir incrementar la productividad por unidad de superficie y tiempo.

Productividad

En el caso del rendimiento el objetivo puede ser la biomasa (toda la materia producida por hectárea y año, aunque normalmente se mide sólo la parte aérea), o sólo una parte de la misma, siendo el resto un subproducto, que puede tener valor positivo o negativo, según como tenga que gestionarse. El producto forestal por excelencia es la madera, aunque también pueden ser corcho, resina o frutos.

Si un componente de la biomasa es mucho más deseable que los restantes, se denomina índice de cosecha (IC) a la relación entre la biomasa aprovechable y la biomasa total (Tigerstedt y Velling 1996).

Cuando interesa incrementar el rendimiento potencial se definen tipos de planta (ideotipos) capaces de aprovechar al máximo la irradiación porque cubren rápidamente el terreno, o porque tienen una mejor eficacia fotosintética.

Las diferencias abismales entre los rendimientos potenciales y los que se obtienen realmente en condiciones de producción, hacen patente que normalmente se presentan factores que limitan el rendimiento. Estos factores pueden ser componentes del clima y suelo, enfermedades, plagas y malas hierbas.

En el caso de factores abióticos, el efecto limitante puede producir sólo una disminución en el rendimiento, pero también puede llegar a afectar la biología de la planta, considerándose un factor adverso, o incluso, ser tan grave que la planta vea alterado su desarrollo de forma muy manifiesta, que se pueda considerar una enfermedad de origen abiótico. La pluviometría podría ser un ejemplo de estos tres niveles según limite, en la especie en cuestión, el rendimiento, la posibilidad de explotarla económicamente o la propia capacidad de sobrevivir. Junto a la falta de precipitaciones, factores adversos pueden ser encharcamiento, helada, calor, salinidad, iones metálicos en el suelo, entre otros.

Frente a estos efectos, la MGF puede actuar obteniendo genotipos que se adapten a las limitaciones y produzcan, según estamos considerando ahora, mayor rendimiento en biomasa. Por otra parte, los escasos estudios disponibles en especies forestales confirman la alta heredabilidad del IC, lógica consecuencia de que el hábito de crecimiento está determinado hormonalmente y que la regulación hormonal tiene una estricta regulación genética.

En producción forestal de madera, el IC viene determinado por la relación de peso del tronco respecto al total, sea peso fresco o peso seco. Siendo una importante desventaja el que el método sea destructivo, es que se han establecido sistemas para estimarlo indirectamente. Algunos de los caracteres que pueden ser medidos de forma no destructiva y que tienen relación con el rendimiento y el IC son: diámetro a la altura del pecho, altura del árbol, anchura de la copa y densidad de la madera. Sobre este último carácter se volverá al analizar la mejora de la calidad.

Al formular un ideotipo hay que considerar que la finalidad no es optimizar la producción de árboles individuales, sino por unidad de superficie y tiempo. En particular, esto conlleva la búsqueda de la combinación entre tipo de planta y densidad de plantación que resulte más adecuada.

Siendo la producción de madera y la de fruto dos opciones de la silvicultura, no parece, en cambio, que puedan aunarse en el mismo individuo, ya que el ideotipo para una u otra utilización es diferente, tanto por la contraposición entre el crecimiento vegetativo y el reproductivo como por la gran diferencia de manejo silvícola entre uno y otro aprovechamiento, que repercute sobre dicho ideotipo.

Cuando se selecciona contra efectos ambientales adversos o limitantes de la productividad, debe analizarse el mecanismo por el que se produce el daño. De esta forma quizás pueda identificarse algún carácter observable de alta heredabilidad, que esté relacionado con la manifestación de la resistencia al efecto adverso.

Si existe la posibilidad de que la resistencia a un efecto adverso pueda valorarse en el estado de planta joven, será posible disponer de instalaciones que permitan reproducir el efecto adverso. La intensidad del efecto adverso puede variar según el objetivo de la producción y de la época del año. Así, una helada invernal necesitará temperaturas muy bajas para matar o dañar gravemente a un individuo, mientras que una helada primaveral, aunque sea más suave, puede afectar gravemente al árbol porque el estado fisiológico en que se encuentra en primavera lo haga más sensible, o a la producción de fruto, porque dañe la flor.

Resistencia a enfermedades, plagas y plantas parásitas

Para conseguir una estabilidad de los rendimientos y, en muchos casos, para asegurar la propia supervivencia de los individuos es necesario el control de estos parásitos. Por otra parte, el problema que representan se incrementa a medida que se intensifican los sistemas de producción. Por ello, una gran parte de los esfuerzos de la mejora genética se efectúa en este campo.

Como cualquier otro carácter que se maneja en mejora genética, la búsqueda de la resistencia se hace primero dentro de la especie en cuestión, y si no se encuentra en el grado adecuado, se continúa en las otras posibles fuentes en que exista metodología para poder aprovecharla.

Según el mecanismo de resistencia se manejan los siguientes conceptos:

- a) Pseudorresistencia o escape: cuando el genotipo evita la enfermedad, pero no cuenta con ningún mecanismo específico de resistencia. Así, podría ser que el genotipo en cuestión presente un ciclo de desarrollo que hace que el problema no se presente en el momento en que puede efectuar el daño. Como es lógico, esta resistencia no puede transmitirse si se alteran las condiciones en que se presenta.
- b) Resistencia pasiva o activa: según que el mecanismo que hace al genotipo resistente se exprese con independencia de que el problema se presente o no, o que se induzca

en el momento en que se presenta.

- c) Resistencia química o estructural: según radique en la acción de compuestos químicos o en barreras estructurales.
- d) No huésped o inmunidad: cuando el patógeno no llega a efectuar ninguna actividad sobre el genotipo.
- e) Antibiosis: cuando el genotipo resistente provoca daño biológico al agente patógeno de manera que impide o disminuye su crecimiento y/o reproducción.
- f) No preferencia o antixenosis: cuando el genotipo presenta alguna propiedad que hace que el patógeno lo rechace. En el caso de las plagas, suele suponer diferencias en el comportamiento del insecto frente a plantas susceptibles o resistentes. Por ejemplo, la planta susceptible emite alguna señal química que es detectada por el patógeno, mientras que la resistente no la emite.
- g) Hipersensibilidad: cuando la barrera que el genotipo ofrece al patógeno radica en que es tan sensible que provoca la muerte de células, estableciéndose una barrera que detiene o retrasa su avance.
- h) Tolerancia: cuando se produce el ataque y no se identifican mecanismos de resistencia, pero el genotipo no sufre o sufre menos los efectos del patógeno.

En el análisis de la genética de la resistencia es preciso tener en cuenta que planta y patógeno son dos organismos vivos y que, por tanto, se trata de dos sistemas genéticos que interactúan, cada uno con sus propios recursos. Así, frente a los genes de resistencia de la planta estarán los de patogenicidad (virulencia y agresividad) del organismo atacante. Así pues, hay que tener en cuenta la variabilidad genética en la planta y en el patógeno, y la dinámica de coevolución. Como en el resto de los caracteres estudiados, la resistencia puede ser debida a la acción de un único gen o un número reducido de genes (resistencia oligogénica) o a un alto número de genes (resistencia poligénica).

La resistencia puede manifestarse ante toda la especie del patógeno correspondiente, denominándose horizontal, pero también puede que la planta sea resistente frente a algunas razas del patógeno, pero no frente a otras, denominándose vertical. Este último caso se produce porque las razas del patógeno capaces de superar genes de resistencia de la planta cuentan con genes de virulencia. La existencia de genes concretos de virulencia que sobrepasan a genes específicos de resistencia es conocida en bastantes enfermedades y plagas, y a esta relación se le ha denominado relación gen a gen. Este tipo de resistencia puede no ser estable, de forma que una situación en que un genotipo vegetal muestra resistencia frente a una especie de patógeno puede mutarse a reacción de susceptibilidad. Este cambio puede producirse por una mutación en el gen del patógeno de avirulencia a virulencia, seguido de un predominio a favor del alelo de virulencia, debido a su mayor valor selectivo y a los cortos ciclos de vida que suelen tener los microorganismos. En términos generales, la resistencia poligénica suele ser horizontal y estable, mientras que en la oligogénica se dan muchos casos de vertical e inestable. No obstante, hay casos de resistencia horizontal y estable debida a oligogénesis. La oligogénica suele ser más total, mientras que la poligénica suele ser más gradual (resistencia parcial).

Que una interacción huésped-patógeno se manifieste como de resistencia o de susceptibilidad no sólo depende de los sistemas genéticos implicados, sino también de las condi-

ciones ambientales. Ello implica dificultades para efectuar evaluaciones de resistencia y/o procesos de selección. Esta situación es especialmente grave en plagas, ya que éstas suelen ser epidémicas, frente a muchas enfermedades que son endémicas. Cuando sea posible, será conveniente usar instalaciones donde puedan reproducirse condiciones para que el patógeno pueda desarrollarse (invernaderos, cámaras climáticas) y emplear técnicas que aseguren la presencia y dispersión del patógeno. Así se utilizan medios mecánicos para dispersar propágulos de enfermedades y diseños de campo que incluyan variedades muy susceptibles para que reproduzcan y dispersen al patógeno, de forma que se asegure una infestación homogénea de la parcela.

Para valorar el grado de ataque de un patógeno se utilizan escalas de medidas, que muchas veces son específicas del patógeno y del huésped. En términos generales, las escalas suelen incluir referencias a la cantidad de ataque y al tipo de daño. La forma más general de efectuar MGF por resistencia a enfermedades es:

- a) Detectar y caracterizar el problema.
- b) Localizar fuentes de resistencia. La resistencia se identificará en individuos a partir de los cuales pueda incorporarse a los materiales deseados, por los procedimientos estudiados. Así, puede ser en individuos de la misma población, basándose en la variación individual, en otras procedencias de la especie, en especies emparentadas, desde donde se puedan introgresar genes por mecanismos sexuales, o en otras fuentes, si es que se han desarrollado procedimientos biotecnológicos que permitan su incorporación.
- c) Aplicar algunos de los métodos de mejora estudiados para desarrollar materiales resistentes. Ante un caso de resistencia inestable, en especies agrícolas anuales puede establecerse un sistema de sustitución de variedades a medida que vayan siendo sobrepasadas por la evolución de los patógenos. Dados los ciclos vitales de las especies forestales, esta opción no es posible, pero existen alternativas:
 1. Análisis de los mecanismos morfo-fisiológicos y genéticos de las distintas fuentes de resistencia para identificar alguno que pudiera ser estable. Actualmente, se piensa que los mecanismos que se basan en la hipersensibilidad dan lugar a resistencias menos estables que los que se basan en la antibiosis. Hay que tener en cuenta que el efecto antibiótico se ejerce sobre el patógeno, mientras la hipersensibilidad se ejerce sobre la planta. La hipersensibilidad suele dar lugar a resistencia de tipo total, mientras que en la antibiosis suele ser de tipo parcial.
 2. Piramidalización de genes de resistencia, es decir, acumular mecanismos de resistencia controlados por sistemas genéticos diferentes.
 3. Organización de la distribución espacial y temporal de materiales con distintos genes de resistencia para contrarrestar la evolución de la virulencia. Esto puede hacerse de forma deliberada y controlada, como por ejemplo, utilizando clones en mosaico en la silvicultura clonal, o de forma cautelara, empleando sistemas de explotación que supongan poblaciones genéticamente más variables, como por ejemplo, la explotación de bosques naturales. En todo caso, el sistema extensivo de explotación no es un seguro frente a patógenos, ya que el flujo de personas y materiales que caracteriza a la sociedad moderna propicia que se presenten patógenos antes ausentes.

Mejora genética de la calidad de la madera

Puesto que la silvicultura es una actividad económica, se entenderá que un producto forestal es de mejor calidad cuando presenta características que actual o potencialmente mejoran su valor económico.

Cuando se intenta analizar la genética de parámetros relacionados con la calidad evaluando sus manifestaciones finales, normalmente se encuentran respuestas de tipo métrico y patrones de herencia característicos de la genética cuantitativa, pero es posible que la descomposición del carácter económico en sus componentes biológicos permita pasar del análisis cuantitativo al cualitativo.

Un aspecto fundamental de los programas de mejora de la calidad es definirla de forma clara y poner a punto métodos adecuados para su evaluación. Una característica de los programas de mejora es que se manejan muchos genotipos distintos de los que se dispone de muy escasa cantidad de material. Esto supone una limitación muy importante de los sistemas de evaluación y obliga, en algunos casos y fases del programa de mejora, a acudir a la selección por caracteres correlacionados.

Siendo la madera el producto forestal por excelencia, junto al objetivo de productividad por unidad de superficie y tiempo, que se trata de conseguir por crecimiento rápido, será fundamental la buena forma del árbol y la calidad de la madera.

Existen diferencias en las propiedades de la madera que repercuten sobre la calidad y rendimiento de pulpa, y en la resistencia y utilidad de los productos sólidos de madera.

El peso específico (PE) es un aspecto muy importante en la calidad de la madera. Además de su relación con la productividad, el PE está directamente relacionado con la calidad del papel, particularmente con la característica resistencia al rompimiento. Es un carácter complejo, ya que depende de diferentes procesos biológicos, que repercuten en el porcentaje de madera juvenil, el porcentaje de madera de verano, el tamaño celular y el grosor de la pared celular. A pesar de ello, el PE se suele considerar como una sola propiedad de alta heredabilidad. Es probable que un análisis de la genética de cada uno de estos componentes permita detectar efectos de genes mayores.

El crecimiento durante el verano da lugar a células con mayor grosor de pared que el crecimiento primaveral (Figura 6.6). Esto dará lugar a que los árboles con mayor proporción de madera de verano tengan una madera con mayor peso específico.

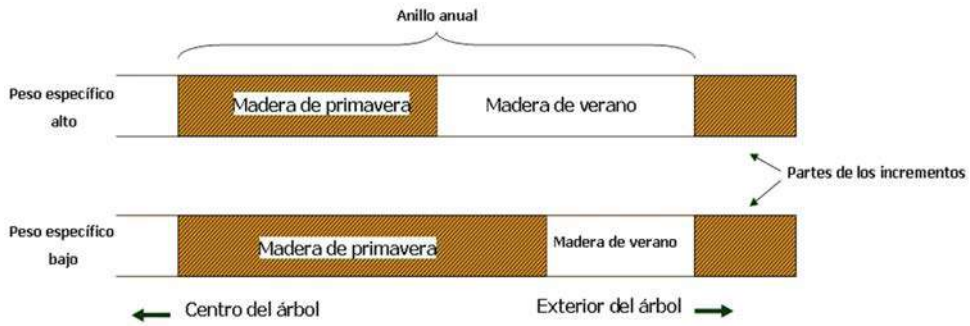


Figura 6.6. Comparación de dos árboles con el mismo crecimiento en el anillo anual, pero distinta proporción de madera de verano/madera de primavera.

Dentro del árbol existen la madera juvenil y la madera madura. La madera madura presenta un superior PE. También presenta superior longitud de traqueida, mayor estabilidad y diferente composición química en lo que respecta a hemicelulosas, ligninas y componentes resinosos. En general, la madera madura es considerada de mejor calidad. Así se han seleccionado pinos con un centro reducido de madera juvenil, haciendo selección por alto peso específico. En la Figura 6.7 se indica cómo puede variar el peso específico de la madera desde el centro del tronco hacia la periferia.

Así pues, el análisis de caracteres como el tamaño celular, el grosor de su pared, las proporciones de madera de verano/madera de primavera o madera juvenil/madera adulta, permitirá conocer no solo el peso específico de la madera, sino también cuál es la causa de que sea alto o bajo. De esta forma se podrá planificar eficazmente su mejora. Pero estos análisis pueden ser muy complejos. Por ello, y como el PE es un carácter de alta heredabilidad, se suele determinar directamente y efectuar así la selección. Para ello se estandariza su evaluación. Así, se suele emplear la determinación de este parámetro hecha en una muestra obtenida del árbol a la altura del pecho (1,30 m). Es necesario conocer la regresión y la correlación entre este carácter y el PE total.

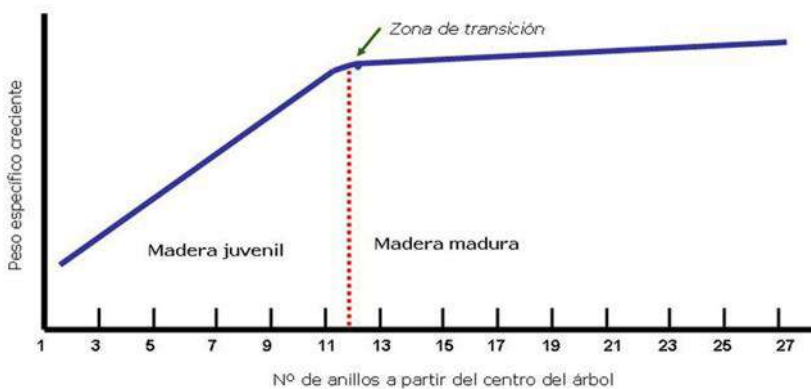


Figura 6.7. Variación en el peso específico de la madera en función del número de anillos. Fuente: Zobel y Talbert (1988).

La longitud de las fibras de las frondosas y de las traqueidas de las coníferas son de gran importancia para la calidad del papel. Se han encontrado diferencias importantes entre árboles, pero exige una buena estandarización de las medidas, ya que el carácter varía de una zona a otra del árbol.

Dada la necesidad de limitar el número de características a seleccionar en un programa de MGF, a los caracteres de calidad no se le suele dar demasiada importancia, no obstante sí que se considera el rendimiento de pulpa y, en madera aserrada, PE, longitud de traqueida y módulo de elasticidad.

Otra cuestión que puede surgir en la mejora es la posible relación de dependencia positiva o negativa entre caracteres de interés. Así, es generalmente asumido que existe una correlación negativa entre el peso específico y la tasa de crecimiento. En este tipo de estudios es muy importante analizar si esa correlación es o no genética, y de serlo, si es o no pleiotrópica, es decir, debido a los mismos genes. Aun siendo así, si no es muy alta, sería posible seleccionar para ambos caracteres.

La tendencia actual es la de utilizar, cada vez más, frondosas exóticas de crecimiento rápido para obtener energía y productos químicos. Esto, frente a los usos más tradicionales de producir fibras y productos sólidos de madera puede tener impacto sobre los objetivos y técnicas de MGF. Los criterios de calidad son entonces diferentes, así, puede ser muy importante la composición química, tanto de elementos favorables, como para la ausencia o disminución de componentes que puedan dar problemas en la combustión (Landucci y Ralph 1997).

Mejora Genética de la calidad en otros productos forestales

En el caso del corcho, los aspectos a considerar relacionados con la calidad son el calibre, la porosidad, la densidad y el jaspeado. En resinas se han detectado diferencias en composición.

En el caso de producción de frutos sería importante la calidad organoléptica, pero este tipo de mejora es muy difícil de realizar, por la complejidad de su genética y la dificultad de valoración. En general, el resultado ha sido inverso, las variedades mejoradas tienen peor calidad organoléptica que las tradicionales. En este sentido, se ha tenido más éxito seleccionando otros caracteres como forma y color de los frutos, que suelen tener una regulación genética sencilla y son fáciles de valorar. En especies forestales pueden citarse los piñones de testa blanda, que puede romperse con los dedos; en castaño se valora el tamaño, color, dulzor y facilidad de pelado del fruto.

Materiales forestales de reproducción

Dadas las repercusiones económicas, ecológicas y sociales que pueden tener los bosques plantados, es un hecho generalizado que los países establezcan normativas al efecto. El objetivo de tales normativas es que las plantaciones se efectúen con materiales forestales de reproducción (MFR) de calidad, tanto en el aspecto genético como en el sanitario

y fisiológico. Los materiales desarrollados según los métodos de mejora anteriormente descritos tendrán que cumplir estas normativas para poder ser utilizados en silvicultura.

Existen dos modelos en el tratamiento normativo a que deben someterse los materiales de reproducción:

- a) El modelo norteamericano, que trata de ajustarse al principio de que el comprador reciba lo que está pagando, y que se denomina “de veracidad de la etiqueta”.
- b) El modelo europeo, mucho más intervencionista, y que pretende armonizar intereses generales y particulares.

Aunque esta situación viene de antiguo, el establecimiento de la Comunidad Europea ha llevado a un desarrollo de un sistema normativo con competencias Comunitarias, Nacionales y, en su caso, de las Comunidades Autónomas (regiones administrativas dentro de los países).

En estas normativas se establecen definiciones, que más allá de ser científicas o técnicas, pasan a tener valor legal. Se definen así los materiales forestales de reproducción, como los frutos y semillas, plantas y partes de plantas, que se utilizan para la multiplicación de las especies forestales y de sus híbridos artificiales.

También se regula cómo deben ser los materiales que dan lugar a los MFR, su procedencia, los sistemas de producción, quienes pueden ser productores, etc. En particular, debe ser conocida la región de procedencia de la semilla.

Es muy frecuente que la semilla que se va a emplear como MFR se produzca en huertos semilleros. Estos huertos son plantaciones de clones o de progenies seleccionados que se aíslan para reducir la polinización a partir de fuentes externas, y se manejan para producir frecuentes cosechas de semilla, abundantes y fácilmente obtenibles. Lo ideal será que las progenies o clones se crucen todos entre sí (sean sincrónicos) y en la misma proporción.

Existen dos tipos fundamentales:

- a) Huertos Vegetativos (HV), que se establecen a partir de propágulos vegetativos como estacas, injertos, plantitas procedentes de cultivo de tejidos u otros métodos.
- b) Huertos Semilleros de Plántulas (HSP), que se establecen mediante siembra de plántulas procedentes de semillas de los árboles seleccionados, seguida de una depuración que elimina los individuos indeseados.

Ha existido mucha polémica sobre los inconvenientes y ventajas de unos y otros. A este respecto, una limitación para el uso de los HV es que en muchas ocasiones no se ha desarrollado la tecnología necesaria para llevarlo a cabo (puesta a punto de un sistema eficiente de reproducción vegetativa). A igualdad de número de progenitores, los HSP presentan mayor variabilidad genética, mientras que los HV suelen conseguir mayor ganancia genética. Los HV son de producción más precoz, al eliminar la juvenilidad.

Cuando se manejan especies dioicas se deberá decidir la proporción y situación de los árboles machos y hembras. Esto supone un problema en los HSP, particularmente en especies como el fresno (*Fraxinus pennsylvanica*), en que no es posible distinguir entre sexos hasta la floración.

Los huertos semilleros, sean HSP o HV, se clasifican comúnmente, de acuerdo con la generación de mejora de la que proceden: primera generación, segunda generación, etc. Normalmente, el huerto de primera generación procede de una selección individual en la que los individuos no han sido probados genéticamente. De hecho, el propio huerto puede ser el sistema de valorar genéticamente dichos individuos. Estos huertos pueden mejorarse eliminando los peores genotipos según resulte la prueba. Para evitar que, tras esta eliminación, los huertos queden demasiado claros, la plantación original deberá hacerse con alta densidad. Después de la eliminación, si es necesario, se efectuará un aclareo.

Existe también la categoría de huerto denominada de generación 1.5, resultante de seleccionar los mejores genotipos de varios huertos de primera generación de ambiente geográfico similar, y reunirlos en un nuevo huerto, que, por tanto, habrá sido ampliamente mejorado.

Así pues, y como se señaló anteriormente, es una práctica habitual en silvicultura simultanear mejora y producción, de forma que se va aprovechando para la producción, la información y los materiales que se van desarrollando en los programas de mejora.

Referencias

- Boyle T, A Young, D Boshier. 2000. Forest conservation genetics: principles and practice. Wallingford, United Kingdom. CABI Publishing. 360 p.
- Cotterill P, C Dean. 1990. Successful tree breeding with index selection. Melbourne, Australia. CSIRO, Division of Forestry and Forest Products. 80 p.
- Cubero J. 2013. Introducción a la mejora genética vegetal. 3ra edn. Madrid, España. Mundi-Prensa. 602 p.
- Fins L, S Friedman, J Brotschol (eds.) 1992. Handbook of quantitative forest genetics. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 398 p.
- Griffiths A, J Miller, D Suzuki, R Lewontin, W Gelbart. 1995. Introducción al análisis genético. 2da edn. Madrid, España. Madrid McGraw-Hill Interamericana. 863 p.
- Henry R (ed.) 2012. Molecular markers in plants. Ames, Iowa: John Wiley and Sons. 216 p.
- Landucci L, S Ralph. 1997. Assessment of lignin model quality in lignin chemical shift assignments constituent and solvent effects. *Journal of Wood Chemistry and Technology* 17 (4): 361-382.
- Libby W. 1992. Use of genetic variation for breeding forest trees. In Plant Breeding in the 1990s, March 1991, Raleigh, NC. Proceedings. p. 101-117.
- Libby W, A Abbott, R Atkin. 1987. Genetic resources and variation in forest trees. In

- Abbott AJ, RK Atkin eds. Improving vegetatively propagated crops. New York. Academic Press. p. 200-209.
- Martin B. 1987. Strategie d'amelioration genetique des *Eucalyptus*. In Simposio sobre selvicultura y mejoramiento genetico de especies forestales, Buenos Aires, Argentina. Proceedings. p. 121-127.
- Matyas C. 1999. Lessons from hundred years of international research in forest genetics and breeding Forest genetics and sustainability. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 3-8.
- MIMAM. 2006. Estrategia de conservación y uso sostenible de los recursos genéticos forestales. Madrid, España. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente (MIMAM). 81 p.
- Pardos JA. 1989. Objetivos, posibilidades y principios básicos de la mejora genética forestal. In Pardos JA ed. Mejora genética de especies arbóreas forestales. Madrid, España. FUCOVASA. p. 4-16.
- Steel R, J Torrie. 1985. Bioestadística: Principios y procedimientos. 2da edn. México. McGraw-Hill. 622 p.
- Tigerstedt P, P Velling. 1996. The genetic anatomy of harvest index in scots pine and some suggestion for applications in breeding and silviculture. In Fujimori T, D Whitehead eds. Crown and canopy structure in relation to productivity. Ibaraki, Japan. Forestry and Forest Products Research Institute. p. 49-69.
- Zobel B, J Talbert. 1988. Técnicas de mejoramiento genético de árboles forestales. México, México. Editorial Limusa. 545 p.

7. Raleo en bosques plantados

Miguel Espinosa y Fernando Muñoz

Introducción

En rodales coetáneos es posible distinguir dos grandes grupos de medidas silviculturales: a) las aplicables a rodales en desarrollo, denominadas tratamientos intermedios o prácticas culturales intermedias o cortas intermedias, y b) las que se practican a continuación de la cosecha, las cortas de regeneración.

Se denominan *tratamientos intermedios* porque se aplican en el período comprendido entre la regeneración de un rodal y la cosecha final, esto es, después del establecimiento de los árboles y antes de la cosecha (final) de los mismos. A diferencia de las cortas de regeneración o métodos de regeneración (i.e. tala rasa, árbol semillero, protección, selección), su aplicación no tiene como objetivo la obtención de regeneración para el establecimiento de un nuevo rodal.

A través de las prácticas culturales intermedias, cuya aplicación sistemática durante la rotación de un rodal es una característica distintiva de la silvicultura intensiva, se pueden cumplir uno o varios de los objetivos siguientes:

- Favorecer el desarrollo de los mejores árboles del rodal y limitar la competencia.
- Recuperar árboles afectos a mortalidad natural.
- Regular la composición de especies del rodal.
- Eliminar árboles mal formados o enfermos.
- Mejorar la calidad de la madera de los árboles residuales.
- Obtener retornos financieros intermedios.
- Mejorar el aspecto estético y la biodiversidad del rodal.

Las prácticas culturales intermedias que incluyen la extracción de árboles –de ahí la denominación de “cortas intermedias”– se pueden agrupar de acuerdo a la “oportunidad de aplicación” en la vida de un rodal, distinguiendo entre cortas programadas y no programadas. Siendo las primeras aquellas contenidas en la planificación del manejo de un rodal, mientras las segundas son producto de eventos accidentales o fortuitos (Tabla 7.1).

Tabla 7.1. Tipo de cortas intermedias.

Tipo de corta	Descripción
Corta de limpieza	Corta realizada en las etapas iniciales de un rodal que elimina individuos indeseados que compiten o pueden competir con el cultivo principal.
Corta de liberación	Eliminación de árboles de mayor edad que los que constituyen el cultivo principal. Se aplica en las etapas iniciales de un rodal.

Corta de mejoramiento	Remoción de árboles muertos o dañados por fuego, rayos, nieve, viento, etc., con el objeto de recuperar la madera comercial utilizable. Corta aplicable en cualquier momento de la vida de un rodal; es una corta “no programada”, de emergencia.
Corta sanitaria	Controla la diseminación del ataque de insectos o enfermedades desde árboles infestados/infectados a árboles no contaminados. Aplicable en cualquier momento de la vida de un rodal: es una corta “no programada”, de emergencia.
Poda	Eliminación de ramas basales de un árbol con el objetivo principal de producir madera libre de defectos. Se realiza a través de la vida de un rodal: es una corta “programada”.
Raleo	Regula la densidad de un rodal concentrando el crecimiento en los árboles de mayor valor y vigor. Se realiza a través de la vida de un rodal; es una corta “programada”.

De todas las cortas intermedias, aquellas de mayor significación en la vida de un rodal, por su efecto en el desarrollo de los árboles y los costos involucrados en su aplicación, son la poda, que trataremos en el capítulo siguiente, y el raleo, que es el objetivo de este capítulo.

El raleo

El raleo se puede definir como *la regulación sistemática, controlada y acelerada de la densidad en rodales jóvenes*. El raleo reduce artificialmente la competencia por luz, agua y nutrientes, eliminando algunos árboles de un rodal, aumentando así el crecimiento en diámetro, vigor y calidad de los árboles remanentes, resultado que constituye la principal razón de un raleo. El crecimiento se concentra en menos árboles de más rápido crecimiento, reduciendo el tiempo requerido para alcanzar dimensiones comerciales. En un rodal raleado, menos árboles permanecen para la cosecha, pero son de diámetros más grandes y de mayor valor para la producción de madera estructural o aserrable.

Los objetivos principales del raleo son:

- Proporcionar mayor espacio de crecimiento a los árboles seleccionados para un mejor desarrollo de sus copas y sistema radicular (mayor espacio implica acceso a más recursos del sitio), concentrando así el potencial de crecimiento del rodal en estos árboles. Ello, sin menoscabar el potencial productivo del sitio reduciendo desmedidamente la densidad.
- Mejorar, a través de una selección adecuada, la calidad del rodal residual, mediante la remoción de árboles deficientes en forma y vigor, que compiten por luz, agua y nutrientes, con los árboles seleccionados (*árboles cosecha*).
- Obtener retornos financieros intermedios y/o maximizar el valor final del cultivo, mediante la selección de los árboles que mejor satisfagan algunos objetivos de mercado.

- Cosechar los árboles afectos a mortalidad natural, es decir, aquellos que morirán por efecto de la competencia (densidad).
- Reducir la competencia entre árboles para evitar el estrés de densidad que puede facilitar el ataque de plagas y enfermedades o mortalidad por sequía.

El raleo también puede cumplir otros objetivos importantes para el desarrollo de un rodal, como ser:

- Controlar la composición y estructura del rodal. Los individuos mejor adaptados desde el punto de vista de la selección natural, no son necesariamente los más deseados desde el punto de vista del silvicultor.
- Incrementar la resistencia al viento de los árboles residuales. Producto del mayor crecimiento en diámetro aumenta la conicidad de los fustes y con ello su resistencia estructural a vientos fuertes.
- Incrementar la producción de forraje (en cultivo silvopastoral), por la mayor entrada de luz solar al piso del bosque.
- Mejorar la salud y el valor estético del rodal, al eliminar árboles enfermos, de mala forma o defectuosos.
- Proporcionar hábitat a la fauna silvestre, incrementando la vegetación del sotobosque por mayor entrada de luz y diversificando la estructura vertical del rodal.
- Reducir el impacto del fuego, en caso de rodales bajo fuerte competencia intraespecífica, en el cual la mortalidad natural deja como consecuencia gran cantidad de material susceptible de combustión.

Biología del raleo

La base de la teoría en que se sustenta el raleo se encuentra en el *desarrollo natural de un rodal*. En rodales plantados, usualmente en hileras a espaciamientos predeterminados, inicialmente cada planta tiene espacio suficiente para crecer libremente. Con el tiempo, las copas se ensanchan y el dosel tiende a cerrarse; los árboles deben entonces competir con sus vecinos por luz (a través de sus copas), nutrientes y humedad (mediante el sistema radicular); dicha competencia entre árboles se intensifica año tras año.

Al intensificarse la competencia, el crecimiento en diámetro declina antes que en altura, ya que se considera que el crecimiento cambial tiene menor prioridad por fotosíntesis que el crecimiento del tallo (Waring y Schlesinger 1985). Como consecuencia de ello, junto con modificarse la forma de los árboles (con la recesión de la copa el mayor crecimiento se desplaza a alturas mayores del fuste), se produce una disminución progresiva del número de árboles en el rodal. En este proceso, algunos árboles se diferencian de otros, presentando mayor vigor, copas más grandes y mejor posición en el rodal, obedeciendo a alguna de las siguientes causas:

- Superioridad genética o por azar –dado por diferencias de micrositio, considerando que los suelos forestales son, por lo general, altamente variables (Perry *et al.* 2008); estos árboles capturan más recursos del sitio por lo que son más vigorosos y mejor adaptados al medioambiente, con mayores probabilidades de sobrevivir a la intensa competencia por luz, agua y nutrientes. Son los competidores más exitosos.

- Las condiciones genéticas o de microsítio afectan directamente la altura de los árboles, que es el factor más crítico en la competencia. Aquellos individuos más altos tendrán un mayor desarrollo de copas y por ende un mayor acceso a la luz. A su vez, los árboles más débiles poseen copas reducidas, debido al sombreado de los árboles más altos, convirtiéndose progresivamente en árboles suprimidos, los que finalmente morirán.

Una de las más simples y útiles clasificaciones conocidas y empleadas para describir diferentes estructuras de rodales, es aquella utilizada para bosques coetáneos, que reconoce cuatro categorías o clases de copa (Figura 7.1):

- **Dominantes:** Árboles con copas que se extienden sobre el nivel general del dosel principal, con copas bien desarrolladas y grandes, que reciben luz solar desde arriba y lateralmente; son árboles vigorosos de diámetros mayores. En algunos casos, es posible distinguir algunos árboles que alcanzan dimensiones superiores que los árboles dominantes propiamente tales. Estos árboles de tamaño infrecuente, denominados “árboles lobo”, no son deseables desde un punto de vista comercial (pero pueden serlo en parques y jardines y como hábitat para la vida silvestre), ya que poseen amplias copas y ramas gruesas que proyectan gran sombra a su alrededor, limitando el crecimiento y desarrollo de los árboles contiguos. Sin embargo, muchas veces su desarrollo es asimétrico entre fuste y copa, por lo que son susceptibles de quebrarse, representando un riesgo mayor.
- **Codominantes:** Árboles un poco más bajos que los dominantes, con copas que forman el nivel medio a superior del dosel, recibiendo plena luz desde arriba, pero comparativamente poca desde los costados; sus copas son de tamaño promedio, limitadas hacia los costados.
- **Intermedios:** Árboles más pequeños que las dos clases precedentes; la recepción de la luz directa es baja, principalmente por la parte superior de la copa; normalmente tienen copas reducidas, considerablemente limitadas hacia los costados.
- **Suprimidos:** Árboles con copas bajo el nivel general del rodal, sin ninguna recepción de luz directa. Por esta razón son débiles y de lento crecimiento. Por lo general constituyen los árboles más pequeños de un rodal, con copas pobremente desarrolladas.

La clasificación de copa es, por consiguiente, un medio muy útil para evaluar el potencial de crecimiento de los árboles de un rodal y es por lo tanto usada para seleccionar los árboles a remover (o a favorecer) en los diferentes tipos de raleo. Puesto que el raleo acelera o modifica el curso de la “lucha por existir”, la posición de las copas es un criterio importante y conveniente en la selección de los árboles.

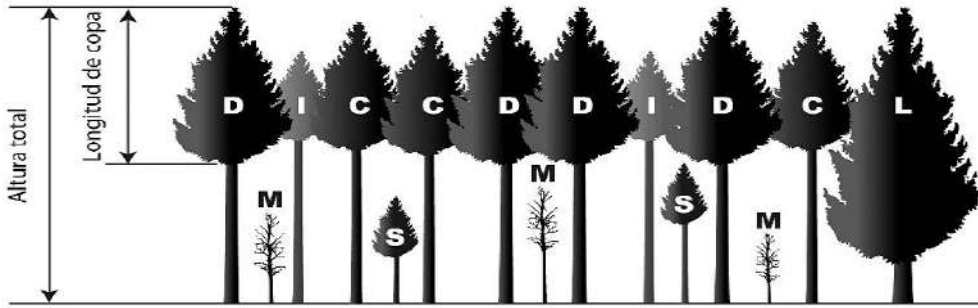


Figura 7.1. Clasificación de copas de árboles de un rodal coetáneo (D: dominantes; C: codominantes; I: intermedios; S: suprimidos; M: muertos; L: árbol lobo).

Fuente: Emmingham y Elwood (1983).

El proceso de diferenciación en clases de copa es muy dinámico y ocurre durante la mayor parte de la vida de un rodal, permitiendo que algunos árboles ocupen mayor espacio de crecimiento a expensas de sus vecinos (Figura 7.2). Si el proceso de diferenciación en clases de copa que disipa la tensión competitiva no ocurre, se produce el fenómeno de *estagnación*: el crecimiento en diámetro y en altura de los árboles permanece prácticamente igual durante años. Situación que se ha registrado en rodales coetáneos de alta densidad, regenerados naturalmente en sitios de baja calidad (Lotan y Perry 1983).

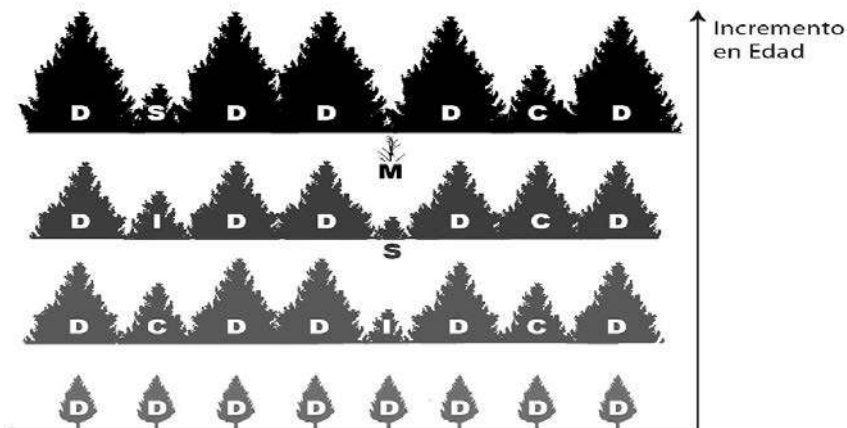


Figura 7.2. Diferenciación de árboles en clases de copa (D: dominantes; C: codominantes; I: intermedios; S: suprimidos; M: muertos) a medida que el rodal aumenta en edad.

Fuente: Emmingham y Elwood (1983).

El número de individuos distribuidos en cada clase de copa cambia con la edad. A mayor edad, árboles dominantes y codominantes requieren más espacio, por lo que su número tiende a disminuir (Figura 7.3). Eventualmente, algunos árboles suprimidos mueren. En plantaciones bien manejadas esto no ocurre, pues se ralea antes que la supresión por competencia produzca mortalidad.

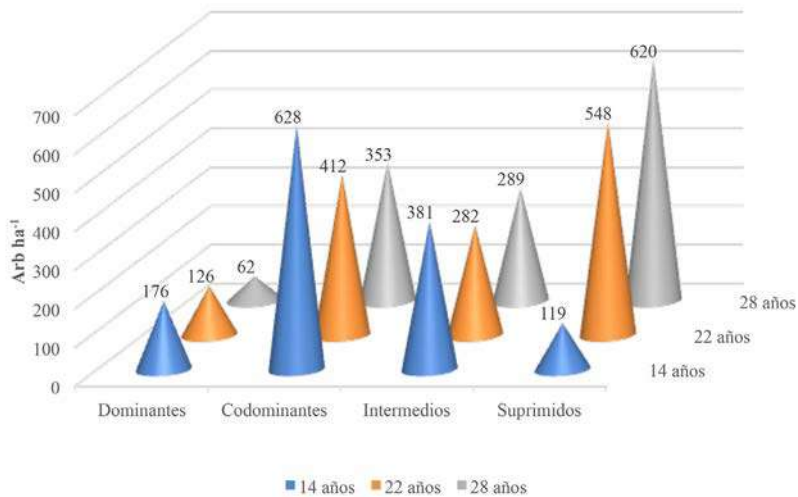


Figura 7.3. Variación del número de árboles por clase de copa y edad en dos plantaciones de *Pinus radiata* de similar calidad de sitio, en Australia.

Fuente: Shepherd (1986).

En general, los árboles no pueden recuperar una posición dominante luego que han caído a una posición subordinada por efecto de la diferenciación de copas. Una vez que la copa del árbol ha sido reducida por la acción de árboles más fuertes (en términos de vigor), es difícil que ésta se desarrolle a niveles que le permitan recuperar una posición dominante en el dosel de copas por efecto de una intervención silvicultural (raleo). Por lo demás, uno de los objetivos fundamentales de un raleo comercial es asegurar el crecimiento de los árboles de mejor forma y vigor y no dirigir el manejo hacia árboles que no presentan estas características.

La competencia que se desarrolla a nivel del dosel de copas es claramente visible por la recesión de la copa viva hacia alturas mayores del fuste; no así la competencia que se produce por el espacio de crecimiento en el suelo (nivel radicular), siendo ésta muy importante pero difícil de observar y cuantificar. Aun cuando la competencia entre árboles dentro de un rodal pareciera aún no iniciarse, sí podría estar ocurriendo a nivel radicular, ya que las plantas invierten inicialmente más energía en desarrollar su sistema radicular que aéreo (Waring y Schlesinger 1985).

Mortalidad por competencia

Al inicio de la vida de un rodal, si hay mortalidad, esta no es causada por competencia (intraespecífica). A medida que se intensifica la competencia (dominancia), se desarrolla supresión y se produce mortalidad: se inicia el proceso de *raleo natural* (o autorraleo). En general, este se inicia antes y a un ritmo más rápido mientras mayor es la densidad inicial, especialmente en sitios de mejor calidad. La Figura 7.4 muestra la disminución del número de árboles con la edad en pino radiata para diferentes densidades iniciales de plantación. A la edad de 40 años, aproximadamente todas las densidades alcanzan el mismo número de individuos por hectárea, producto del raleo natural.

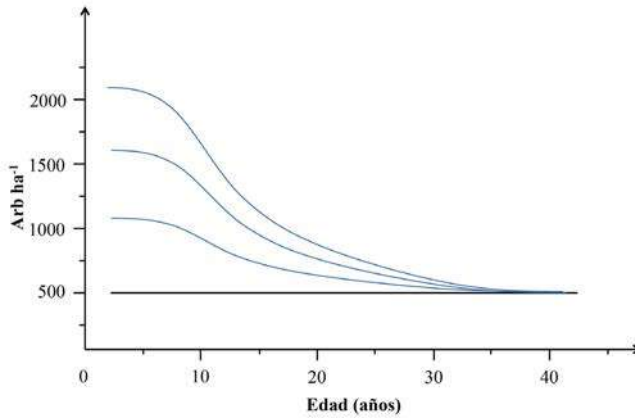


Figura 7.4. Representación de la mortalidad en *Pinus radiata* a diferentes densidades, en Isla del Norte, Nueva Zelanda.

Fuente: Galbraith y Sewell (1979).

Una vez que el raleo natural se inicia, la relación entre el tamaño medio de las plantas y la densidad permanece tan regular que tiene el *estatus de una ley* (Perry 1985). Esta ley establece que el tamaño medio de una planta es una función exponencial del número de plantas por unidad de superficie y que el exponente de esta función es $-3/2$ (Figura 7.5). Esta relación, establecida matemáticamente, es:

$$\log B = a - x \log D$$

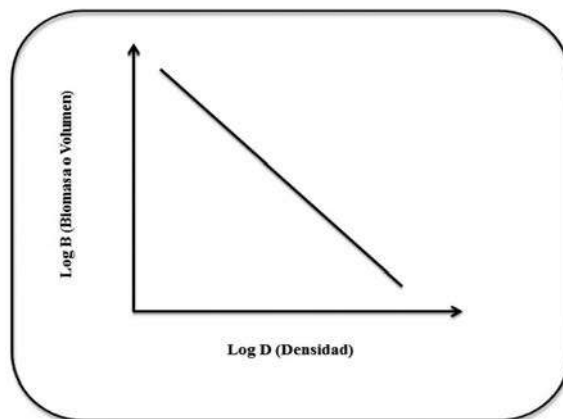


Figura 7.5. Relación biomasa – densidad del rodal.

Fuente: Perry (1985).

De esta relación se desprende que un incremento en el tamaño de las plantas requiere necesariamente una disminución de la densidad del rodal. Esta relación ha sido utilizada para desarrollar guías de manejo de la densidad (raleo), la que consta de tres líneas:

1. La línea de raleo natural o de máxima densidad.

2. La línea de inminente mortalidad por competencia.
3. La línea de cierre de copas.

Las líneas 2 y 3 se pueden expresar como un porcentaje constante de la línea 1. Luego, un concepto cuantitativo del crecimiento como función de la densidad puede establecerse. Por ejemplo para pino oregón (*Pseudotsuga menziesii*), Drew y Flewelling (1979) determinaron:

- Que el cierre de copas ocurre a densidad relativa próxima a 0,15; a densidades menores, el crecimiento por unidad de superficie es proporcional a la densidad.
- A densidades relativas entre 0,15 y 0,40, el crecimiento por unidad de superficie incrementa con la densidad (pero declina el crecimiento por árbol).
- A densidades relativas entre 0,40 y 0,55, el crecimiento por unidad de superficie no es afectado por la densidad.
- A densidades relativas superiores a 0,55, se produce una inminente mortalidad por competencia.

De lo expuesto se desprende:

- Que los rodales deberían manejarse en el rango de densidad relativa entre 0,15 y 0,55.
- Que la máxima producción bruta se obtendría a densidades relativas mayores a 0,40.
- Que entre 0,15 y 0,40 hay menor crecimiento por unidad de superficie, pero mayor crecimiento por árbol individual.

Una guía de manejo de la densidad en un rodal de red alder (*Alnus rubra*) se muestra en la Figura 7.6.

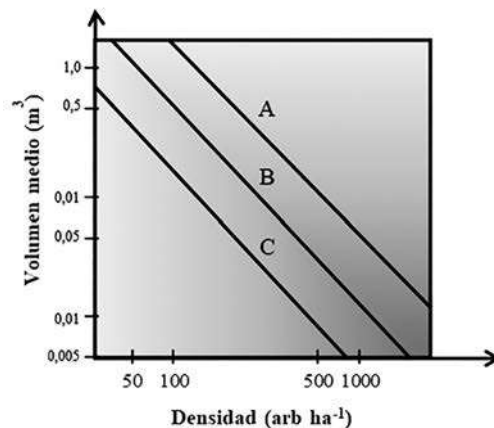


Figura 7.6. Guía de densidad de manejo de un rodal de red alder (*Alnus rubra*). Línea A representa raleo natural. La densidad debería mantenerse entre líneas B (55 por ciento densidad relativa) y C (33 por ciento densidad relativa).

Fuente: Hibbs (1987).

La severidad del raleo natural es afectada por las condiciones del sitio: es más rápida si la intensidad de luz es baja y es mayor en suelos de mejor calidad (mayor tasa de crecimiento, luego mayor competencia intraespecífica) (Figura 7.7).

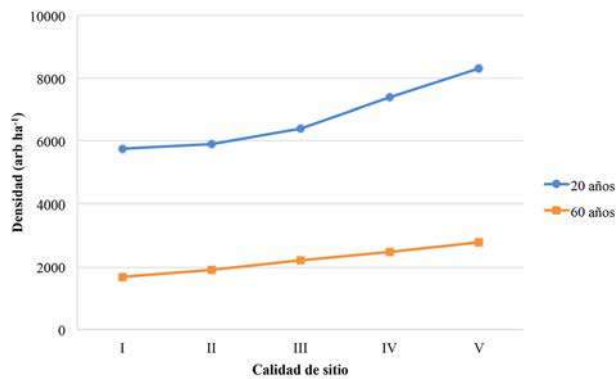


Figura 7.7. Variación de la densidad con la edad en bosques de *Abies* creciendo en suelos de diferente calidad.

Fuente: Sukatschew (1928) según Assmann (1970).

Dado que un rodal está sometido a un proceso “natural” de raleo, ¿cuál es la ventaja de intervenirlos deliberadamente? En general, en el largo plazo un sitio produce aproximadamente el mismo volumen total de madera con muchos árboles pequeños como con unos pocos árboles de grandes dimensiones. No obstante, es el diámetro que alcanzan los árboles, y no el volumen total de un rodal, lo que determina el producto a obtener y su valor de mercado. Así, un mismo volumen de madera tendría mayor valor si los árboles tuvieran diámetros aserrables que si se destinaran a chips o pulpa de madera. Aunque la producción de volumen bruto disminuye, el beneficio económico (bruto) puede incrementar, por el mayor valor de los árboles (Figura 7.8).

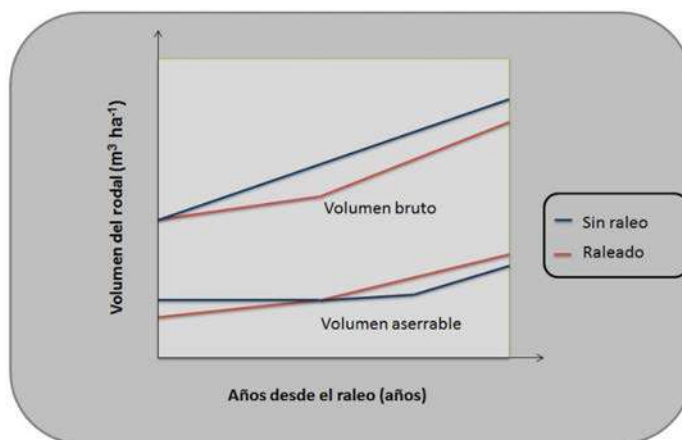


Figura 7.8. Producción de madera en el tiempo de rodales con y sin raleo.

Fuente: Amateis *et al.* (1996).

Efecto de remover por raleo algunos árboles de un rodal

Una reducción del crecimiento por hectárea ocurre inmediatamente después del raleo, puesto que se disminuye el área foliar del rodal y los árboles remanentes no pueden, en forma inmediata, utilizar completamente el sitio (a menos que el raleo sea de muy baja intensidad). Los árboles liberados usan la mayor parte de los recursos disponibles para producir más follaje, más raíces y más madera, provocando un incremento en el diámetro de los árboles remanentes. Las ramas en la base de la copa viva reciben más luz y, en consecuencia, viven más tiempo, por lo que se ralentiza (o detiene) la recesión de la copa hacia alturas mayores del fuste. A medida que el árbol crece en altura, aumenta la longitud de copa viva, así como la razón (proporción) de copa viva. Del mismo modo, se altera la distribución del crecimiento en el fuste, debido al mayor incremento de la actividad cambial y del crecimiento radial en la base del fuste que en la copa, afectando la conicidad del árbol. Al reanudarse la competencia, el máximo crecimiento radial ocurrirá nuevamente cerca de la base de la copa viva.

La altura dominante, por el contrario, ha demostrado ser relativamente independiente de la densidad (salvo bajo condiciones de densidad muy alta o muy baja). Esta característica de la altura dominante es utilizada para definir la **calidad de sitio**, dando origen a los **índices de sitio**: la altura total media de los árboles dominantes que alcanza un rodal a una edad de referencia. En el caso de pino radiata en Chile, a los 20 años de edad. Así, si la altura dominante de un rodal de esta especie es de 30 m a la edad clave de 20 años, significa que crece a una media de 1,5 m por año, lo que correspondería a un sitio de buena calidad. La utilización de los índices de sitio para determinar la calidad de un sitio forestal es una muestra de que el raleo tiene un efecto reducido en el crecimiento en altura de los árboles de un rodal. La variable que generalmente se utiliza para evaluar la altura dominante en pino radiata es la llamada altura media superior, que se define como la altura media de los 100 árboles por hectárea de mayor diámetro y buena forma dentro de un rodal (Burkhardt y Tennent 1977).

El crecimiento de los árboles después de un raleo y su capacidad para responder a una mayor disponibilidad de luz, nutrientes y agua, depende del vigor de los árboles residuales, el que está determinado por la condición de la copa (particularmente la razón de copa viva), además de la edad, especie, calidad de sitio y densidad del rodal. La *razón de copa viva*, es decir, la proporción del fuste ocupada por la copa (la longitud de la copa expresada como porcentaje de la altura total), que también puede asimilarse a una proporción entre el tejido fotosintético y no fotosintético, es un buen indicador de vigor y del nivel de competencia entre los árboles de un rodal: si es reducida, implica un alto grado de competencia y menores posibilidades de responder rápidamente al mayor espacio de crecimiento provocado por el raleo (Figura 7.9).

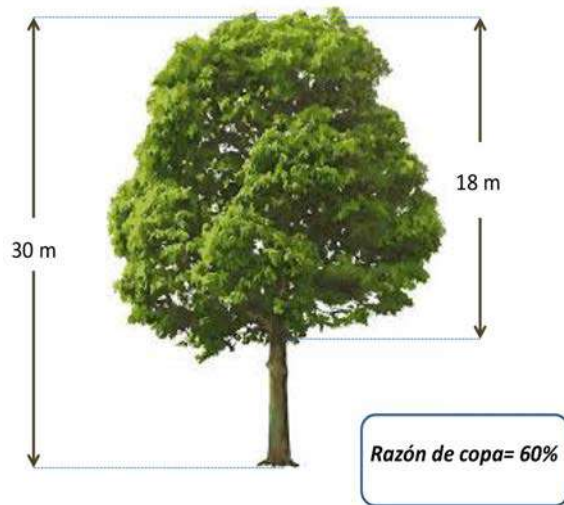


Figura 7.9. Razón de copa viva (o longitud de copa viva) expresada como porcentaje de la altura total.

En árboles vigorosos (i.e. árboles dominantes), el crecimiento es generalmente proporcional al espacio de crecimiento hasta un punto donde crece en todo su potencial y no es afectado mayormente por sus vecinos. Por el contrario, árboles menos vigorosos (i.e. árboles suprimidos, enfermos, reducida razón de copa viva), pueden ser incapaces de beneficiarse del espacio adicional dejado por los árboles extraídos. Si el raleo no causa incremento en la tasa de crecimiento en los árboles remanentes (caso de rodales jóvenes y densos), la reacción se conoce como *shock de raleo* (o shock de liberación), que es una incapacidad de los árboles para utilizar el mayor espacio de crecimiento, luz y nutrientes, provocando una reducción en la tasa de crecimiento en diámetro y principalmente en altura, clorosis en el follaje y mortalidad (DeBell *et al.* 2002, Harrington y Reukema 1983). Ello ocurre en árboles con un pobre sistema radicular o con baja razón de copa viva (menor a 30 por ciento) y en general en sitios de baja calidad, y se debería a la imposibilidad de las hojas de sombra de adaptarse rápidamente a mayores intensidades de luz y a un incremento de la demanda de humedad atmosférica (Zedaker *et al.* 1987).

La respuesta al raleo no sólo está dada por la tasa de crecimiento característica de la especie, sino también por su tolerancia relativa, referida a la capacidad de los árboles a competir bajo condiciones de baja luz y alta competencia de raíces. A diferencia de las especies intolerantes cuyas ramas basales mueren rápidamente al sombreado, las especies tolerantes retienen sus ramas más bajas mientras sus hojas continúan activas a bajas intensidades de luz. Para un sitio dado, se espera que especies tolerantes tengan copas vivas más grandes que especies intolerantes (además de follaje más succulento), por lo que responderían probablemente mejor al raleo. Ello explicaría también el que los árboles de especies intolerantes que han quedado rezagados por efecto de la competencia tengan pocas posibilidades de responder rápidamente a la liberación del espacio de

crecimiento. En general, el que un rodal experimente un gran incremento en diámetro después de un raleo, es un indicador de que debió haber sido raleado con anterioridad.

El sistema radicular probablemente se expande más rápido que las copas por efecto del raleo, ya que las raíces no requieren destinar recursos para soporte estructural. La rapidez con que un rodal responde a un raleo dependerá de:

- La especie.
- La intensidad del raleo.
- La edad del rodal.
- La calidad del sitio.
- La clase de árboles liberados (e.g. dominantes, codominantes).

En general, mayor es la capacidad de recuperación del crecimiento después de un raleo en rodales jóvenes (Figura 7.10). Raleos tardíos resultan en una disminución del potencial de liberación, mayor riesgo de derribo de árboles por vientos fuertes y pérdida de volumen por mortalidad natural. Raleos intensos y tardíos, darán como resultado no sólo un menor volumen total, sino también prolongarán la rotación física.

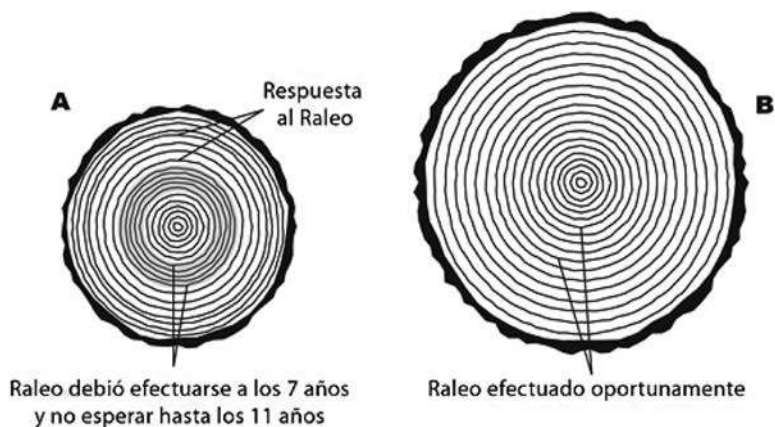


Figura 7.10. Efecto de un raleo oportuno (B) en comparación con un raleo tardío (A) en un rodal de pino de 21 años de edad.

Fuente: Emmingham y Elwood (1983).

El efecto de diferentes intensidades de raleo se muestra a continuación usando datos de un ensayo establecido en una plantación de *Pinus radiata* de 12 años, ubicado próximo a la comuna de Collipulli, Región de la Araucanía, Chile, raleado a los 6 años a densidades residuales de 400, 600, 800 y 1.200 arb ha⁻¹ y un testigo, sin raleo (1.550 arb ha⁻¹). Se determinó, después de seis años de intervenido (Espinosa *et al.* 1994), que:

- Todas las parcelas raleadas, especialmente las con mayor intensidad (400 y 600 arb ha⁻¹), crecieron en diámetro a una tasa significativamente mayor que el testigo.

- El crecimiento en diámetro de los 200 arb ha⁻¹ de mayor Dap no varía significativamente entre las parcelas raleadas y el testigo (lo que sugiere que estos árboles aún no son afectados por el espaciamiento).
- A diferencia del crecimiento en diámetro, no se aprecia una tendencia clara que relacione el espaciamiento con la tasa de crecimiento promedio en altura.
- En cuanto al crecimiento en volumen, existe una estrecha relación entre esta variable y las densidades residuales consideradas: a mayor densidad mayor crecimiento. Las parcelas más densas alcanzan volúmenes significativamente superiores a las parcelas menos densas, puesto que las mayores dimensiones de los árboles de las parcelas raleadas no compensan su menor número. La Tabla 7.2 muestra el volumen en pie y el incremento periódico (IPA) y medio anual (IMA) en volumen por tratamiento.

Tabla 7.2. Volumen en pie e incremento periódico (IPA) y medio anual (IMA) de una plantación de *Pinus radiata* a la edad de 12 años a diferentes densidades residuales.

Densidad residual (arb ha ⁻¹)	Volumen (m ³ ha ⁻¹)	IPA (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)	IMA (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)
400	95,6	15,0	8,0
600	157,5	24,2	13,1
800	185,2	28,4	15,4
1.200	222,0	33,3	18,5
1.550 (testigo)	189,1	28,8	15,8

Fuente: Espinosa *et al.* (1994).

- Como se desprende de la Tabla 7.2, a la edad de 12 años los valores de incremento periódico anual son superiores a los de incremento medio anual, reflejando que se trata de una plantación joven, en pleno proceso de crecimiento (en fase de *pleno vigor* –Assmann (1970)). El efecto del raleo se visualiza en las densidades residuales de 800 y especialmente 1.200 arb ha⁻¹, con un incremento volumétrico similar y mayor que el testigo, respectivamente. El volumen en pie y el incremento periódico y medio anual fueron menores en las parcelas más raleadas, indicando que la densidad fue reducida en exceso como para crecer a una tasa igual o mayor al testigo y a las raleadas moderadamente. No obstante, es de esperar que la densidad afecte nuevamente a estos tratamientos, reiniciando la competencia entre árboles. Si la tendencia en crecimiento en volumen se mantiene, la densidad de 600 arb ha⁻¹ podría en un futuro cercano sobrepasar la tasa de crecimiento del testigo.
- Otro efecto medible del raleo efectuado fue la mayor uniformidad lograda en la distribución de los diámetros, especialmente los raleos más intensos. Este es un factor importante cuando el objetivo de la plantación es la producción de madera aserrada, ya que trozos más uniformes resultan en menores costos de cosecha y manufactura (Bacon *et al.* 1982). El logro de este objetivo requiere de una correcta selección de los árboles a dejar.

El efecto de diferentes intensidades de raleo se determinó también en una plantación de *Eucalyptus nitens*, localizada en la precordillera andina de la Región del Biobío, Chile, raleada a los 7 y 9 años de edad. Cinco intensidades de raleo fueron aplicadas: 300, 500, 700, 500-300 y 700-400 arb ha⁻¹ y un testigo (1.070 arb ha⁻¹), según un diseño de bloques completos aleatorizados con seis tratamientos y tres repeticiones. Los datos de crecimiento fueron analizados anualmente, hasta los 15 años de edad. Los resultados obtenidos fueron (Díaz *et al.* 2012):

- En diámetro, al igual que en altura promedio, todos los tratamientos raleados presentan diferencias significativas con el testigo; las densidades residuales menores (300 y 400 arb ha⁻¹) presentan diferencias significativas con las raleadas moderadamente (500 y 700 arb ha⁻¹).
- En cuanto al desarrollo promedio de los 300 arb ha⁻¹ de mayor Dap (árboles selectos que se espera constituyan la cosecha final), sólo las parcelas más intensamente raleadas presentan diferencias significativas con el testigo.
- En contraste con el crecimiento en diámetro y en altura, el crecimiento en volumen fue significativamente mayor en el testigo (Figura 7.11); sin embargo, los mayores incrementos periódicos anuales lo experimentan las parcelas moderadamente raleadas (Tabla 7.3).
- El volumen acumulado (volumen en pie + volumen de raleos) a los 15 años de edad no fue afectado significativamente por el raleo.
- El volumen de los 300 arb ha⁻¹ de mayor Dap representa el 60 por ciento del volumen total en el testigo; en las parcelas raleadas (incluye el volumen extraído en raleos), el 65 por ciento y 75 por ciento en las densidades residuales de 700 y 500 arb ha⁻¹, y el 85 por ciento y 100 por ciento en las densidades residuales de 400 y 300 arb ha⁻¹, respectivamente.
- Utilizando como indicador de rentabilidad el Valor Potencial del Suelo¹, con aprovechamiento aserrable y pulpable según diámetro de los rollizos, para una tasa de descuento de un 9 por ciento, se determinó que todos los tratamientos de raleo son más rentables que el testigo. Así mismo, que todos ellos han superado la edad de rotación, especialmente el testigo. En consecuencia, desde el punto de vista financiero (*rotación financiera*) se debería cosechar la plantación, aun cuando ninguno de los tratamientos alcanza la edad de rotación según la culminación del incremento medio anual en volumen (*rotación física o silvicultural*) (Smith *et al.* 1997).

¹ El Valor Potencial del Suelo (VPS) es la estimación del valor actualizado de la tierra si se destinara a la actividad forestal durante un número infinito de ciclos productivos, lo que significa que valora el uso del suelo a perpetuidad. Es un indicador del máximo valor que un inversionista debiera estar dispuesto a pagar por un suelo desnudo para dedicarlo al negocio forestal y aún continuar ganando la tasa de retorno o descuento.

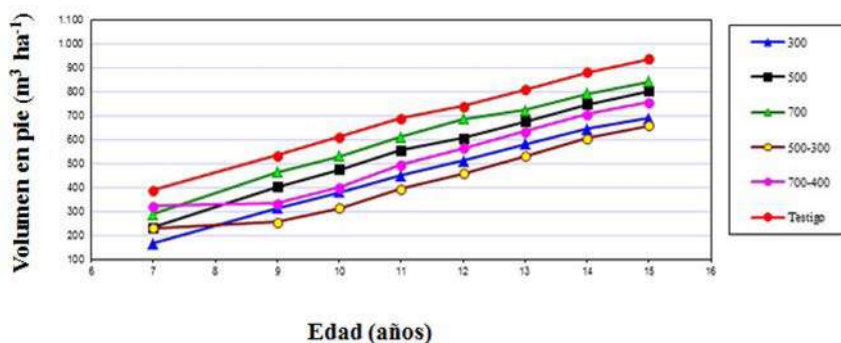


Figura 7.11. Variación del volumen en pie de una plantación de *Eucalyptus nitens* entre los 7 y 15 años de edad según tratamiento.

Fuente: Díaz *et al.* (2012).

Tabla 7.3. Dap y altura promedio, volumen en pie e incremento periódico (IPA) y medio anual (IMA) de una plantación de *Eucalyptus nitens* a la edad de 15 años por tratamiento (densidad).

Densidad residual (arb ha ⁻¹)	Dap (cm)	Altura (m)	Volumen (m ³ ha ⁻¹)	IPA (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)	IMA (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)
300	40,4	38,6	691	65,8	46,1
500	35,5	36,7	803	71,2	53,5
700	32,6	35,5	843	69,2	56,2
500-300*	42,1	39,3	660	53,9	44,0
700-400*	39,2	38,2	756	54,3	50,4
1.070 (Testigo)	27,4	32,1	939	69,0	62,6

*Dos raleos (7 y 9 años).

Fuente: Díaz *et al.* (2012).

Métodos de raleo

Una plantación puede ser raleada a diferentes niveles (intensidad) dependiendo de los objetivos del raleo (y de la edad y condición del rodal). El número de árboles a remover puede ser reducido o constituir una porción significativa del rodal. Dos raleos pueden ser de igual intensidad, pero remover diferente tipo de árboles.

El raleo puede aplicarse muy temprano en la vida de un rodal o esperar hasta que los árboles a remover sean de mayores dimensiones. En teoría, el primer raleo debe efectuarse tan pronto como se inicia la competencia intraespecífica, para así prolongar la tasa de crecimiento en diámetro de los árboles. En la práctica, sin embargo, criterios económicos y silvícolas determinan el momento del primer raleo, al igual que en raleos posteriores.

La frecuencia con que los raleos son llevados a cabo dependerá del objetivo del raleo, de la especie, edad del rodal e intensidad del raleo. Mientras mayor sea la intensidad del raleo, menor debiera ser la frecuencia de éstos. Raleo repetidamente un rodal –lo que implicaría raleos de baja intensidad– puede provocar compactación del suelo por efecto de los equipos de extracción (madereo) y un mayor potencial de daño a los árboles remanentes.

En general, un programa de raleo debiera considerar los siguientes factores:

- La oportunidad del primer raleo (cuándo ralear)
- La intensidad del raleo (densidad residual)
- El tipo o método de raleo
- El intervalo entre raleos sucesivos
- Método de control del raleo

Según el aprovechamiento de los árboles a ralear, los raleos se pueden clasificar en *precomerciales* (o a desecho) y *comerciales*. Si el precio de mercado de los árboles extraídos es mayor que los costos de extracción, se trata de un raleo comercial. En consecuencia, un raleo precomercial es aquel que se efectúa en rodales jóvenes, antes que se inicie el proceso de competencia intraespecífica, para controlar tempranamente el espaciamiento (distribución de los árboles), favorecer el crecimiento en diámetro de los árboles residuales y reducir el tamaño o dimensión de las ramas basales. Por lo general, ello ocurre, dependiendo del sitio, antes de los 5-6 años de edad en plantaciones de pino radiata y eucalipto en Chile, cuando el objetivo es la producción de madera sin nudos.

Los silvicultores distinguen cinco *métodos de raleo*, los que se pueden diferenciar según el criterio usado para identificar los árboles a extraer: la posición relativa de las copas, en el cual el marcador *selecciona* el árbol a extraer, y aquel en el cual la clase de copas o calidad del árbol no es considerada: su ejecución es estrictamente *mecánica* (Tabla 7.4).

Tabla 7.4. Métodos de raleo y criterio para identificar los árboles a extraer.

Método de raleo	Criterio de identificación de los árboles a extraer
Raleo bajo	Posición relativa de las copas
Raleo de copa	Posición relativa de las copas
Raleo de dominantes	Posición relativa de las copas
Raleo libre	Combinación de los anteriores
Raleo mecánico	Espaciamiento de los fustes

Raleo bajo (o por lo bajo) (Low thinning)

Este método de raleo extrae principalmente árboles de posiciones subordinadas (clases de copa inferiores), que corresponde a los árboles más pequeños y menos vigorosos de un rodal, siendo éstos los que poseen una mayor probabilidad de morir por supresión (Figura 7.12). Según la intensidad (severidad) del raleo también puede incluir la ex-

tracción de árboles más grandes de mala forma o dañados. Concentra así el crecimiento futuro en los mejores árboles, de más rápido crecimiento y de buena forma. Los beneficios financieros inmediatos son reducidos al igual que (dependiendo de la intensidad del raleo) los efectos sobre los árboles de cosecha de mayores dimensiones. Sin embargo, es el método de raleo más comúnmente usado en plantaciones comerciales, ya que en términos financieros se le considera una inversión en capital futuro que reditúa mayores beneficios a largo plazo.

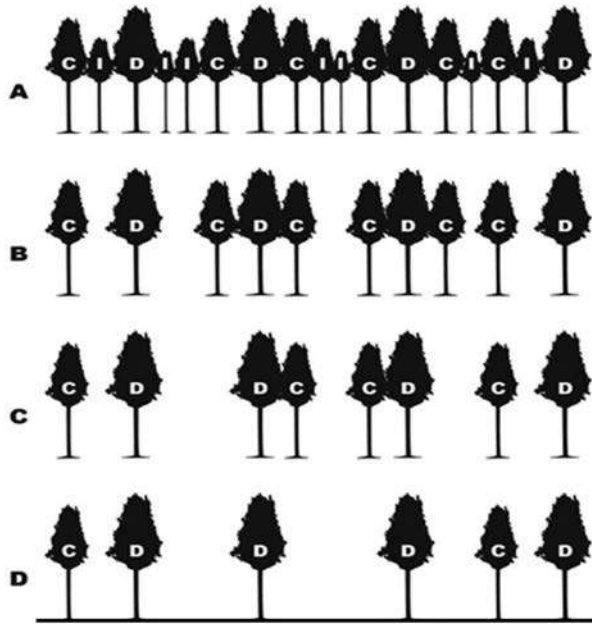


Figura 7.12. Diferentes grados de raleo bajo aplicado simultáneamente a un rodal de pino de mediana edad (D: dominantes; C: codominantes; I: intermedios; S: suprimidos). Fuente: Smith *et al.* (1997).

Cuidando de no dejar claros muy pronunciados dentro del rodal, el raleo bajo debiera conducir al desarrollo de un rodal de estructura más uniforme. Sigue en general el curso natural del desarrollo de un rodal, concentrando el potencial de crecimiento del sitio en los mejores árboles (los más grandes, vigorosos, de mayor valor). Además de mejorar el vigor de los árboles, reduce el riesgo de incendio en mayor medida que el raleo por lo alto. Su desventaja es que se extraen (dependiendo de la oportunidad e intensidad del raleo) usualmente árboles de reducidas dimensiones, de escaso o nulo valor económico; previene la mortalidad, pero si su intensidad es baja, no reduce apreciablemente la competencia de copas.

Raleo de copa

Este método de raleo concentra la extracción de árboles principalmente en el dosel superior del rodal, para favorecer el desarrollo de los árboles cosecha (árboles más promisorios de las clases dominante y codominante), otorgándole a sus copas espacio para expandirse. Los mejores árboles (los que potencialmente constituirán la cosecha final)

son seleccionados, eliminándose sus competidores más agresivos (Figura 7.13).

Mediante este método de raleo se pueden obtener retornos financieros inmediatos, pero mal aplicado puede comprometer el crecimiento futuro del rodal y por ende, los retornos financieros a la cosecha. Por las características de este método de raleo, la selección/marcación de los árboles a ralear es un proceso lento y riguroso, que requiere considerable juicio para aplicarlo correctamente, no siendo fácil que los marcadores estén totalmente de acuerdo en cuál árbol dejar y cuál extraer. El raleo por lo alto es más apropiado en rodales mixtos o puros de especies tolerantes (a la sombra) o con distintos grados de tolerancia (e.g. renovales de roble-raulí, en Chile).

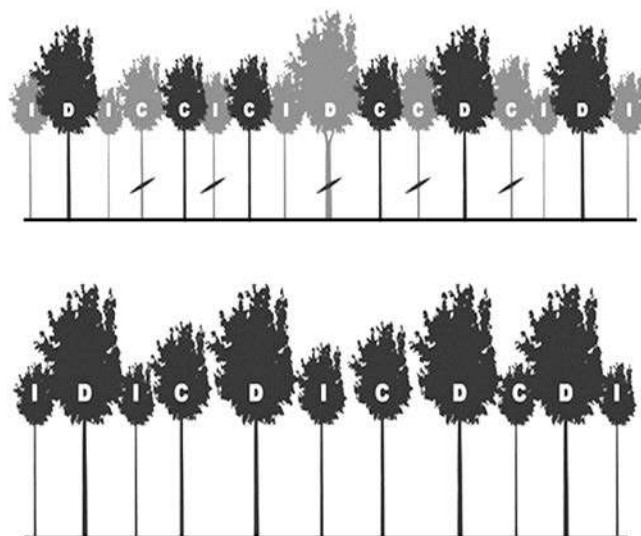


Figura 7.13. Rodal de coníferas inmediatamente antes de un raleo de copa (árboles a extraer se denotan por una línea transversal; árboles de cosecha, por color gris de copas) y el mismo rodal 20 años después (D: dominantes; C: codominantes; I: intermedios).

Fuente: Smith *et al.* (1997).

A diferencia del raleo bajo, en el cual el dosel permanece usualmente cerrado (dependiendo de la intensidad del raleo), en el raleo de copa el dosel es abierto, permanecen muchos árboles de clases de copas subordinadas (intermedios y suprimidos, pero sanos), por lo que el rodal residual queda conformado por dos pisos (el dosel inferior se elimina gradualmente en raleos sucesivos). En general, mantiene la estructura vertical del rodal y promueve la estabilidad individual de los árboles más valiosos. Su aplicación requiere de mucha habilidad y conocimiento.

Raleo de dominantes (Selection thinning or Thinning of dominants)

Este método de raleo no sigue el curso natural de desarrollo de un rodal y difiere radicalmente del raleo bajo y de copas, ya que extrae los árboles dominantes (y codominantes) para estimular el crecimiento de árboles de clases de copa inferiores (Figura 7.14). Ge-

neralmente se aplica removiendo árboles que han alcanzado un cierto diámetro (árboles de mayor valor económico). Su aplicación se limita a situaciones especiales (por ejemplo, producción de árboles de tamaño medio para pulpa, postes, rodrigones, etc.). Inapropiado para especies de tolerancia baja o media (reducida capacidad para responder a raleos de selección repetidos). Su aplicación puede conducir a un deterioro de la calidad genética de un rodal, así como a incrementar pérdidas por agentes bióticos y abióticos.

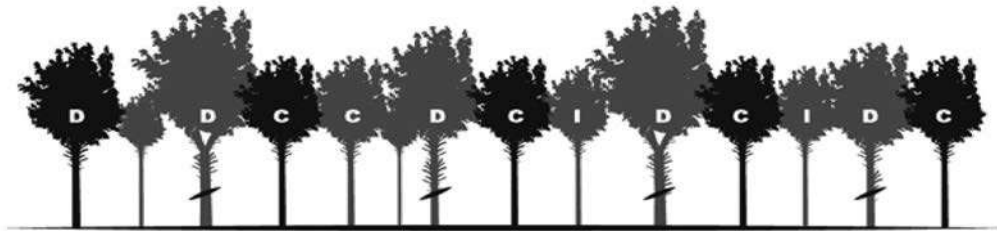


Figura 7.14. Rodal de coníferas marcado para raleo de selección (línea transversal), dirigido fundamentalmente a eliminar árboles dominantes defectuosos (D: dominantes; C: codominantes; I: intermedios).

Fuente: Smith *et al.* (1997).

Raleo sistemático (o mecánico o geométrico) (Systematic or geometric thinning)

En este método de raleo, la selección de los árboles es estrictamente mecánica, sin consideración de las características de los individuos (i.e. clase de copa, forma, vigor), en proporción a su ocurrencia en el rodal. En consecuencia, remueve árboles de todas las clases diamétricas. Puede aplicarse según un espaciamiento predeterminado: por ejemplo cada dos o tres árboles; o por hileras completas: por ejemplo, cada dos o tres hileras, según la intensidad del raleo (Figura 7.15). Si se remueve una de cada tres hileras, en la práctica implica que se extrae un tercio de los mejores árboles así como queda un tercio de los peores. Bajo esta modalidad, sólo los árboles adyacentes a la hilera pueden responder al raleo.

El raleo sistemático puede ser apropiado en rodales jóvenes y densos, altamente uniformes, sin una clara diferenciación en clases de copa, pudiendo ser usado como primer raleo para reducir, a bajo costo, la densidad, incrementando el espacio de crecimiento por árbol y facilitando el acceso dentro del rodal. Su aplicación no es conveniente en rodales con diferente tamaño de árboles, densidad, especies, etc., especialmente si la calidad genética del material de plantación no es uniforme. Por la naturaleza de su aplicación, pueden quedar en pie no solo árboles de bajo o reducido vigor, sino también árboles enfermos y de mala forma. Usualmente se aplica sólo en el primer raleo de un rodal (generalmente en raleos precomerciales).

En términos de costo por metro cúbico, el raleo sistemático es el más barato de los métodos de raleo, por cuanto: 1) es fácil de aplicar, requiriendo un mínimo de especialización y conocimientos, así como de supervisión; 2) los árboles no requieren ser marcados y 3) se facilita la tala y extracción de los árboles raleados.



Figura 7.15. Rodal de coníferas sometido a raleo sistemático por hileras.

Raleo libre (*Free thinning*)

Su denominación proviene de que combina las principales características de los métodos de raleo tradicionales descritos anteriormente, pero sin adherirse a ninguno de ellos en particular. Su aplicación se justificaría en rodales irregulares en edad, densidad y composición (situación más probable en bosques naturales). La aplicación de este método de raleo permite crear o mantener rodales con una alta diversidad. La Figura 7.16 muestra esquemáticamente la aplicación de los distintos métodos de raleo a un rodal de coníferas.

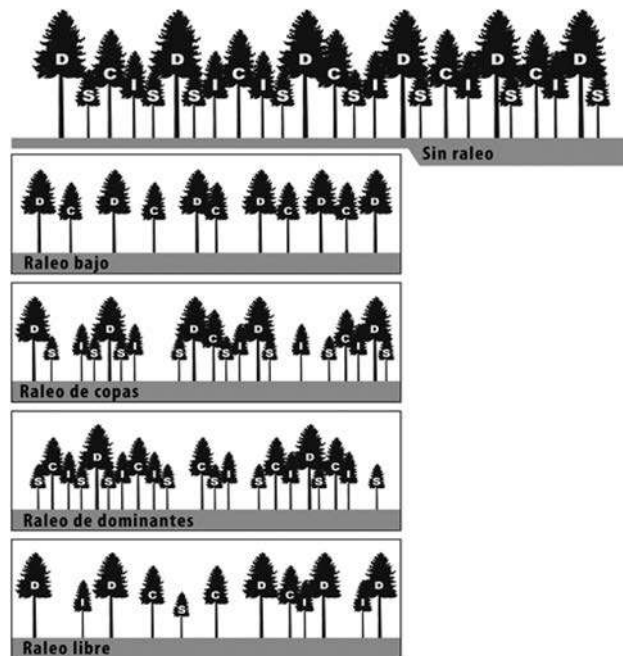


Figura 7.16. Rodal de coníferas que contiene una mezcla de árboles dominantes (D), codominantes (C), intermedios (I) y suprimidos (S), luego de la aplicación de un raleo bajo, de copas, de dominantes y libre.

Fuente: Russell *et al.* (1999).

Dado que los distintos métodos de raleo remueven diferentes tipos de árboles, el método de raleo aplicado tiene un efecto inmediato en la distribución diamétrica del rodal. Mientras el raleo bajo aumenta el tamaño medio de los árboles residuales, el raleo de copa y especialmente el raleo de dominantes tienen un efecto opuesto; el raleo mecánico es neutro en este aspecto. La Figura 7.17 muestra las clases diamétricas extraídas según el método de raleo aplicado. Las principales características de los distintos métodos de raleo se resumen en la Tabla 7.5.

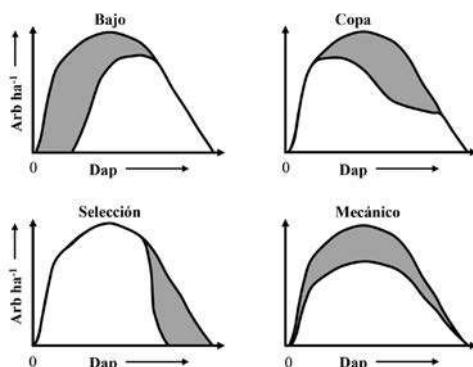


Figura 7.17. Distribución diamétrica de un rodal coetáneo puro según el método de raleo aplicado (área achurada corresponde a la porción removida del rodal).

Fuente: Smith *et al.* (1997).

Tabla 7.5. Características principales de los distintos tipos de raleo y cómo afectan al rodal.

Método de raleo	Efecto del raleo sobre:					Condición del rodal a aplicar
	Vuelo y Dap	Calidad	Estructura	Densidad	Volumen explotado	
Por lo bajo	Afecta las clases inferiores	Eleva la constitución de calidad del rodal residual	La simplifica bastante	No influye (mucho) en la densidad de los estratos superiores	Diámetros menores de baja calidad. Volumen extraído es reducido	Estructura simple. De preferencia rodales artificiales
Por lo alto	Afecta las clases superiores (codominantes)	Cambia en forma moderada la calidad del rodal residual	La simplifica moderadamente	Aclara bastante los estratos superiores	Diámetros reducidos. Volumen extraído es +/- alto	Rodales puros o mixtos. De especies tolerantes o con distintos grados de tolerancia
Dominantes	Afecta las clases superiores (dominantes)	Disminuye la calidad del rodal residual	La altera moderadamente	Aclara el estrato superior	Diámetros mayores de calidad. Volumen extraído es alto	Estructura simple. Rodales con especies tolerantes (especialmente coníferas)
Mecánico	Afecta todas las clases de copa	No cambia la calidad del rodal residual	No la cambia	Aclara uniformemente	Todas las clases de diámetro. Volumen extraído promedio	Artificiales de espaciamiento regular y estructura simple. Rodales regenerados naturalmente

Efecto de los métodos de raleo en el ecosistema

La reducción de la densidad de un rodal mediante raleo, no sólo afecta el desarrollo de los árboles remanentes, sino también, dependiendo de la intensidad y del método de raleo aplicado, a otros componentes del rodal, como la diversidad biológica, el sotobosque y los animales del sotobosque (Hunter 1990, Perry *et al.* 2008). Aunque los métodos de raleo descritos forman parte de las prácticas de manejo tradicionales, dirigidas principalmente a la producción de madera, es también posible orientar el manejo para crear una heterogeneidad estructural que favorezca la biodiversidad. Ello es posible mediante la aplicación de **raleos de densidad variable**, en el cual la intensidad del raleo y los árboles seleccionados (favorecidos) varían dentro del rodal. Algunas partes del rodal no se ralean —o este es muy ligero—, mientras en otras el raleo es más intenso, incluyendo la remoción de árboles dominantes. Niveles intermedios de raleo son también aplicados (Lindenmayer y Franklin 2002). La variación del espaciamiento entre los árboles promueve la complejidad estructural, incrementando la diversidad de plantas y creando un mosaico de condiciones de hábitat (Carey 2003).

Cambios en la diversidad biológica y en el sotobosque por efecto del raleo

La remoción de árboles por raleo reduce la densidad de copas, permitiendo que más luz alcance el piso del bosque estimulando el crecimiento de arbustos y malezas (lo que dependerá del sitio y de la intensidad y oportunidad del raleo). La vegetación del sotobosque contribuye a una amplia variedad de funciones ecosistémicas: mejora la biodiversidad, limita la erosión del suelo y la pérdida de nutrientes por lixiviación y facilita el ciclo de nutrientes (Nilsson y Wardle 2005, Verschuyt *et al.* 2011, Wayman y North 2007). En teoría, el raleo al incrementar los recursos disponibles del sitio no sólo posibilitaría un mayor crecimiento de los árboles remanentes (Perry *et al.* 2008), sino también permitiría que persista un mayor número de especies del sotobosque (Thomas *et al.* 1999). Sin embargo, como indican Tang *et al.* (2007), el efecto del raleo en la biodiversidad, en especies de rápido crecimiento, es contradictorio. Algunos autores argumentan que el raleo puede incrementar la biodiversidad, al incrementar, por ejemplo, la vegetación del sotobosque (Chan *et al.* 2006, Simonetti 2015, Taki *et al.* 2010), mientras otros concluyen que el raleo puede disminuir la diversidad del sotobosque (Jobidon *et al.* 2004, Metlen y Fiedler 2006, Nagai y Yoshida 2006) o no tener efecto (Gilliam *et al.* 1995, Kern *et al.* 2006, Lei *et al.* 2007). Diferencias en las condiciones previas del sitio (Fulé *et al.* 2005), en la oportunidad e intensidad del raleo (Ares *et al.* 2010), en la dinámica del sotobosque (Cole *et al.* 2008, He y Barclay 2000) y en la edad del rodal (Juodvalkis *et al.* 2005), explicarían estas diferencias (Zhou *et al.* 2016).

Zhou *et al.* (2016) determinaron en dos plantaciones de abeto chino (*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook) de 9 y 16 años de edad, que la composición, diversidad y biomasa de la vegetación del sotobosque incrementó significativamente después del raleo. El efecto del raleo en el crecimiento de los árboles y en el sotobosque fue más pronunciado en los primeros años, mientras que su efecto sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, en etapas más avanzadas. Nájera y Simonetti (2010) compararon plantaciones sin sotobosque con plantaciones con desarrollo de vegetación en el sotobosque, determinando que la riqueza de especies y la abundancia de aves son mayores

en plantaciones con sotobosque en el 79 y 92 por ciento de los casos, respectivamente. Ramírez y Simonetti (2011) determinaron que la riqueza de especies es mayor en un 90 por ciento y la abundancia de especies en un 75 por ciento, respectivamente, en plantaciones estructuralmente complejas, al contener un sotobosque desarrollado. Simonetti *et al.* (2013) determinaron en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile central, que la riqueza y abundancia de mamíferos (e.g. *Leopardus guigna*, *Pseudalopex culpaeus*, *Coonopatus chinga*, *Pudu puda*) fue reducida o nula cuando el sotobosque fue removido, no así cuando este se conservó. Lo que sugiere que la facilitación del desarrollo de la vegetación del sotobosque –por medio del raleo– en los bosques plantados parece ser un factor clave para incrementar la ocurrencia de fauna nativa (Poch y Simonetti 2013, Simonetti 2015, Simonetti *et al.* 2013).

Cómo los diferentes métodos de raleo afectan la diversidad biológica, el sotobosque y los animales del sotobosque, es descrita por Hunter (1990) como sigue:

Efectos sobre la diversidad biológica

- Raleo por lo bajo y de dominantes remueven elementos de la estructura vertical (Figura 7.18). Alteran, en consecuencia, el hábitat de especies que viven en las partes más bajas de las copas de los árboles que prefieren posarse y anidar sobre o bajo el dosel principal de copas.
- En plantaciones y rodales naturales de una sola especie, raleos de copa tempranos y frecuentes son aconsejables para mantener la riqueza de especies y la diversidad vertical, especialmente bajo sistemas de manejo coetáneo en cortas rotaciones que impiden a los rodales alcanzar copas fragmentadas, típicas de edades avanzadas.

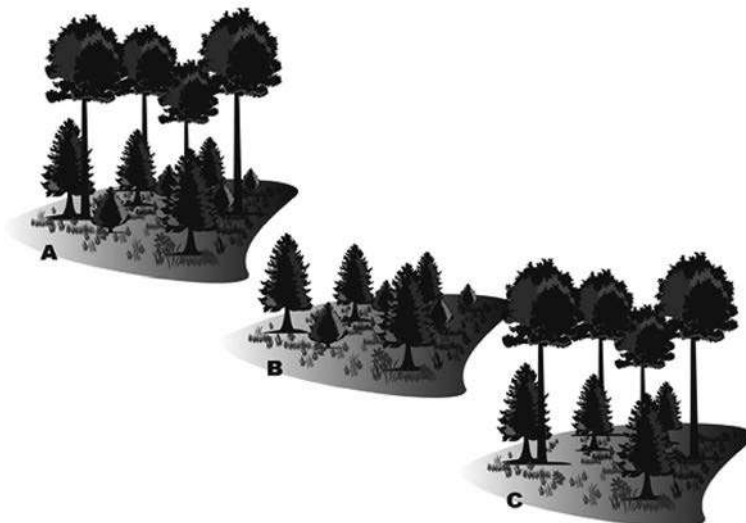


Figura 7.18. Raleo de dominantes (B) y raleo por lo bajo (C) reducen la estructura vertical de un rodal (A).

Fuente: Hunter (1990).

Efectos sobre el sotobosque

- El raleo de copa da origen a un dosel abierto (*open canopy*) estimulando el desarrollo de la vegetación del sotobosque (hierbas y arbustos) y promoviendo el desarrollo de copas más grandes de los árboles cosecha (Figura 7.19).
- El raleo de copa puede influenciar la cantidad y calidad del forraje del sotobosque disponible para animales herbívoros (la sombra reduciría la digestibilidad del forraje por alto contenido de celulosa, proteínas, Ca y P).



Figura 7.19. En un rodal (A) la aplicación de un raleo por lo alto crea un dosel abierto (B).
Fuente: Hunter (1990).

- El raleo puede también reducir la producción de forraje en el tiempo, por el desarrollo de un estrato intermedio de especies tolerantes que interceptan más luz que las copas de los árboles del dosel superior. Además puede incrementar la estructura vertical (que beneficia a las aves), pero también puede actuar en detrimento de los herbívoros terrestres.
- Grupo de árboles de baja calidad removidos en un raleo pueden incrementar la diversidad de hábitat, provocando una mayor respuesta del sotobosque que la remoción de árboles individuales. La muerte de árboles por anillado o aplicación de herbicidas puede favorecer el desarrollo del sotobosque y sitios de anidación para animales silvestres.

Efectos sobre los animales del sotobosque

- Los animales herbívoros pueden preferir cierto tipo de vegetación como alimento, lo que alteraría la composición de especies del sotobosque y quizás el modo en que el sotobosque influencia a los árboles.
- Arañas, hormigas, ratones y pájaros que tienen su hogar en el sotobosque consumen insectos que se alimentan del follaje de los árboles y contribuyen a prevenir el incremento violento de poblaciones de insectos. Árboles individuales tienen más recursos después de un raleo, están en mejores condiciones para defenderse contra insectos y patógenos; si los árboles o el suelo son dañados durante el raleo, lo opuesto puede ocurrir.

- Raleos de copa muy intensos pueden alterar significativamente el microclima dentro de un rodal, causando estrés o muerte de especies o individuos sensibles a bajas temperaturas o nieve; las copas de los árboles proveen reducida protección contra bajas temperaturas y nieve que se acumula en el piso del bosque, limitando el forraje para animales silvestres (e.g. ciervos, guanacos).

Indicador para determinar la intensidad de raleo

Como se ha señalado previamente, el raleo afecta el desarrollo de los árboles de un rodal, efecto que depende no sólo de la intensidad del raleo, sino también del método de raleo aplicado, ya que éstos remueven diferente tipo de árboles (i.e. clases de copa).

El raleo bajo aumenta el diámetro medio del rodal (árboles residuales), ya que los árboles removidos son en promedio de diámetros menores a la media del rodal, mientras que el raleo de copa y especialmente el de dominantes tienen el efecto contrario; el raleo sistemático es neutral en su efecto inmediato. Por lo tanto, la intensidad y el método de raleo afectan la posterior distribución de diámetro y tamaño del árbol: el primero, por redistribuir el incremento futuro en un número variable de árboles; el segundo, removiendo árboles más pequeños o más grandes en comparación con la media del rodal. Una expresión cuantitativa común para caracterizar los métodos de raleo aplicados es la **razón de raleo**, d/D , que se define como:

$$\text{Razón de raleo} = \frac{d}{D}$$

Donde, d es el diámetro medio de los **árboles removidos**, y D es el diámetro medio de los árboles **antes del raleo**.

Si la selección de los árboles a extraer se ajusta a los diferentes métodos de raleo, esta razón debiera ser menor a 1 para raleo por lo bajo, mayor a 1 para raleo de copa y raleo de dominantes, e igual a 1 en raleo mecánico.

Regulación de la densidad

En raleos comerciales en los cuales se requiere lograr un máximo aprovechamiento del sitio –lo que implica que los árboles se distribuyan uniformemente, sin dejar espacios vacíos–, la intensidad del raleo se puede determinar visualmente –lo que requiere de mucha experiencia y conocimientos–, o confiar en algunos indicadores de relativamente fácil obtención, como número de árboles y área basal. También en índices de competencia de árboles individuales, como **área de proyección de copas** (APC) y **área potencialmente aprovechable** (APA (Brown 1965)), que analizan el estado del árbol como un solo individuo dentro del rodal y determinan cómo los vecinos inmediatos modifican la disponibilidad de recursos para cada árbol. La razón entre APC y APA es un indicador relativo de la eficiencia de uso del sitio, ya que cuantifica cómo las copas son capaces de utilizar la mayor cantidad de espacio disponible por efecto del raleo. Valores

altos (e.g. 90 por ciento) indicarían un dosel cerrado o una ocupación casi total del área aprovechable de cada árbol y por consiguiente mayor competencia y menor crecimiento individual.

Otro indicador para determinar la intensidad de raleo es la **densidad relativa**, término descriptivo que relaciona la densidad de un rodal con un nivel de densidad teórico para un objetivo de manejo determinado. Dado que el raleo tiene un efecto marcado sobre el diámetro de los árboles, se utiliza también como indicador para evaluar la estabilidad mecánica de un rodal (o árbol) el **coeficiente de esbeltez**: la razón entre la altura total y el diámetro (Dap) del árbol. Este coeficiente se considera un buen indicador para prescribir la oportunidad de los raleos: a mayor esbeltez los árboles son más susceptibles a sufrir daños por viento, por lo tanto, es una variable que condiciona la intensidad del raleo. Mantener la razón altura/diámetro bajo 1, se estima, reduce la susceptibilidad de los árboles a daños por viento y nieve (Cremer *et al.* 1982, Wilson y Oliver 2000).

En la actualidad, los **simuladores de crecimiento** han contribuido a resolver las interrogantes acerca de la oportunidad, intensidad y frecuencia de los raleos (y las podas), entregando en minutos la información que demoraría décadas de obtener en el bosque. Como consecuencia de ello, los simuladores de crecimiento han cambiado fundamentalmente la forma en que se toman las decisiones silviculturales, ya que mediante estas herramientas es posible predecir el crecimiento y producción de un rodal bajo diferentes condiciones de sitio y diferentes intervenciones silviculturales. No sólo es posible tomar decisiones acerca del esquema de manejo más favorable para los objetivos del propietario, sino también orientar el manejo para satisfacer a determinados mercados de acuerdo a sus exigencias de tamaños y calidades. Información que pueden entregar tanto a nivel de rodal como de paisaje, así como mostrar visualmente el efecto de diferentes alternativas silvícolas en el tiempo (como el software *Stand Visualization System*, desarrollado por el Servicio Forestal de los Estados Unidos (Hanley *et al.* 2005).

En Chile, dos simuladores de crecimiento son utilizados por las grandes empresas forestales y otros propietarios forestales para el manejo de sus plantaciones de pino radiata y de eucalipto (*Eucalyptus globulus* y *E. nitens*): el **Simulador Insigne** y el **Simulador Eucasim** (Fundación Chile 2005). Con estas herramientas es posible predecir el desarrollo de los rodales desde la plantación hasta la cosecha –30 años en pino radiata; 20 años en eucalipto–, simulando podas y raleos además de distintas técnicas de establecimiento y utilización industrial de la madera; generando cuadros numéricos, gráficos e informes con la evolución de las principales variables de rodal para cada alternativa analizada, todo ello a partir de variables de rodal de fácil medición: edad, altura dominante y número de árboles por hectárea.

Constan también estos simuladores de un módulo de evaluación económica, que incorpora distintos escenarios de manejo, tasa de interés, variación de costos, precios y edades de cosecha. Además permite incorporar algunos costos y/o beneficios adicionales al bosque, los cuales pueden ser de cualquier tipo: ingresos por productos no maderables o ambientales.

Específicamente, estos simuladores permiten:

- Predecir el crecimiento y rendimiento de una plantación según condiciones de sitio y alternativas silvícolas.
- Prescribir las intervenciones de manejo de acuerdo a los objetivos de producción perseguidos (e.g. pulpa, madera aserrada, chapas).
- Actualizar los inventarios de plantaciones con fines de revalorización.
- Proyectar la disponibilidad futura de productos forestales para estudios de oferta.
- Revalorizar el patrimonio y evaluar predios.

El continuo desarrollo y mejora de estos programas, para hacerlos más eficientes y asequible a todo usuario que lo requiera, incluye también el predecir el crecimiento y producción de los árboles bajo distintos escenarios de cambio climático.

Marcación de raleo

Una vez que se ha decidido raleo un rodal y fijado su intensidad y el método de raleo, se debe proceder a identificar los árboles que serán marcados. Se entiende por marcación de raleo la acción de seleccionar los árboles a **extraer** o a **dejar** en un rodal a través de señas visibles y normalizadas y de acuerdo a criterios técnicos predefinidos. Usualmente los árboles a ser **extraídos** son marcados, debido a que normalmente son menos numerosos que los que permanecen. Sin embargo, si la mayoría de los árboles deben ser removidos, los árboles que queden deberían ser marcados, ya que: 1) permite centrar la atención del marcador en los árboles seleccionados y 2) si el costo de marcación es alto, siempre es mejor marcar aquella categoría de árboles que es minoría.

Sea cual sea la preferencia de marcación y si el objetivo del raleo es mejorar la calidad y maximizar el crecimiento del rodal residual, no debe olvidarse que los árboles seleccionados son los que permanecerán, aunque estos no sean físicamente marcados. En raleos mecanizados, usualmente se marcan los árboles que permanecen; en raleo tradicional, los árboles a extraer.

Desde un punto de vista operacional, cabe la posibilidad de una selección negativa de árboles. Esto ocurre, por ejemplo, cuando en la selección predominan aspectos como la forma del fuste y el espaciamiento por sobre el vigor del árbol (Woollons y Whyte 1989). También, cuando no se toma todo el tiempo necesario para escoger los potenciales árboles de cosecha. Si ello ocurre, es indudable que la probabilidad de una selección inadecuada será mayor mientras menor sea el número de árboles a retener. Lo expuesto enfatiza la importancia de que esta actividad debe ser realizada sólo por personal capacitado.

Mecánica de marcación

Las marcaciones deben ser claramente visibles, difíciles de alterar y duraderas. En la selección de los medios de marcación debe considerarse la facilidad de operación, la rapidez en su ejecución y el costo del trabajo. Entre los utensilios usados se pueden

mencionar: los marcadores de madera y los rociadores de pintura (pinceles, pistolas, brochas). La pintura con brochas es habitualmente usada ya que:

- No daña el árbol (importante si los árboles a marcar son los que se dejan)
- Son fáciles de usar
- Reducen el tiempo de marcación
- Las marcas son difíciles de adulterar

En este proceso no debe olvidarse que el principal costo de marcación es el **tiempo** que demanda esta actividad y no el material usado. Usualmente, dos marcas son colocadas en cada árbol seleccionado:

- A una altura del fuste fácilmente visible (altura del pecho o de los hombros del operario).
- En la base del fuste (tocón), lo que permite determinar si la extracción se realizó de acuerdo a la marcación.
- Esta última marca puede omitirse si existe plena confianza en que los trabajadores respetarán las señales o si los árboles marcados son los que permanecerán en pie.

Para marcar una plantación se requiere (Figura 7.20):

- Determinar claramente el área a marcar (usar como referencia caminos, calles de madereo, cortafuegos, etc.).
- Iniciar el marcaje en un extremo del área.
- Considerar una faja estrecha compuesta de tres hileras.
- Avanzar por el centro de esta faja.
- Orientar las marcas en una misma dirección, de cara a la faja no marcada contigua.

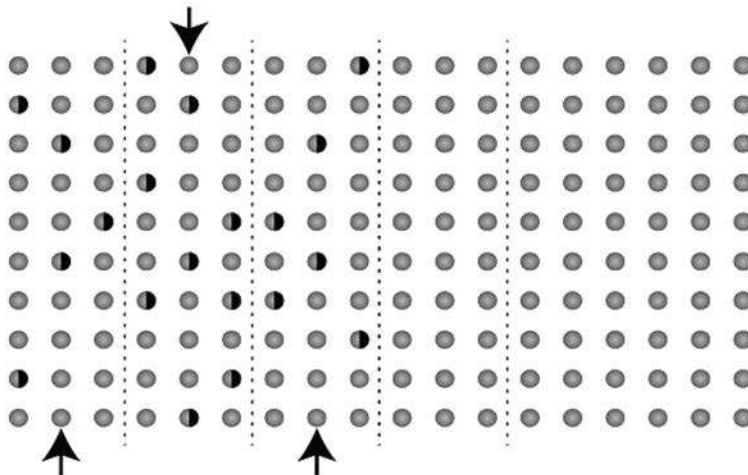


Figura 7.20. Representación esquemática del proceso de marcación de árboles para el raleo (las flechas indican la dirección de avance; las líneas punteadas, la faja de tres hileras y el color negro, el árbol seleccionado y orientación de la marca).

Rendimiento de marcación

Los rendimientos de marcación dependen de una serie de factores, entre los cuales:

- De la edad del rodal
- De la condición del rodal (natural o artificial)
- De la calidad del rodal
- Del método de raleo a aplicar
- Del número de árboles a marcar
- De la topografía del terreno
- De la densidad del sotobosque
- De la destreza del marcador
- De la maquinaria a utilizar en el raleo

Selección de los árboles a ralear

Los árboles de un rodal pueden ser segregados en tres categorías: 1) los árboles destinados a formar la cosecha final; 2) los árboles que serán removidos en raleos siguientes, pero necesarios momentáneamente para utilizar el espacio de crecimiento que eventualmente será ocupado por los árboles de cosecha final y 3) los árboles a remover en futuros raleos.

En un raleo se deben identificar los árboles más eficientes para la producción de volumen (madera), los cuales deben ser favorecidos; estos constituirán los **árboles cosecha** (*crop tree*). Las principales características fenotípicas deseables de los árboles a favorecer son:

- Buen crecimiento en altura
- Fuste recto
- Reducida conicidad
- Ramas pequeñas
- Copa simétrica
- Libres de sinuosidades, grano en espiral y otras malformaciones
- Follaje sano
- Ápice bien definido

Las características señaladas deben buscarse entre los árboles de mayor vigor, aquellos que logran dimensiones superiores en un rodal, es decir: dominantes y codominantes. Usualmente, hay una relación directa entre las dimensiones de los árboles (fuste y copa) y su posición en el dosel. La dominancia de los árboles puede mantenerse con raleos oportunos; las deformaciones del fuste son permanentes. Además del vigor y características fenotípicas deseables de los árboles a dejar en un raleo, se debe también considerar el espaciamiento entre ellos (Figura 7.21).

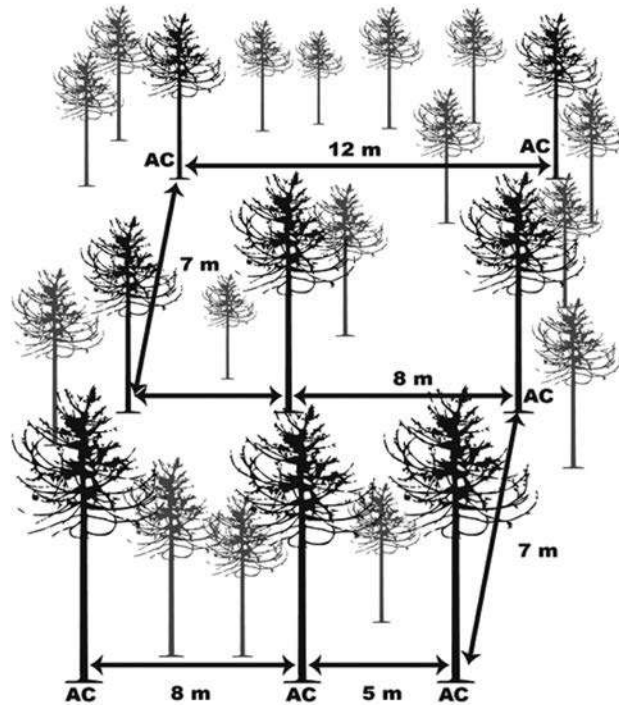


Figura 7.21. Espaciamiento entre árboles después de un raleo. Los árboles cosecha (AC) pueden estar espaciados unos de otros entre 5 m y 12 m.

Dependiendo del método de raleo a aplicar y de la edad del rodal, se pueden señalar las siguientes prioridades de selección de árboles a extraer:

- **Prioridad 1:** Árboles defectuosos y aquellos cuya tasa de crecimiento parece mínima comparada con el resto de los árboles de un rodal, deben ser primeramente marcados para remover.
- **Prioridad 2:** Árboles dominantes y codominantes de mala forma cuya remoción liberará árboles de mejor forma y calidad de estas clases de copa.
- **Prioridad 3:** Árboles de cualquier tipo, afectados por enfermedades no incluidas en ninguna de las dos primeras prioridades.

En Chile, dos esquemas de manejo pueden diferenciarse en plantaciones de pino radiata para la producción de madera aserrada: a) aquellos que incluyen poda y b) aquellos que no consideran poda. En el primer caso, los árboles a favorecer serán los podados; si el manejo no incluye poda, valen las mismas consideraciones de selección de árboles tratadas previamente.

Supervisión y control de calidad

Una vez que el trabajo de raleo ha sido planificado y organizado y los marcadores **capacitados**, el éxito de la marcación dependerá fundamentalmente de una buena **super-**

visión. El supervisor es responsable de controlar la **calidad** y cantidad del trabajo realizado. Si el método de raleo aplicado es un raleo sistemático, el control se facilita por cuanto la intensidad queda definida por la eliminación de la fila a extraer (la segunda, tercera o cuarta fila), y es evidente cuáles son los árboles que deben ser talados. En raleos selectivos (i.e. por lo bajo, por lo alto), sin embargo, los árboles talados (o dejados) deben estar marcados de antemano. En este caso el control de raleo debe hacerse para asegurarse de que se ha marcado el tipo adecuado de árboles y en la cantidad especificada en la prescripción. Algunos de los aspectos a observar son:

- Si se marcó el número de árboles especificados en la prescripción.
- Si las marcas en los árboles son claramente visibles.
- Si los árboles marcados corresponden a los criterios de calidad especificados.
- Si la distribución de los árboles guarda las normas contenidas en la prescripción.

El control de marcación se realiza usualmente mediante parcelas de muestreo de dimensiones y formas variables (Figura 7.22).

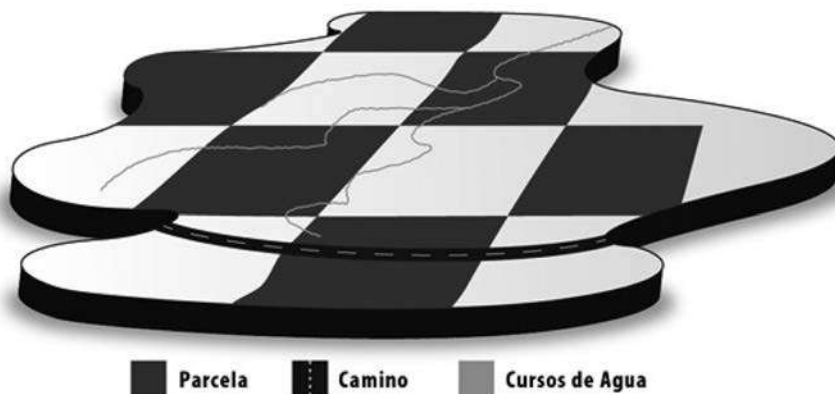


Figura 7.22. Ubicación de parcelas de control de marcación de raleo en trabajo en fajas.

Raleo comercial mecanizado

La cosecha de plantaciones ha experimentado durante las últimas décadas profundos cambios, acorde al desarrollo tecnológico. Es así como caballos y bueyes han sido reemplazados por tractores, trineumáticos y forwarders en madereo de las trozas. En cuanto a los raleos, el empleo de harvesters con cabezales pequeños que reemplaza al motosierrista (raleo manual) en el proceso de volteo, desrame, trozado y apilado de los árboles, es hoy una característica distintiva de una silvicultura intensiva.

La mecanización de los raleos comerciales se ha intensificado debido al incremento en los costos y disminución de mano de obra, y la búsqueda de procedimientos de trabajo más eficientes, seguros y de menor costo. Además, los sistemas mecanizados permiten

operar en jornadas mayores a ocho horas y son (relativamente) independientes de condiciones climáticas adversas.

La selección del equipo de raleo se realiza conjugando la condición técnica, económica y ambiental más adecuada para lograr el objetivo de ralear un rodal. Entre los diversos equipos de maderero usados, se distinguen raleos con torres en pendientes sobre un 30 por ciento; skidders con huinches y garras; con tractores agrícolas y trineumáticos en sectores planos, y con forwarders en faenas altamente mecanizadas. Es deseable contar con maquinaria de dimensiones pequeñas, ya que permiten mayor movilidad dentro del bosque y causan menor impacto al suelo. En este tipo de máquinas, las operaciones de volteo, desrame y trozado se realizan al interior del bosque, desplazándose cada dos fajas y extrayendo árboles en ambas líneas de plantación, acopiando el material en la faja adyacente. Los árboles extraídos son los no marcados (Figura 7.23).

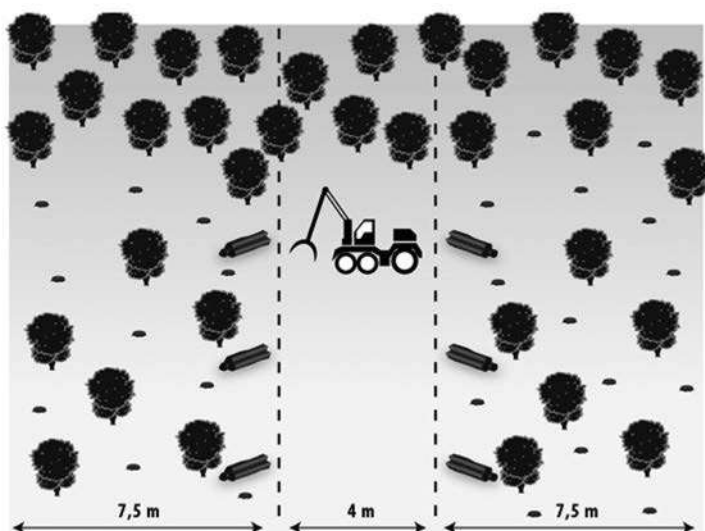


Figura 7.23. Esquema de raleo mecanizado, en que el ancho de la faja es de 4 m y la distancia entre fajas de 15 m.

La productividad del raleo mecanizado está determinada por una serie de factores, como las condiciones topográficas del terreno (e.g. pendiente), el espaciamiento entre los fustes, las dimensiones de los árboles a extraer, la condición de los árboles (e.g. bifurcados, con curvaturas), desperfectos ocasionales del equipo y de la habilidad y destreza del operador. Dependiendo del equipo utilizado y de las condiciones del sitio y del rodal, el rendimiento promedio es de 45 árboles por hora (Eduardo Torres, comunicación personal).

El raleo altamente mecanizado con harvester en volteo, desrame y trozado en bosque y maderero con forwarder desde el bosque hasta orilla de camino, ha sido poco utilizado en Chile, principalmente por su alta inversión. Dependiendo del tamaño de los equipos, requiere realizar cosecha cada 6 hileras, es decir cada 18 m si se consideran hileras cada

3 m (Figura 7.24). Lo anterior limita su operación en bosques con manejo intensivo, ya que se eliminaría gran cantidad de árboles con poda.

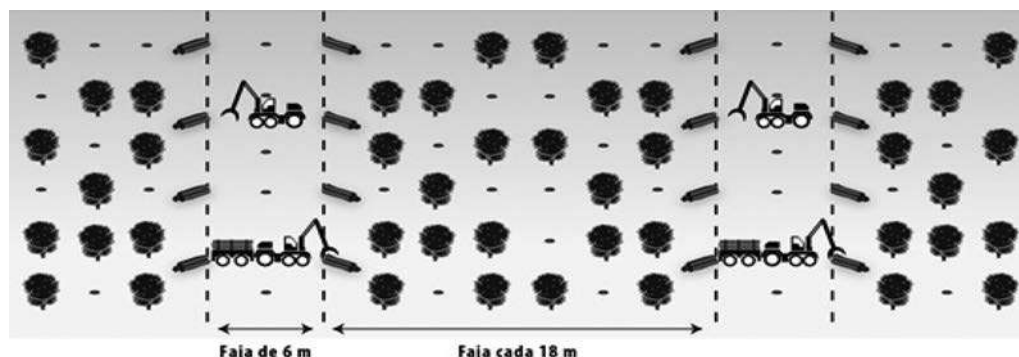


Figura 7.24. Esquema de raleo mecanizado en fajas.

Para la operación con harvester-forwarder en faenas de raleo comercial, en general se deben considerar una serie de factores, como:

- El tamaño y forma de los árboles.
- La intensidad del raleo (número de árboles a dejar).
- La cantidad de productos aserrables y pulpables a obtener.
- El daño (potencial) a los árboles residuales (y su efecto en la longitud de la rotación).
- Las características del terreno (topografía).
- Las fajas de extracción (distancia entre fajas, accesos).
- Los operadores de máquinas (capacitación y entrenamiento).
- Las características de las máquinas (velocidad, flujos, capacidad, potencia).
- Los costos de operación.
- Los métodos de trabajo.
- El servicio de mantenimiento disponible.
- Las medidas de seguridad y accidentabilidad.
- La marcación de los árboles a extraer.

Marcando los árboles a extraer con un anillo de pintura a la altura del Dap, Soto (2007) determinó, en raleo con harvester en una plantación de pino radiata de 14 años, un 29 por ciento de mayor rendimiento ($12,55 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ versus $9,75 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) que con marcación tradicional (un punto en la base del árbol y otro a la altura del Dap). Aunque el costo de marcación es mayor, se compensa por el mayor rendimiento obtenido.

Existen equipos de menor tamaño que pueden desplazarse sin dificultad por las hileras de árboles; por ejemplo la excavadora JBC 140, que es más corta y por lo tanto permite moverse sobre la hilera y realizar actividades de volteo, desrame y engavillado de trozas sin causar daños importantes al bosque residual (Figura 7.25). El madereo bajo este esquema y en terrenos de hasta 20 por ciento de pendiente, puede ser realizado por un trineumático.



Figura 7.25. Excavadora JCB Modelo JZ 140.

Foto gentileza Eduardo Torres, Forestal Mininco.

La planificación de los raleos comerciales mecanizados debe estar en consonancia con los equipos disponibles y la pendiente del terreno: en pendientes sobre 30 por ciento se usan torres de madereo; entre 15 a 30 por ciento, es posible utilizar skidders para madereo y en sectores planos (menor a 15 por ciento), tractores agrícolas acondicionados con huinches o garras y trineumáticos. En el caso de torres de madereo, es de particular importancia la dimensión de los árboles para sostener la línea aérea, además de lograr rendimientos y por lo tanto tarifas competitivas.

Los raleos comerciales mecanizados pueden causar heridas en la copa, fuste y raíces de los árboles residuales, afectando el crecimiento y la calidad de la madera. Las heridas son fuentes potenciales de infección por organismos patógenos que causan descomposición del fuste, pudrición de raíces y canchros (Vasiliasuskas 2001, White y Kile 1994).

Lineros *et al.* (2003) determinaron en un raleo comercial de un rodal de *Pinus radiata* de 16 años de edad, el daño producido a los árboles remanentes por las operaciones de volteo con una cosechadora y por el madereo con un autocargador/transportador. Midiendo el diámetro altura pecho, altura total y clase de copa de todos los árboles, y en aquellos que presentaban heridas, su origen, dimensión, intensidad y ubicación, concluyeron que el 12,3 por ciento de los árboles presentaron algún tipo de daño, principalmente en aquellos más numerosos (árboles codominantes). Las heridas de los árboles dañados se distribuían homogéneamente a lo largo del fuste desde la base y el fuste del árbol, siendo el rasgado de corteza sin exposición de cambium el daño más frecuente.

La evaluación continua de diversos equipos, sistemas y técnicas de raleo permitirá contar con equipos pequeños que se adapten mejor a las condiciones de sitio (e.g. pendiente) y que cumplan eficientemente el tipo de raleo practicado en las plantaciones, junto con minimizar el impacto potencial al suelo. Desde el punto de vista silvícola, el manejo

del espaciamiento entre filas facilitaría el acceso y maniobrabilidad de los equipos de madereo, reduciendo el riesgo de daño a los árboles residuales.

Referencias

- Amateis R, P Radtke, H Burkhart. 1996. Growth and yield of thinned and unthinned plantations. *Journal of Forestry* 94(12): 19-23.
- Ares A, AR Neill, KJ Puettmann. 2010. Understory abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands. *Forest Ecology and Management* 260(7): 1104-1113.
- Assmann E. 1970. Principles of forest yield study. Oxford, England. Pergamon Press. 506 p.
- Bacon G, P Hawkins, J Ward. 1982. Productivity of commercial thinning operations in Queensland plantations: influence of alternative silvicultural options. *New Zealand Journal of Forestry Science* 12(2): 308-323.
- Brown G. 1965. Point density in stems per acre. Rotorua, NZ. Forest Research Institute, New Zealand Forest Service. 11 p.
- Burkhart H, R Tennent. 1977. Site index equations for radiata pine in New Zealand. Rotorua, NZ. Forest Research Institute, New Zealand Forest Service. 9 p.
- Carey A. 2003. Biocomplexity and restoration of biodiversity in temperate coniferous forest: inducing spatial heterogeneity with variable-density thinning. *Forestry* 76(2): 127-136.
- Cole HA, SG Newmaster, L Lanteigne, D Pitt. 2008. Long-term outcome of precommercial thinning on floristic diversity in north western New Brunswick, Canada. *IForest* 1: 145-156.
- Cremer K, C Borough, F McKinnell, P Carter. 1982. Effects of stocking and thinning on wind damage in [pine] plantations. *New Zealand Journal of Forestry Science* 12(2): 244-268.
- Chan SS, DJ Larson, KG Maas-Hebner, WH Emmingham, SR Johnston, DA Mikowski. 2006. Overstory and understory development in thinned and underplanted Oregon Coast Range Douglas-fir stands. *Canadian Journal of Forest Research* 36(10): 2696-2711.
- DeBell D, C Harrington, J Shumway. 2002. Thinning shock and response to fertilizer less than expected in Young Douglas-fir stand at Wind River experimental forest. Portland, OR. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 20 p.
- Díaz S, M Espinosa, L Valenzuela, J Cancino, J Lasserre. 2012. Efecto del raleo en el crecimiento y algunas propiedades de la madera de *Eucalyptus nitens* en una plantación de 15 años. *Maderas. Ciencia y tecnología* 14(3): 373-388.
- Drew T, J Flewelling. 1979. Stand density management: an alternative approach and its application to Douglas-fir plantations. *Forest Science* 25(3): 518-532.
- Emmingham W, N Elwood. 1983. Thinning: an important timber management tool. Corvallis, OR. Oregon State University Extension Service, Washington State University Extension, University of Idaho Extension, and the U.S. Department of Agriculture cooperating. 8 p.

- Espinosa M, J García, O Valeria. 1994. Efecto de intensidades diferentes de raleo en el crecimiento de un rodal de pino radiata. *Bosque* 15(1): 55-65.
- Fulé PZ, DC Laughlin, WW Covington. 2005. Pine-oak forest dynamics five years after ecological restoration treatments, Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 218(1-3): 129-145.
- Fundación Chile. 2005. Manual práctico de manejo. Simulador de árbol individual para pino radiata (*Pinus radiata* D. Don): arquitectura de copa y calidad de madera. Concepción, Chile. Fundación Chile / Proyecto Fondef D01/1021. 126 p.
- Galbraith J, W Sewell. 1979. Thinning steep country. *Australian Forest Industries Journal* 45(9): 20-30.
- Gilliam FS, NL Turrill, MB Adams. 1995. Herbaceous-layer and overstory species in clear-cut and mature central Appalachian hardwood forests. *Ecological Applications* 5(4): 947-955.
- Hanley D, D Baumgartner, J McCarter. 2005. Silviculture for Washington family forests. Pullman, WA. Washington State University Extension. 52 p.
- Harrington C, D Reukema. 1983. Initial shock and long-term stand development following thinning in a Douglas-fir plantation. *Forest Science* 29(1): 33-46.
- He F, HJ Barclay. 2000. Long-term response of understory plant species to thinning and fertilization in a Douglas-fir plantation on southern Vancouver Island, British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 30(4): 566-572.
- Hibbs D. 1987. The self-thinning rule and red alder management. *Forest Ecology and Management* 18(4): 273-281.
- Hunter ML. 1990. Wildlife, forests, and forestry: Principles of managing forests for biological diversity. Englewood Cliffs, NJ. Prentice Hall. 370 p.
- Jobidon R, G Cyr, N Thiffault. 2004. Plant species diversity and composition along an experimental gradient of northern hardwood abundance in *Picea mariana* plantations. *Forest Ecology and Management* 198(1-3): 209-221.
- Juodvalkis A, L Kairiukstis, R Vasiliauskas. 2005. Effects of thinning on growth of six tree species in north-temperate forests of Lithuania. *European Journal of Forest Research* 124(3): 187-192.
- Kern CC, BJ Palik, TF Strong. 2006. Ground-layer plant community responses to even-age and uneven-age silvicultural treatments in Wisconsin northern hardwood forests. *Forest Ecology and Management* 230(1-3): 162-170.
- Lei X, Y Lu, C Peng, X Zhang, J Chang, L Hong. 2007. Growth and structure development of semi-natural larch-spruce-fir (*Larix olgensis-Picea jezoensis-Abies nephrolepis*) forests in northeast China: 12-year results after thinning. *Forest Ecology and Management* 240(1-3): 165-177.
- Lindenmayer D, J Franklin. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Washington, DC. Island Press. 352 p.
- Lineros M, M Espinosa, A Jiménez. 2003. Daño a los árboles remanentes por sistema harvester-forwarder en raleo comercial de *Pinus radiata* D. Don. *Bosque* 24(1): 87-93.
- Lotan J, D Perry. 1983. Ecology and regeneration of lodgepole pine. Washington, D.C. United States Department of Agriculture, Forest Service. 59 p.
- Metlen KL, CE Fiedler. 2006. Restoration treatment effects on the understory of ponderosa pine/Douglas-fir forests in western Montana, USA. *Forest Ecology and*

- Management* 222(1-3): 355-369.
- Nagai M, T Yoshida. 2006. Variation in understory structure and plant species diversity influenced by silvicultural treatments among 21- to 26-year-old *Picea glehnii* plantations. *Journal of Forest Research* 11(1): 1-10.
- Nájera A, JA Simonetti. 2010. Enhancing avifauna in commercial plantations: Research note. *Conservation Biology* 24(1): 319-324.
- Nilsson MC, DA Wardle. 2005. Understory vegetation as a forest ecosystem driver: Evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(8): 421-428.
- Perry D. 1985. The competition process in forest stands. In Cannell MGR, JE Jackson eds. *Attributes of trees as crop plants*. Abbots Ripton, Hunts, England. Institute of Terrestrial Ecology. p. 481-506.
- Perry D, R Oren, S Hart. 2008. *Forest ecosystems*. 2nd edn. Baltimore, MA. The Johns Hopkins University Press. 606 p.
- Poch TJ, JA Simonetti. 2013. Insectivory in *Pinus radiata* plantations with different degree of structural complexity. *Forest Ecology and Management* 304: 132-136.
- Ramírez PA, JA Simonetti. 2011. Conservation opportunities in commercial plantations: the case of mammals. *Journal for Nature Conservation* 19(6): 351-355.
- Russell G, A Harvey, T Jain, J Tonn. 1999. The effect of thinning and similar stand treatments on fire behaviour in Western forests. Moscow, ID. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report PNW-GTR-463. 27 p.
- Shepherd K. 1986. *Plantation silviculture*. New York, NY. Oxford University Press. 308 p.
- Simonetti J. 2015. Ecología para la conservación de la diversidad biológica. *Anales de la Universidad de Chile* 7(8): 119-133.
- Simonetti JA, AA Grez, CF Estades. 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology* 27(5): 1117-1121.
- Smith D, B Larson, M Kelty, P Ashton. 1997. *The practice of silviculture: applied forest ecology*. 9th edn. John Wiley and Sons, Inc. 560 p.
- Soto A. 2007. Evaluación de la productividad, daños y costos asociados al raleo mecánico con Harvester-Forwarder, en plantaciones de *Pinus radiata*. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 44 p.
- Taki H, T Inoue, H Tanaka, H Makihara, M Sueyoshi, M Isono, K Okabe. 2010. Responses of community structure, diversity, and abundance of understory plants and insect assemblages to thinning in plantations. *Forest Ecology and Management* 259(3): 607-613.
- Tang CQ, X Hou, K Gao, T Xia, C Duan, D Fu. 2007. Man-made versus natural forests in Mid-Yunnan, southwestern China: Plant diversity and initial data on water and soil conservation. *Mountain Research and Development* 27(3): 242-249.
- Thomas SC, CB Halpern, DA Falk, DA Liguori, KA Austin. 1999. Plant diversity in managed forests: Understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications* 9(3): 864-879.
- Vasiliauskas R. 2001. Damage to trees due to forestry operations and its pathological

- significance in temperate forests: a literature review. *Forestry* 74(4): 319-336.
- Verschuyt J, S Riffell, D Miller, TB Wigley. 2011. Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests - A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261(2): 221-232.
- Waring R, W Schlesinger. 1985. Forest ecosystems: concepts and management. Orlando. Academic Press. 340 p.
- Wayman RB, M North. 2007. Initial response of a mixed-conifer understory plant community to burning and thinning restoration treatments. *Forest Ecology and Management* 239(1-3): 32-44.
- White D, G Kile. 1994. Breakdown of barrier zones and prediction of the spread of discoloration and decay resulting from stem wounds in *Eucalyptus regnans* and *E. obliqua*. *European journal of forest pathology* 24(2): 71-78.
- Wilson J, C Oliver. 2000. Stability and density management in Douglas-fir plantations. *Canadian Journal of Forest Research* 30(6): 910-920.
- Woollons R, A Whyte. 1989. Analysis of growth and yield from three Kaingaroa thinning experiments. *New Zealand Forestry* 34: 12-15.
- Zedaker S, H Burkhardt, A Stage. 1987. General principles and patterns of conifer growth and yield. In Walstad J, P Kuch eds. Forest vegetation management for conifer production. New York, NY. John Wiley and Sons. p. 203-241.
- Zhou L, L Cai, Z He, R Wang, P Wu, X Ma. 2016. Thinning increases understory diversity and biomass, and improves soil properties without decreasing growth of Chinese fir in southern China. *Environmental Science and Pollution Research* 23(23): 24135-24150.

8. Poda en bosques plantados

Miguel Espinosa y Fernando Muñoz

Introducción

Un importante aspecto de la silvicultura es su capacidad para manipular el crecimiento, la forma y la productividad de los árboles de un rodal mediante la aplicación directa de diferentes intervenciones, que correctamente utilizadas pueden cambiar el patrón de crecimiento y mejorar el valor de un rodal. Entre éstas, la **poda** es una de las más relevantes.

La poda, que consiste en *la extracción de las ramas basales vivas o muertas de un árbol*, posee una gran diversidad de objetivos, entre los cuales se pueden mencionar los siguientes:

- Facilitar el acceso al rodal en faenas de volteo y madereo (crea condiciones más favorables para seleccionar los árboles a extraer o a dejar en faenas de raleo. En cosecha, permite que los equipos de cosecha ingresen al rodal con mayor facilidad).
- Reducir el riesgo de incendio de copa (interrupción de la continuidad del fuego).
- Controlar la diseminación de enfermedades.
- Estimular, junto con el raleo, el crecimiento de la vegetación del sotobosque favoreciendo el hábitat para la vida silvestre.
- Controlar las dimensiones de ramas, la luz disponible y el balance de agua para el crecimiento de pasto en un régimen agroforestal.
- Favorecer la floración y fructificación de los árboles.
- Mejorar el aspecto estético (ornamental) del rodal.
- Manejar la forma del árbol (poda formativa).
- Producir madera para combustión.

Pero el objetivo más relevante de la poda por sus implicancias económicas y su efecto en el rodal y en el valor de los árboles, es aquella destinada a **maximizar la cantidad de madera libre de nudos** (*clearwood*). Ello se logra removiendo tempranamente las ramas basales de los mejores árboles de un rodal, de modo de concentrar la zona nudosa en un cilindro lo más reducido posible. Adicionalmente, puede tener un efecto positivo en reducir los costos de cosecha al manipular árboles más uniformes y con una sección podada del fuste, siendo éstos apropiados para casi todo tipo de productos madereros.

La poda que tiene como finalidad incrementar el valor del rodal a la cosecha mejorando la calidad de los árboles para aserrío y aumentando su valor comercial, es propia de una silvicultura intensiva.

En este capítulo se entregan antecedentes generales sobre la poda para generar madera

libre de defectos, con énfasis en pino radiata. Por poseer características especiales, se incluye un apartado acerca de la poda en eucalipto.

La poda

Los tratamientos silviculturales aplicados a un rodal destinado a la producción de madera pueden generar uno o varios tipos de productos, en diferente proporción, dependiendo del manejo que se ejecute o el objetivo que se quiera cumplir. Por ejemplo:

- Madera con nudos para pulpa y tableros: interesa el peso de la fibra.
- Madera con nudos (firmes) para construcciones, postes o embalajes: la resistencia mecánica y la estabilidad dimensional son las características deseables.
- Madera rolliza (postes).
- Madera sin nudos para muebles y terminaciones: interesa la apariencia y la estabilidad dimensional.

La decisión acerca de cuál de estos productos favorecer u obtener a la cosecha, es fundamentalmente económica. La madera estructural no presentaría ventajas comparativas (apreciables), por lo que la madera sin defectos aparece como la opción de mayor rentabilidad –aun cuando requiere una significativa inversión en poda. Esta madera posee mayor valor agregado debido a superior resistencia, propiedades uniformes de trabajabilidad y apariencia visual.

El riesgo de que tableros de densidad media (MDF) o métodos más intensivos de procesamiento como *finger jointing* puedan reducir la demanda y el sobreprecio de trozos podados, es poco probable: el primero no es un producto de madera sólido y el *finger jointing*, además del costo de producción, tiene sólo la *apariencia* de un producto manufacturado (Reid 2002).

Si la decisión es producir madera sin defectos, la poda –junto con el raleo, para permitir la expansión diametral de los árboles podados y disminuir el riesgo de pérdida de dominancia por los no podados–, es una práctica silvícola irrenunciable que se debe aplicar a un rodal con este propósito.

Se pueden distinguir dos tipos de poda:

- Natural (*self-pruning*): la muerte y caída de ramas y la velocidad con que ello ocurre –la *eficiencia* de la poda– depende de la especie y puede ser afectada por la calidad del sitio, la densidad del rodal y la edad de los árboles, entre otros factores.
- Artificial: que comprende la extracción de ramas secas y vivas de un árbol.

La poda artificial de ramas destinada a incrementar la cantidad de madera sin nudos de un árbol requiere la remoción temprana de sus ramas basales para reducir el corazón nudoso a un mínimo. En pino radiata, Gerrand *et al.* (1997) determinaron que producir un

volumen de un 90 por ciento de madera sin nudos en un trozo podado de 6 m, requiere árboles a la cosecha de 50 cm de diámetro con un cilindro central de 15 cm.

Factores de clasificación de las trozas podadas

Con el objeto de determinar el volumen *real* de madera libre de nudos que se puede obtener de trozos podados, es necesario determinar la proporción de la troza libre de defectos, para lo cual se utilizan distintas mediciones de diámetro, tanto internos como externos del árbol. Estas son:

- **Diámetro altura muñón o sobre muñón (DSM)**; en inglés, *diameter over stubs* (DOS): Es el diámetro máximo de un árbol medido sobre los muñones al efectuarse la poda (Figura 8.1).
- **Diámetro sobre oclusión (DSO)**; en inglés, *diameter over occlusions* (DOO): Diámetro máximo medido en la zona de oclusión (DOS más la profundidad de oclusión) (Figura 8.1). Dado que el DOS no determina el diámetro final del corazón nudoso, la madera sin nudos no se produce hasta que el proceso de oclusión haya finalizado; por ello, el tamaño del corazón nudoso será equivalente al DOS más los tejidos de cicatrización.
- **Diámetro del cilindro defectuoso (DCD)**; en inglés, *diameter defect core* (DDC): Es el cilindro con el DOS más los tejidos de cicatrización y cualquier irregularidad del fuste (sinuosidad) al momento de la poda (Figura 8.2).

A través del texto se utilizará la denominación en inglés de estos factores de clasificación de las trozas podadas, con excepción del diámetro del cilindro defectuoso (DCD).

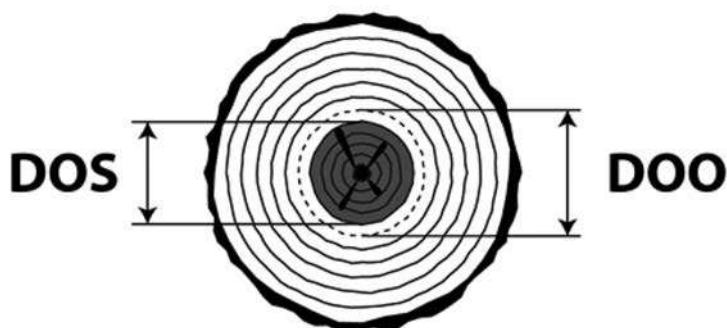


Figura 8.1. Corte transversal que muestra la relación entre el diámetro sobre muñón (DOS) y el diámetro de oclusión (DOO).

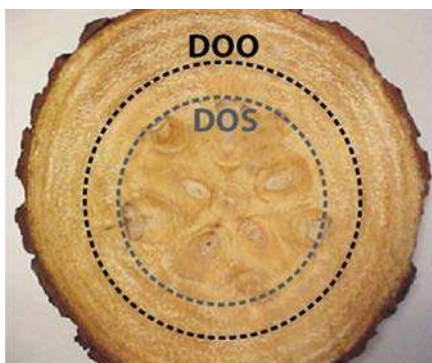


Figura 8.2. Corte transversal de una troza podada de pino radiata de 9 años de edad, con un DOS de aproximadamente 12 cm.

Relación entre Dap y DOS

El DOS puede ser estimado a través de distintas ecuaciones simples para una gran variedad de bosques y regímenes silviculturales. En un estudio llevado a cabo en Nueva Zelanda para predecir el DOS en rodales podados de pino radiata, Knowles *et al.* (1987) determinaron que el DOS máximo puede ser estimado con una precisión razonable para cualquier poda o combinación de levantes de poda, hasta una altura de DOS de 11 metros desde el nivel del suelo.

El DOS medio de un rodal para una poda en particular se estima a partir de los valores medios del diámetro a la altura del pecho (Dap), la altura total, la altura de DOS (DOS Ht) y el diámetro de rama máximo en el verticilo podado (MAXBR). La altura y DOS Ht medidos en metros, Dap en centímetros y MAXBR en milímetros. Utilizando tres ecuaciones, a partir de datos de rodales de todo el país, Knowles *et al.* (1987) encontraron que la ecuación que presentó los mejores resultados fue la siguiente:

$$DOS = 1,1731 + 0,935 \times DADOS + 0,1351 \times MAXBR - 0,000731 \times MAXBR^2 - 0,2513 \times DOS \times Ht + 0,451 \times DOS \times Ht^2$$

Donde,

$$DADOS = \left(\frac{Dap \ Ht - Dos \times Ht}{Ht - 1,3} \right)$$

En especies que presentan fustes cónicos y ramas dispuestas en verticilos, como pino radiata, el DOS se encuentra bajo el Dap, como se ilustra en la Figura 8.3. En podas posteriores, el DOS está próximo a la base de la copa viva remanente. En general, para pino radiata: DCD = DOS + 6 cm.

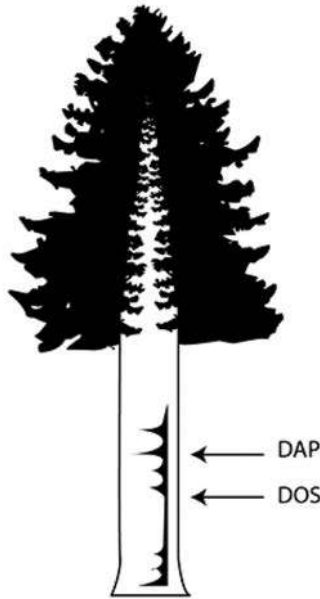


Figura 8.3. Ilustración de la ubicación del DOS en la primera poda.

Relación entre DCD y DOS

El proceso de oclusión –consistente en el cierre de la herida dejada por la eliminación de la rama– comienza con la formación del callo en el tejido cambial, en la periferia de la rama cortada, que crecerá en forma centripeta hasta cubrir totalmente la herida (Zimmerman y Brown 1971). La oclusión puede demorar hasta cuatro años en formarse, si la poda se efectúa de manera correcta desde el punto de vista de su ejecución y del tipo de herramienta empleada (Palazuelos 1995). En caso contrario si se cometen errores en la ejecución, el proceso puede demorar aún más, provocando un aumento en esta variable, más la formación de bolsas de resina, inclusión de corteza y otros (Poblete *et al.* 1985). El cilindro central defectuoso contiene, entonces, al cilindro nudoso y la oclusión. La medida del cilindro central defectuoso es el diámetro del cilindro defectuoso (DCD) y tiene directa relación con el DOS.

Olivares y Meneses (1992) elaboraron para pino radiata la siguiente expresión que relaciona el DCD y el DOS:

$$DCD (cm) = 6,23111 + 0,9166 \times DOS (cm); r^2 = 0,79$$

La Figura 8.4 muestra el corte transversal de dos árboles de similar diámetro, uno sin poda y otro podado. En el primero, el corazón defectuoso comprende la totalidad de la sección; en el segundo, el corazón defectuoso está restringido a una sección pequeña, correspondiendo la mayor parte a madera libre de nudos.

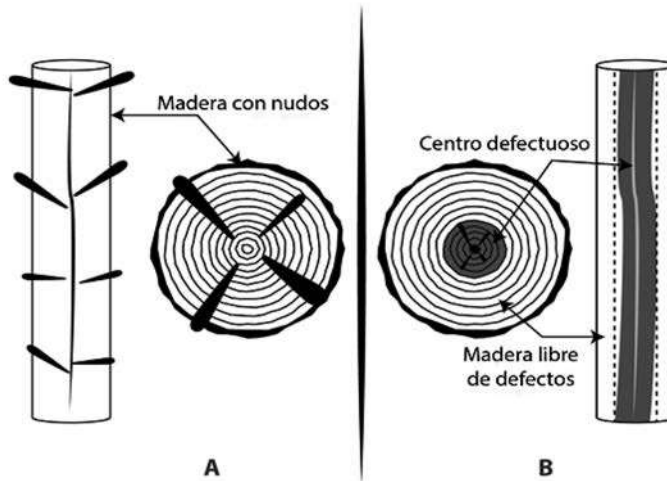


Figura 8.4. Corte transversal y longitudinal de un árbol sin poda (A) y un árbol podado (B), mostrando la capa de madera libre de nudos alrededor del corazón defectuoso.

Fuente: Maclaren (1993)

El DOS en podas sucesivas

El DOS entre podas sucesivas debe ser el *mismo*, para mantener el diámetro del cilindro nudoso establecido en la primera poda. La importancia de mantener un mismo DOS en podas sucesivas se muestra en las Tablas 8.1 y 8.2, que corresponden a mediciones realizadas en rodales de pino radiata establecidos en distintas zonas de crecimiento en las Regiones del Biobío y la Araucanía, Chile.

Tabla 8.1. Evolución del DOS en podas sucesivas bianuales por zona de crecimiento: Concepción - Arauco (CA); Arenales (AR) y Malleco (MA).

Edad rodal (años)	Clase sitio (m)	Diferencia \bar{X} DOS (cm) en podas sucesivas		
		CA	AR	MA
7	34	+5,4	+2,7	+3,6
8	31	+3,2	+2,6	+2,0
8	28	+4,2	+2,5	+2,5
9	25	+1,7	+2,3	+1,4

Fuente: Forestal Mininco S.A. (1987).

Tabla 8.2. Altura DOS de la segunda poda y pérdida de volumen libre de nudos (PVLN) por zona de crecimiento: Concepción - Arauco (CA); Arenales (AR) y Malleco (MA).

Edad rodal (años)	Clase sitio (m)	Altura DOS 2ª poda (m)			PVLN (m³ arb⁻¹)		
		CA	AR	MA	CA	AR	MA
7	34	2,7	3,3	3,1	0,034	0,022	0,018
8	31	2,2	3,2	3,5	0,014	0,018	0,014
8	28	2,3	2,3	3,7	0,018	0,013	0,014
9	28	2,6	2,6	3,1	0,008	0,014	0,018

Fuente: Forestal Mininco S.A. (1987).

La pérdida de volumen de madera libre de nudos por efecto de la diferencia en DOS, entre la primera y la segunda poda, tiene un costo que puede hacer económicamente insostenible la poda (a menos que se alargue la edad de rotación o aumente el precio final por este tipo de producto). En el ejemplo, la pérdida de volumen de madera sin nudos asciende, a la cosecha, a un valor mínimo de USD 256 ha⁻¹:

Si: N° árboles ha⁻¹ a la edad de rotación = 400
 Valor (en pie) de la madera = USD 80-120 m³
 Considerando el valor más bajo de PVLN = 0,008 m³ arb⁻¹

Luego: $400 \times 0,008 = 3,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \times \text{USD } 80 \text{ (valor menor)} = \text{USD } 256 \text{ ha}^{-1}$

Como se ha señalado, la segunda poda (y posteriores, si es el caso) debe(n) realizarse cuando se alcanza el diámetro de la primera poda, para mantener así un corazón nudoso uniforme (Figura 8.5).

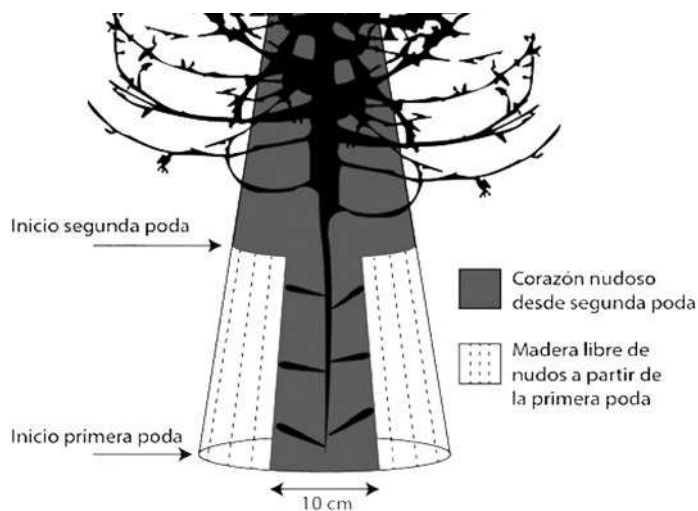


Figura 8.5. Sección longitudinal que muestra la relación entre el diámetro de oclusión (DOO) y el corazón defectuoso (DCD).

Fuente: Government of British Columbia (1995).

La Figura 8.6 muestra la influencia del diámetro menor del trozo podado y del DOS en el valor y rendimiento de la madera libre de nudos, respectivamente.

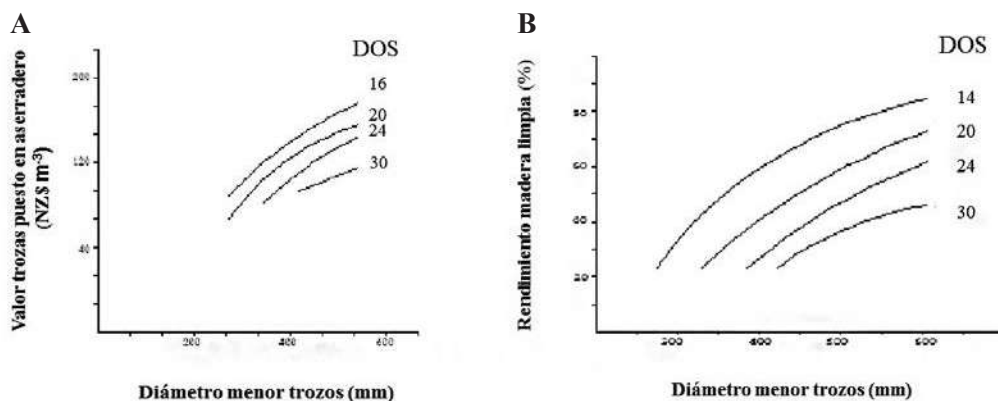


Figura 8.6. Influencia del diámetro menor del trozo y del DOS en (A) el valor de los trozos puesto aserradero y (B) en el rendimiento de madera libre de nudos.

Fuente: Sutton (1985).

La relación entre el DOS y el rendimiento de madera limpia (Figura 8.6) está condicionada por un conjunto de factores, entre los cuales se encuentra la calidad operacional de la poda (aspecto muy variable). Si la operación de poda no se realiza adecuadamente, el proceso de oclusión puede alargarse. El tiempo que demora en ocluir el nudo depende del crecimiento diametral, largo del muñón, diámetro de rama y cualquier daño asociado al proceso de poda (Lewis *et al.* 1993).

La importancia de mantener el corazón defectuoso a través de los diferentes levantes de poda, se muestra en la Figura 8.7. Los dos trozos podados –en dos etapas– tienen características externas idénticas, pero el retrasar la segunda poda (poda tardía) resulta en mayor dimensión del corazón nudoso y en consecuencia, menor madera sin nudos (Todoroki 2003).

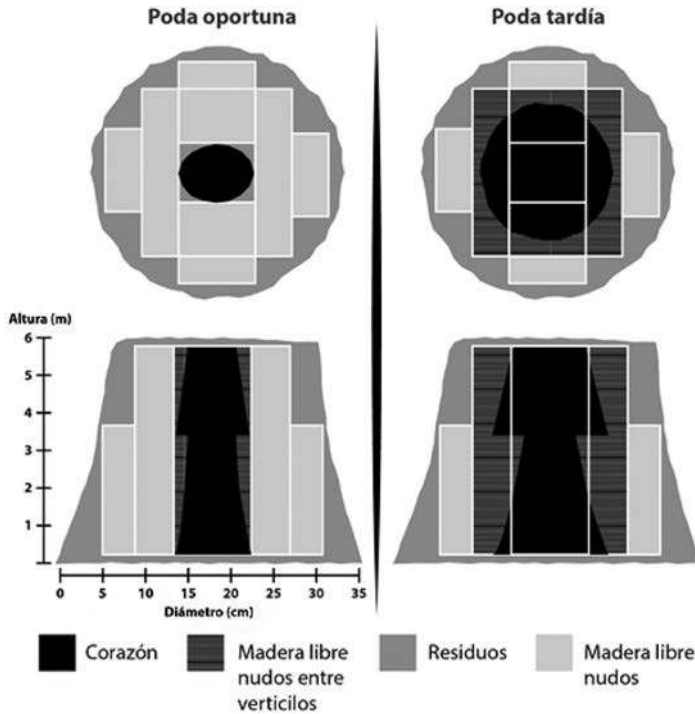


Figura 8.7. Distribución de madera libre de nudos en régimen de poda oportuno y tardío.

Fuente: Todoroki (2003).

Mientras mayor es el diámetro de la troza podada y menor el diámetro del cilindro defectuoso, mayor es el porcentaje de madera libre de nudos a obtener, como fue determinado por Cown (1992) en pino radiata (Tabla 8.3).

Tabla 8.3. Efecto del tamaño del trozo y del cilindro defectuoso en el rendimiento de madera libre de nudos en árboles podados (% del total aserrado) de *Pinus radiata*.

Tamaño del trozo (diámetro menor dentro corteza) (cm)	Dap equivalente (fuera corteza) (cm)	Cilindro defectuoso (cm)							
		20	22	24	26	28	30	32	
		% de madera libre de nudos							
30	39	44	37	30	23	18	-	-	
35	45	56	49	43	36	30	25	20	
40	51	65	59	53	47	41	36	30	
45	57	71	67	62	57	51	46	41	
50	63	76	72	68	64	59	55	50	
55	69	79	76	73	69	65	61	57	
60	76	82	79	77	74	70	67	63	

Fuente: Cown (1992).

Cuando la poda se efectúa en varias etapas, como es usual en pino radiata, la oportunidad de poda es fundamental para mantener constante el corazón defectuoso (CD). Pero, ¿cómo mantener un corazón defectuoso *constante* entre podas sucesivas?

La mantención de un DOS en podas sucesivas se logra con podas efectuadas a alturas determinadas, en estricta relación al diámetro del cilindro deseado (e.g. 20 cm) y al largo comercial determinado (e.g. 6 m). De este modo, las irregularidades quedarán confinadas en la zona de defectos, incluyendo cualquier ensanchamiento debido a la sinuosidad del fuste al momento de la poda (Barrios 2004).

Al respecto, se han desarrollado ecuaciones que permiten estimar el DOS en sucesivos levantes de poda. Según Fassola *et al.* (2002), el DOS de árboles de *Pinus taeda* establecidos en el NE de Corrientes, Argentina, puede ser estimado con precisión en rodales de esta especie aplicando de uno a cuatro levantes de poda, hasta una altura de 8,7 m. Las variables de los árboles empleadas en el modelo ajustado para estimar el DOS para un número de levantes de poda dado, fueron el diámetro a la altura del pecho (Dap (cm)), la altura total (H (m)) y la altura de la base de copa verde previo a la poda ($bcvpp$ (m)). El mejor modelo ajustado y validado contra una muestra independiente fue:

$$DOS(cm) = 2,669441 + 0,37445 \times Dap + 0,50723 \times DAPO$$

Donde: $DAPO = Dap \times \frac{H - bcvpp}{H - 1,3}$

Para determinar el diámetro del cilindro defectuoso (DCD) en pino radiata luego de un determinado número de podas, Meneses y Guzmán (1998) ajustaron la siguiente ecuación:

$$DCD = (14,255 + 0,423 \times IS) - ((1,357 \times NPODAS - 0,802 \times EP1) + (0,0216 \times NHA1))$$

$r^2 = 0,70$.

Donde, NPODAS es el número de podas; EP1 edad de la primera poda; y NHA1 número de árboles residuales de la primera poda.

En la práctica, la segunda poda (o levante de poda) debe efectuarse cuando el DOS del verticilo de la base de la copa remanente es igual al DOS objetivo; lo mismo vale para las podas siguientes, hasta alcanzar la altura de poda fijada.

En Nueva Zelanda, estudios que relacionan el DOS y el CD muestran la importancia de mantener el CD a través de los diferentes levantes de poda. Si el DOS objetivo es de 18 cm (luego el CD es de 24 cm), un diámetro menor del trozo de al menos 47 cm es requerido para obtener un 50 por ciento de madera sin nudos en el aserrío. Si el DOS aumenta a 22 cm (CD de 28 cm) manteniendo constante el diámetro menor de la troza, el porcentaje de conversión a madera sin nudos disminuye a un 40 por ciento. La Tabla 8.4 muestra la fuerte incidencia del DOS y del corazón defectuoso en el porcentaje de

recuperación de madera aserrada para rollizos podados de igual longitud (5,4 m) y diámetro menor (sin corteza).

Tabla 8.4. Efecto del tamaño del corazón defectuoso en el porcentaje de recuperación de madera aserrada en *Pinus radiata*.

DOS (cm)	CD (cm)	Diámetro menor del trozo (cm)	Recuperación (%)
18	24	47	50
22	28	47	40
26	32	47	30

Fuente: Todoroki (2003).

El espaciamiento de los árboles también tiene un efecto importante en la dimensión de las ramas vivas y muertas y, en consecuencia, en el tamaño de los nudos, como se muestra en la Tabla 8.5.

Tabla 8.5. Efecto del espaciamiento en el tamaño de los nudos: características de los árboles dominantes en una plantación de *Pinus resinosa* de 20 años de edad (índice de sitio 70) (plantas 2-1; luego edad total es de 23 años).

Característica	Espaciamiento (m)			
	1,5	2,1	2,7	3,3
Altura total (m)	9,8	9,8	9,8	9,8
Altura hasta inicio copa viva (m)	4,6	4,6	4,0	3,6
Ramas vivas por árbol (n°)	48	48	54	66
Diámetro de ramas vivas (entre 2,7-5,2 m altura) (cm)	1,8	2,6	2,6	2,8
Ramas vivas mayor a 4 años de edad (n°)	24	24	30	42
Diámetro de ramas vivas menor a 4 años de edad (cm)	1,8	2,4	2,6	2,7
Ramas muertas por árbol (n°)	60	60	54	42
Diámetro de ramas muertas sobre 2,4 m (cm)	1,8	2,3	2,4	2,9
Diámetro de ramas muertas bajo 5,2 m (cm)	1,7	1,9	2,1	2,2
Superficie de nudos bajo 5,2 m:				
Media (cm)	9,6	12,4	14,2	15,2
Máximo (cm)	16,5	20,6	23,4	26,9

Fuente: Laidly y Barse (1979).

Beltrán (1998), en un rodal de pino radiata de 18 años de edad, con poda a 3, 7 y 12 m, a los 5, 7 y 11 años de edad, respectivamente, determinó, mediante un muestreo destructivo, el rendimiento de madera libre de nudos (Tabla 8.6) y la proporción de volumen aserrable libre de nudos por troza (Tabla 8.7). Además, en cada una de las podas, regis-

tró el diámetro del verticilo, el diámetro de oclusión y la profundidad de cicatrización a lo largo del fuste podado (Tabla 8.8).

Tabla 8.6. Rendimiento promedio de volumen libre de nudos (VLN) y volumen aserrable libre de nudos (VALN) por troza, en un rodal de *Pinus radiata* de 18 años con poda a 12 m de altura.

Variable	Rendimiento por troza	
	(m ³ ssc)	(%)
Volumen total de la troza	0,3042	100,0
Volumen del DCD	0,1510	49,6
Volumen libre de nudos (VLN)	0,1531	50,0
Volumen aserrado	0,1494	49,1
Volumen aserrado sin nudos (VALN)	0,0295	9,7

Fuente: Beltrán (1998).

Tabla 8.7. Proporción de volumen aserrable libre de nudos (VALN) promedio por troza en un rodal de *Pinus radiata* de 18 años con poda a 12 m de altura.

Troza	Madera aserrada libre de nudos
	(%)
Primera (basal)	46,0
Segunda	33,8
Tercera	20,2

Fuente: Beltrán (1998).

Como se desprende de la Tabla 8.7, el porcentaje de madera aserrable libre de nudos disminuye fuertemente con la altura, especialmente sobre los 7 m, alcanzando menos de la mitad del volumen de la primera troza.

Tabla 8.8. Comportamiento del diámetro del verticilo (DOS), diámetro de oclusión (DOO) y profundidad de cicatrización (PC) a lo largo del fuste podado, en un rodal de *Pinus radiata* de 18 años con poda a 12 m de altura.

Poda	Verticilo (n°)	Altura (m)	DOS (cm)	DOO (cm)	PC (cm)
Primera	1	0,52	15,12	18,25	3,13
	2	1,35	13,63	15,93	2,30
	3	1,64	13,25	17,46	4,21
	4	2,40	12,26	15,81	3,55
Segunda	5	4,42	17,39	21,66	4,27
	6	7,39	14,45	17,56	3,11
Tercera	7	8,45	15,81	18,37	2,56
	8	10,90	12,27	16,56	4,29

Fuente: Beltrán (1998).

Se observa en la Tabla 8.8 que el DOS de la segunda poda en la cual se extrajeron sólo dos verticilos, es mayor al de la primera intervención: de lo que se desprende que la segunda poda –en este caso– debió efectuarse antes de los siete años.

En general, la altura de poda se restringe a la base del árbol (5-8 m, según la especie y calidad del sitio), la zona de mayor valor. Según Todoroki (2003), aproximadamente el 60 por ciento del valor de un árbol se concentra en la zona podada. En un rodal podado de *Eucalyptus nitens* de 10 años de edad, 23 m de altura, más del 60 por ciento del volumen total se concentró en los 6,1 m podados del fuste (Reid y Washusen 2001).

El volumen a obtener de trozas podadas para una especie dada depende de la calidad del sitio, de la oportunidad de poda y de la densidad final del cultivo. A través de la modelación del crecimiento de rodales de pino radiata bajo diferentes calidades de sitio, densidad (inicial y final) y oportunidad de poda (DOS), Todoroki *et al.* (2006) determinaron el volumen medio a obtener de trozas podadas de 5,4 m de largo a los 25 años de edad (Tabla 8.9).

El volumen medio por troza tiende a incrementar con la calidad del sitio pero disminuye al aumentar la densidad final del cultivo. Para trozas con un DOS de 16 cm, el volumen para un índice de sitio (IS) 42 será de 1,62 m³ y de 1,11 m³ para un IS 28, a igual densidad (800 arb ha⁻¹). La variación en el DOS parece tener poco efecto en el volumen, con excepción del IS 17 el cual muestra incrementos en volumen entre 0,03 y 0,04 m³ entre una poda temprana (DOS de 16 cm) y una poda más tardía (DOS de 20 cm), a lo largo de las densidades finales consideradas (Todoroki *et al.* 2006) (Tabla 8.9).

Tabla 8.9. Volumen medio (m³) de trozas de pino radiata de 5,4 m a los 25 años de edad bajo diferentes índices de sitio, densidad y DOS*.

Índice de sitio (m)	Densidad inicial (arb ha ⁻¹)	Densidad final								
		100 arb ha ⁻¹			200 arb ha ⁻¹			400 arb ha ⁻¹		
		16	18	20	16	18	20	16	18	20
42	800	1,62	1,62	1,61	1,17	1,17	1,16	0,79	0,79	0,78
28	800	1,11	1,12	1,13	0,81	0,82	0,83	0,55	0,56	0,57
28	1.000	1,11	1,12	1,12	0,81	0,82	0,82	0,55	0,56	0,57
17	1.000	0,67	0,69	0,70	0,52	0,53	0,55	0,35	0,37	0,39

* DOS (cm).

Fuente: Todoroki *et al.* (2006).

En el estudio citado, Todoroki *et al.* (2006) determinaron el número de años requerido para que trozas podadas de pino radiata alcanzaran la condición de “stars” y “super-star” (i.e., rodales en los cuales los trozos podados producirán un 45,2 por ciento y un 55,7 por ciento, respectivamente, de madera sin nudos al aserrío). La condición de “super-star” se logró, en promedio, cinco años después de la condición de “stars” a una densidad final de 100 arb ha⁻¹, aumentando a 5-6 y 6-7 años para densidades de 200 arb

ha⁻¹ y 400 arb ha⁻¹, respectivamente. El tiempo requerido para alcanzar la condición de “stars” fue de 12,2 años a una densidad de 100 arb ha⁻¹ y un DOS de 16 cm, aumentando al doble (24,3 años) a densidad de 400 arb ha⁻¹. Para la condición de “super-star”, estos valores son de 17,1 y 30,7 años, respectivamente (Tabla 8.10).

Tabla 8.10. Número de años requerido para lograr la condición de “stars” y “super-star” (i.e., 45,2 por ciento y 55,7 por ciento conversión de madera sin nudos) de trozos podados de pino radiata de 5,4 m, para diferentes índices de sitio, densidad y DOS*.

Índice de sitio (m)	Densidad inicial (arb ha ⁻¹)	Densidad final								
		100 arb ha ⁻¹			200 arb ha ⁻¹			400 arb ha ⁻¹		
		16	18	20	16	18	20	16	18	20
“Stars”										
42	800	12,2	14,5	16,9	16,2	18,8	21,4	24,3	27,4	30,6
28	800	20,8	23,2	25,5	24,9	27,5	30,1	32,9	36,1	39,2
28	1.000	20,9	23,3	25,6	25,0	27,6	30,2	33,0	36,2	39,3
17	1.000	31,2	33,6	35,9	35,3	37,9	40,5	43,3	46,5	49,6
“Super-stars”										
42	800	17,1	19,5	21,9	21,6	24,4	27,1	30,7	34,1	37,5
28	800	25,8	28,2	30,6	30,3	33,0	35,8	39,4	42,8	46,1
28	1.000	25,9	28,3	30,7	30,4	33,1	35,9	39,5	42,8	46,2
17	1.000	36,2	38,6	41,0	40,7	43,4	46,2	49,8	53,2	56,6

* DOS (cm).

Fuente: Todoroki *et al.* (2006).

Como se desprende de los datos de la Tabla 8.10, el número de años necesarios para obtener trozas aserrables de pino radiata con una alta proporción de madera sin nudos, no varía mayormente entre densidades de 800 y 1.000 arb ha⁻¹ para un IS 28: luego, no reportaría mayores beneficios 200 arb ha⁻¹ adicionales, cuando con 800 arb ha⁻¹ se obtienen resultados similares.

Como se ha señalado, la importancia de realizar podas oportunas tiene no sólo efecto en el diámetro del cilindro defectuoso, sino también en el valor del bosque. Así por ejemplo:

- En el noroeste de EE.UU., dilatar la poda de pino oregón en siete años decrece el valor presente neto (VPN) de USD 376 ha⁻¹ a sólo USD 40 ha⁻¹ (Reutebuch y Hart-sough 1994).
- Pérdidas de NZD 880 ha⁻¹ son estimadas en plantaciones de pino radiata en Nueva Zelandia si sólo un quinto de los árboles cosecha tienen un corazón defectuoso mayor en unos 4 cm sobre el DOS objetivo (Todoroki 2003).

Intensidad de poda

La intensidad de poda (i.e. proporción de la copa viva removida) guarda estrecha relación con la longitud de la copa verde. La poda podrá ser más intensa mientras mayor es la longitud de la copa, sin afectar mayormente el crecimiento de los árboles. Puesto que la remoción de ramas verdes decrece el tejido fotosintético, debe establecerse un compromiso entre minimizar el DOS y mantener el crecimiento del árbol. Desde el punto de vista de producción de madera, una excesiva copa verde removida afecta el rendimiento (para una misma edad de rotación) ya que ocasiona una disminución del crecimiento en altura y en diámetro. En general, y como se ha registrado en varios estudios y para varias especies, el incremento en diámetro es más sensible a la poda que el incremento en altura, ya que el carbono invertido en el crecimiento en altura a través de la producción de nuevos brotes y follaje tiene prioridad sobre el carbono invertido en el crecimiento diametral (Waring y Schlesinger 1985).

La Tabla 8.11 muestra el efecto de variados niveles de reducción de la copa verde en el crecimiento en diámetro de pino ponderosa después de 16 años de su aplicación.

Tabla 8.11. Reducción del crecimiento en diámetro en *Pinus ponderosa* 16 años después de efectuada la poda.

Altura del árbol con copa viva (%)	Copa viva removida (%)						
	10	20	30	40	50	60	70
50	10	21	28	32	37	46	54
60	6	11	16	22	25	38	49
70	1	2	7	14	16	30	40
80	0	0	0	5	8	23	33
90	0	0	0	0	1	14	28

Fuente: Barrett (1968).

Como se desprende de la Tabla 8.11, la reducción del crecimiento en diámetro está en estrecha relación con el porcentaje de copa removida y la longitud de la copa viva antes de la poda. Para una altura del árbol con copa viva de un 90 por ciento, la remoción de un 70 por ciento de la copa provoca una pérdida en crecimiento de un 28 por ciento, pérdida que asciende a un 54 por ciento si la longitud de la copa antes de la poda es de sólo un 50 por ciento.

La longitud de la copa verde (o razón de copa verde) depende también de la edad del rodal y de la densidad inicial. En el sur de Brasil, un rodal de *Pinus taeda* podado a los 8 años muestra, después de cuatro años, que no hay un efecto significativo de la intensidad de la poda en el crecimiento de los árboles (Tabla 8.12).

Tabla 8.12. Incremento en altura y diámetro de *Pinus taeda* de ocho años de edad, cuatro años después de efectuada la poda.

Incremento medio anual	Copa viva removida (%)			
	0	20	40	60
Altura (m)	1,10 (100%)	1,08 (98%)	1,08 (98%)	1,05 (95%)
Diámetro (cm)	0,73 (100%)	0,68 (93%)	0,60 (82%)	0,58 (79%)

Fuente: Stöhr *et al.* (1987).

El crecimiento en altura de los árboles también se ve afectado por la poda. Como se muestra en la Figura 8.8, después de cinco años de efectuada la poda, la altura de los árboles varía en directa proporción a la intensidad de la poda.

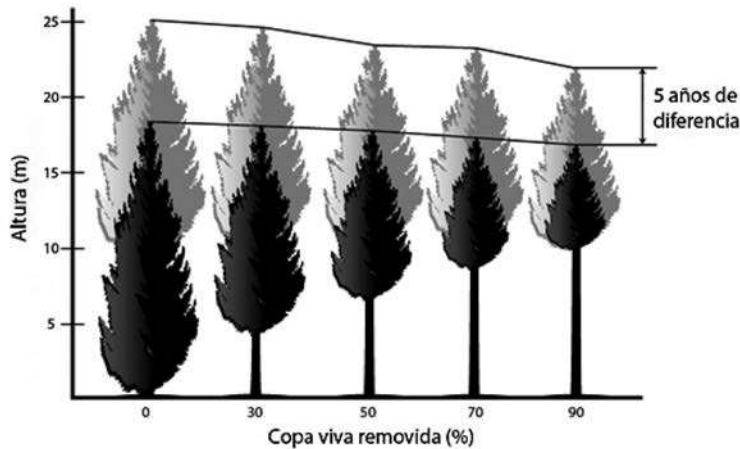


Figura 8.8. Efecto en el crecimiento en altura de *Pinus resinosa* por la remoción de varios porcentajes de copa viva.

Fuente: Kramer y Kozlowski (1979).

En Suecia, Arvidsson (1986) recomienda para *Pinus silvestris* no podar más de un tercio de la longitud de la copa viva. Después de 10 años de efectuada la poda, el crecimiento relativo en altura de esta especie tiende a recuperarse sólo bajo un nivel de remoción de un 20 por ciento (Figura 8.9A), no así en diámetro (Figura 8.9B), variable que se ve más afectada por la poda.

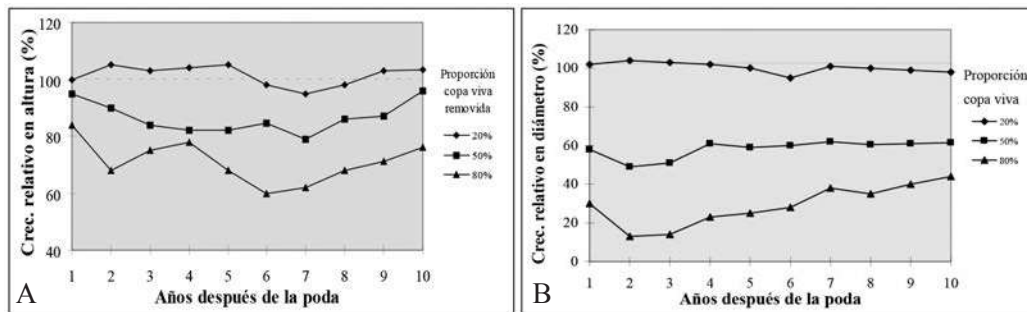


Figura 8.9. Reducción del crecimiento en altura (A) y en diámetro (B) según diferentes intensidades de poda.

Fuente: Arvidsson (1986).

El utilizar como criterio de poda *dejar* una porción de la copa verde, permite que cada árbol podado conserve una copa que está en relación con la longitud de ésta. Dado la variabilidad (en cuanto a la copa verde de cada árbol) usualmente encontrada en un rodal, se evita que algunos árboles sean excesivamente podados y que en otros ésta sea insuficiente, lo que redundará también en mantener un DOS más uniforme. La poda de altura variable (*variable lift pruning*), como se le ha denominado a esta intervención, está en contraposición a la poda a una altura determinada del árbol (*fixed lift pruning*), por ejemplo a una altura de 2 m o 4 m, procedimiento que es independiente de la longitud de copa de cada árbol a podar.

Como se ha señalado, el podar excesivamente un rodal afectará negativamente el crecimiento de los árboles; si la intensidad de poda es leve, se deberá entrar repetidamente al rodal para mantener un DOS uniforme –con el consiguiente impacto en los costos– o dilatar la poda, lo que redundará en un mayor DOS. En ambos casos, se afectará el tamaño del corazón nudoso (para una edad de rotación dada).

En Nueva Zelanda, modelos de simulación para pino radiata estiman que un DOS de 13-19 cm restringe el corazón defectuoso a un mínimo, no afecta mayormente el crecimiento de los árboles y disminuye el costo de incurrir en demasiados levantes de poda (Maclaren y Knowles 2005). Así mismo, que dejar 3-4 m de copa verde permite conservar la capacidad productiva del árbol y un corazón nudoso reducido (Maclaren 1993, Maclaren y Knowles 2005). Una longitud de copa verde no inferior a 4 m, especialmente en una primera poda, es aconsejable, especialmente en sitios menos productivos.

Los esquemas de manejo aplicados a plantaciones de pino radiata varían dependiendo fundamentalmente del sitio (calidad y topografía), localización del rodal y el objetivo de producción. En sitios de buena calidad se aplican esquemas de manejo intensivo con podas y raleos (comerciales o a desecho), para producir madera aserrada sin nudos y debobinable. En sitios de menor calidad, se practica un manejo extensivo, que puede o no incluir raleo, para producir madera aserrable o pulpable (Tabla 8.13). Dependiendo del uso final que se le dará a la madera, los bosques de pino radiata en Chile son cosechados

entre los 18 y 20 años cuando su destino es celulosa y entre los 20 y 25 años cuando el uso de la madera es aserrable o debobinable. En Nueva Zelanda, rotaciones entre 25 y 30 años son comunes (Maclaren y Knowles 2005).

Tabla 8.13. Regímenes silviculturales aplicables a plantaciones de *Pinus radiata* según calidad de sitio.

Calidad sitio	Producto	Poda	Raleo
Muy buena/Buena	Aserrable <i>clear</i> Debobinable	Sí	Sí
Regular	Aserrable Pulpable	Opcional* No	Sí No

*Sólo si es posible generar una troza debobinable se practica una poda baja.

Usualmente la poda se realiza antes que el raleo, lo que facilita el desplazamiento y la selección de los árboles cosecha, y permite también corregir eventuales errores de selección incurridos en una primera intervención (ya que se podan más árboles de los que llegarán a la cosecha final). La extracción de los árboles no podados puede efectuarse luego de la primera poda o esperar hasta lograr la altura final de poda o hasta que el raleo sea comercial. Consideraciones económicas, biológicas y logísticas determinarán la mejor opción a seguir. Entre éstas, la existencia de un mercado para madera de pequeñas dimensiones (la demanda por madera para combustión es hoy una alternativa); la topografía del terreno (limitada en pendientes mayores a 30 por ciento); el efecto sobre los árboles cosecha de posponer el raleo hasta que sea comercial –por la competencia entre árboles– y el impacto de los no podados en los árboles cosecha.

Modelos computacionales que incorporan un gran conjunto de datos de monitoreo de cientos de parcelas permanentes y ensayos replicados en una gran variedad de sitios, que se actualizan permanentemente a medida que nueva información está disponible, se han desarrollado para determinar los resultados físicos y financieros de cualquier combinación de insumos. En Chile el **Simulador Insigne** y el **Standpack** en Nueva Zelanda son de uso común en la industria forestal de estos países.

Época de poda

Otro de los factores que debe considerarse en un programa de poda cuya finalidad sea maximizar el volumen de madera libre de nudos (defectos) es la época de poda. Esta puede realizarse en cualquier época del año si se trata de ramas secas, pero para ramas verdes es aconsejable podar durante el periodo de dormancia (preferentemente a fines de invierno o inicios de primavera) ya que:

- La cicatrización de las heridas producidas por la extracción de ramas es más rápida debido a que está más próxima al período de reactivación del crecimiento (primavera).

- Disminuye el riesgo de ataque de hongos e insectos, y minimiza el desarrollo de ramas epicórmicas.
- La adhesión de la corteza al árbol es mayor que durante la estación de crecimiento, disminuyendo el riesgo de daño al fuste.

La época de poda afecta también la magnitud de la decoloración de la madera, aspecto trascendental en especies en las cuales el aspecto estético es de particular importancia. Nocetti *et al.* (2011) determinaron en *Juglans regia* L. que la decoloración producto de la poda era menor en poda a fines de invierno que en verano, y que la extensión de la decoloración estaba influenciada por las dimensiones de las ramas y su ubicación en el fuste: mientras mayor y a mayor altura la rama, mayor la decoloración. Lo expuesto pone de manifiesto la importancia de podar tempranamente cuando las ramas son pequeñas, ya que no sólo tiene un efecto positivo en los rendimientos de poda (mayor número de árboles podados por jornada), sino también el disminuir los riesgos de daño al fuste (que incrementa en ramas gruesas), el tamaño de los nudos y el periodo de cicatrización.

Árboles de hoja perenne establecidos bajo condiciones climáticas favorables pueden crecer prácticamente durante todo el año. Mediante mediciones mensuales de altura y diámetro en rodales de pino radiata raleados y podados en diferentes épocas del año, establecidos en diferentes sectores de las Regiones del Biobío y de la Araucanía, Chile, se encontró que la época de poda no tuvo un efecto significativo en el crecimiento, con excepción de los rodales ubicados en la zona de crecimiento Precordillera. Así mismo, se encontró que esta especie crece prácticamente durante todo el año, alcanzando su incremento máximo en altura durante el mes de octubre, teniendo un comportamiento más errático en diámetro, dependiendo de la zona de crecimiento (Tabla 8.14).

Tabla 8.14. Resultados de estudios de época de poda en rodales de *Pinus radiata* establecidos en diferentes zonas de crecimiento de las Regiones del Biobío y de la Araucanía, Chile.

Zona de crecimiento	Efecto época de poda	Distribución mensual del crecimiento	
		Altura (m)	Dap (cm)
Concepción-Arauco	No	Octubre	Diciembre y abril
Malleco	No	Octubre	Septiembre, octubre y febrero
Precordillera	Sí *	Octubre	Octubre y enero
Arenales	No	Octubre	Septiembre y febrero

(*) Árboles podados en otoño (mayo) presentan diferencias significativas de crecimiento con respecto a árboles podados en las restantes épocas del año.

Fuente: Espinosa (1991), Espinosa (1992a), Espinosa (1992b).

Como han determinado Kramer y Kozlowski (1979), el patrón de crecimiento de las especies a lo largo del año puede ser modificado por el clima, especialmente las bajas temperaturas de invierno y la disponibilidad de agua en verano.

Ramas epicórmicas

Una de las características que presentan algunas especies y que afectan los rendimientos y costos de poda, es la ocurrencia de *ramas epicórmicas*, que se forman a partir de yemas durmientes a lo largo del fuste, estimuladas por la repentina exposición a la luz (o por podas muy tempranas e intensas, fuego o vientos de alta intensidad). Situación que también puede provocar daños por insolación.

En un experimento en Nueva Zelanda, un grupo de árboles se podó en primavera y otro en otoño, removiendo en algunos árboles el 40 por ciento de su copa verde y en otros el 60 por ciento (Sutton y Crowe 1975) (Figura 8.10). Se obtuvieron los siguientes resultados:

- Poda en otoño resultó en un menor número de árboles afectados (10 por ciento).
- En poda a 40 por ciento, sólo un 4 por ciento desarrolló ramas epicórmicas.
- Poda en otoño y remoción de 40 por ciento de copa verde, tuvo un efecto acumulativo: reducido desarrollo de ramas epicórmicas.
- Ramas epicórmicas se desarrollaron en algunos árboles, no en todos, de preferencia en exposición norte de los fustes.
- A mayor intensidad de poda, mayores pérdidas de crecimiento en altura y diámetro:
 - Al cabo de 3 años, los árboles eran 30 cm más pequeños y 2,5 cm menores en diámetro.
 - La época de poda no afectó el crecimiento (resultado similar al obtenido en rodales de *Pinus radiata* ubicados en las Regiones del Biobío y la Araucanía (Tabla 8.14).



Figura 8.10. Poda en pino radiata con diferentes intensidades. **(A)** 40% de reducción de copa viva. **(B)** 60% de reducción de copa viva.

Fuente: Sutton y Crowe (1975).

En Sudáfrica, Lange *et al.* (1987) determinaron en un estudio de diferentes intensidades de poda en pino radiata, que mientras más pequeño es el árbol y mayor el porcentaje de copa verde removida, mayor fue la cantidad de brotes epicórmicos.

Árboles de *Sequoiadendron giganteum* (Lindl) Buchh. podados mensualmente por un periodo de un año, a diferentes alturas, para evaluar el efecto de la época e intensidad de poda en el desarrollo de brotes epicórmicos, mostraron después de seis años de aplicados los tratamientos, que la severidad de la poda tiene un efecto significativamente mayor que la época de poda en el desarrollo de brotes epicórmicos (O'Hara 2007).

En general, las ramas epicórmicas reducen la calidad de la madera (incrementando, por consiguiente, los costos de poda), siendo este fenómeno más común en latifoliadas que en coníferas; su producción varía según:

- Clases de copa (mayor en árboles suprimidos)
- Especie (mayor en latifoliadas)
- Edad del árbol (mayor a menor edad)
- Intensidad de la poda y exposición del árbol
- Severidad del raleo
- Mayor en los bordes del rodal (más expuestos a insolación)

Frecuencia de poda

La poda, para una altura dada del fuste, puede efectuarse en una o en varias etapas, lo que dependerá de una serie de factores. La poda **en una etapa**:

- Reduce el porcentaje de madera libre de nudos a obtener (Figura 8.11).
- Incrementa la edad de rotación (para un mismo volumen de madera sin nudos).
- Altera las técnicas de trabajo en el bosque.
- Facilita la selección de los árboles cosecha (mayor diferenciación de copas).
- Reduce los costos de poda, por una sola entrada al rodal (pero las ramas son más gruesas).
- El raleo puede ser comercial.
- Es una alternativa a considerar si la densidad es alta o la vegetación competitiva es abundante (agresiva).
- Puede ser una opción si se cuenta con material de plantación superior (menor DOS para una altura dada).

Para la poda en **dos etapas** valen aproximadamente las mismas consideraciones que la poda en una sola etapa. La poda en **tres o más etapas**:

- Incrementa el porcentaje de madera libre de nudos (corazón nudoso reducido).
- Requiere raleo a temprana edad (precomercial), a menos que éste se dilate hasta que los árboles sean comerciables.

- Acorta la edad de rotación (para un mismo volumen de madera sin nudos).
- Mayor problema en la selección de árboles cosecha a temprana edad (no hay una clara diferenciación de los árboles en clases de copa).
- Incrementa (maximiza) el valor del rodal, pero no su productividad física (volumen).
- Costo de poda por entrada al rodal es menor (ramas más pequeñas).

La Figura 8.11 ilustra el efecto en el corazón nudoso de un árbol con poda en una (B) o en varias etapas (A).

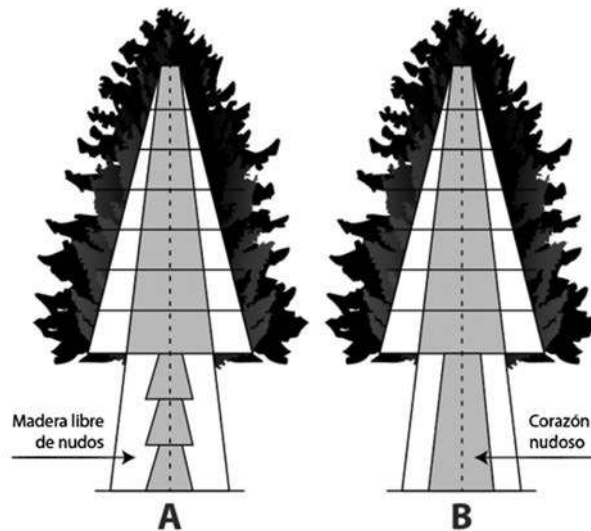


Figura 8.11. Poda en tres etapas (A) y en una sola etapa (B). La poda en varias etapas da como resultado un cilindro nudoso uniforme bajo la madera limpia (siempre que se mantenga el DOS de la primera poda). La poda en una sola etapa, más tarde en la vida de un árbol en un rodal, deja un corazón nudoso en forma cónica (mayor aprovechamiento de madera limpia si los cortes son paralelos al cambium).

Fuente: Vertessy y Bessard (1999) en Government of British Columbia (1995).

Comparación de rendimiento de poda en una o más etapas

Los tiempos requeridos por árbol para podar un rodal, independientemente de la especie que se trate, dependerán fundamentalmente de la oportunidad de la poda, ya que ello tiene directa relación con la dimensión de las ramas. Otros factores como el nivel de capacitación del operario, las condiciones generales del rodal (i.e. densidad, vigor y composición del sotobosque), la topografía del terreno y las herramientas e implementos de poda, juegan también un rol fundamental en el proceso de poda y, por consiguiente, en sus costos.

El rendimiento y costos de operación de varias herramientas de poda, para lograr una sección podada de 7 m en dos y tres etapas, se determinó en rodales de pino radiata sin manejo (raleo) de 7 y 10 años de edad. Las herramientas de poda de menor costo y mayor rendimiento por altura de poda se muestran en la Tabla 8.15.

Tabla 8.15. Comparación de rendimiento en poda de *Pinus radiata* en dos y tres etapas (valores promedios).

Esquema de poda	Altura de poda (m)	Dap ¹ (cm)	Edad (años)	Herramienta	Tiempo árbol ¹ (min)
Dos etapas	0,0-3,5	12	7	Sierra Guillotina	9,5
	3,5-7,0	17	10	Sierra Dauner ²	8,2
Tres etapas	0,0-2,5	12	7	Sierra Vermont	4,8
	2,5-4,5	17	10	Sierra Dauner ²	3,7
	4,5-7,0	17	10	Sierra Vermont ²	5,1

¹ Dap medio rodal.

² Herramienta utilizada en combinación con escalera.

Fuente: Espinosa *et al.* (1980).

De la Tabla 8.15 se desprende que la poda en tres etapas es un 30 por ciento más rápida que la poda en dos etapas (13,6 vs 17,7 min). Los tiempos de poda son en general altos, lo que se explica por las condiciones de los rodales (sin raleo) y la edad algo avanzada de éstos.

El tiempo promedio que demanda podar hasta una altura de 6,1 m, rodales de pino ore-gón de 11, 15 y 19 años de edad, en una, dos y tres etapas, se muestra en la Tabla 8.16. El tiempo por árbol es menor en poda en una etapa, pero implica entrar más tarde al rodal, reduciendo el rendimiento en madera libre de nudos (para una misma edad de rotación).

Tabla 8.16. Rendimiento promedio de poda en *Pseudotsuga menziesii* en 1, 2 y 3 etapas, con sierra de mano y escalera.

Esquema de poda	Altura poda (m)	Dap (cm)	Edad (años)	Tiempo arb ¹ (min)
Una etapa	0,0-6,1	14	19	7,5
Dos etapas	0,0-4,0	11	15	6,6
	4,0-6,1	14	19	5,2
Tres etapas	0,0-2,1	9	11	3,5
	2,1-4,0	11	15	3,7
	4,0-6,1	14	19	5,2

Fuente: Finnis (1953).

La poda en una o más etapas afecta no sólo el volumen de madera libre de nudos a obtener (Tabla 8.17) sino también el proceso de oclusión (Tabla 8.18). A medida que la altura de poda aumenta, aumenta el diámetro del cilindro defectuoso, disminuyendo fuertemente la madera libre de nudos. En la tercera y cuarta poda (prácticamente) no se produce este tipo de madera (Tabla 8.18).

Tabla 8.17. Volumen medio por troza de cilindro defectuoso (CD) y libre de nudos (LN) en un rodal de *Pinus radiata* de 13 años, con cuatro podas efectuadas a los 6, 7, 8-9 y 10 años, a una altura de 2,98, 4,65, 6,45 y 8,2 m, respectivamente.

Etapa de poda	Volumen (m ³)			Proporción (%)	
	CD	LN	Total	CD	LN
1 ^a	0,081	0,058	0,139	58,3	41,7
2 ^a	0,049	0,008	0,057	86,0	14,0
3 ^a	0,056	0,003	0,059	95,4	4,6
4 ^a	0,052	0,000	0,052	99,9	0,1
Total	0,238	0,069	0,307	77,2	22,8

Fuente: Palazuelos (1995).

Tabla 8.18. Número de nudos ocluidos por etapa de poda y duración media del proceso de oclusión en un rodal de *Pinus radiata* de 13 años, con cuatro podas efectuadas a los 6, 7, 8-9 y 10 años, a una altura de 2,98, 4,65, 6,45 y 8,2 m, respectivamente.

Etapa de poda	Nudos			Duración oclusión (años)
	Total	Cerrados	%	
1 ^a	137	133	97	3,5
2 ^a	88	70	80	3,1
3 ^a	88	49	56	3,0
4 ^a	125	18	16	2,8

Fuente: Palazuelos (1995).

Como se desprende de la Tabla 8.18, la mayor parte del proceso de oclusión de los nudos ha ocurrido en la primera y segunda poda, decreciendo en podas posteriores. La duración del periodo de oclusión es mayor a tres años, pero tiende a ser algo menor a alturas mayores del fuste (probablemente por menor diámetro de las ramas).

Rendimiento de poda

Los rendimientos de poda varían fundamentalmente según la altura a podar, la herramienta utilizada, la especie, la condición del rodal y el podador, entre otros factores. La condición viva o muerta de la rama, además de su diámetro, también incide en los rendimientos de poda.

En un rodal de *Eucalyptus regnans* de 6 años de edad, localizado en la comuna de Los Álamos, Región del Biobío, Chile, se realizó un estudio de tiempo y rendimiento en poda a 3,5 m de altura, con serrucho cola de zorro y tijerón neozelandés. Los rendimientos fueron mayores con serrucho cola de zorro (33 árboles por hora) que con tije-

rón neozelandés (24 árboles por hora) (Ramírez 1999), atribuibles en gran parte a que la sección podada del árbol estaba compuesta mayormente (75 por ciento) por ramas secas, las que eran, en promedio, más de tres veces menor en diámetro que las ramas vivas. El movimiento hacia adelante y hacia atrás del serrucho cola de zorro ejerce presión sobre la rama, lo que facilita la extracción de ramas secas, que se desprenden más fácilmente. Además de que se requiere solo el uso de una mano, lo que otorga mayor estabilidad. En el caso del tijerón, el operador debe abrir la herramienta, colocarla en la rama y ejercer presión para cortarla, independiente de si ésta está viva o muerta.

Los rendimientos de poda en el estudio señalado son mayores a los obtenidos por Gerrand *et al.* (1997), en un ensayo de tiempo de poda en *Eucalyptus regnans* y *E. nitens* en Tasmania, Australia, en un rodal de tres años de edad podado a 2,7 m de altura con sierra y tijerón (20,4 árboles por h, con ambas herramientas). Además de las diferencias en cuanto a sitio, edad del rodal, altura de poda y podadores, entre otros factores, la condición de la rama, viva o muerta, puede explicar en parte las diferencias en rendimiento: en el estudio de Tasmania la mayor parte de las ramas estaban vivas.

Para determinar el rendimiento de poda con tijerón neozelandés en rodales bajo diferentes condiciones de manejo, se llevó a cabo un estudio de tiempo continuo en tres rodales de pino radiata localizados próximo a Gorbea, Región de la Araucanía, Chile. Las alturas de poda consideradas fueron: 0-3 m, para un rodal de 5 años de edad, sin manejo; de 3-6 m para un rodal de 8 años con una poda y un raleo a desecho; y de 4-8 m, para un rodal de 9 años, con dos podas y dos raleos. Los rendimientos disminuyen con la altura de poda, especialmente entre 4-8 m (Tabla 8.19). El tiempo promedio de poda por árbol es menor a 2 minutos en poda a 3 m y de 4 minutos en poda entre 4-8 m.

Tabla 8.19. Rendimiento según altura de poda en rodales de *Pinus radiata* de 5, 8 y 9 años, con tijerón neozelandés, escalera y king grip.

Edad del rodal (años)	Altura de poda (m)	Rendimiento (arb h ⁻¹)
5	0-3	37
8	3-6	23
9	4-8	15

Fuente: Albornoz (1996).

En un estudio comparativo de rendimiento de poda con tijerón neozelandés y con tijera eléctrica en rodales de pino radiata localizados próximos a Coronel, Región del Biobío, Chile, el rendimiento fue mayor con tijerón neozelandés en poda baja (edad 5 años, altura de poda 2,2 m) y con tijera eléctrica en poda media (edad 6 años, altura de poda 2,4-3,8 m) (Tabla 8.20). Probablemente las diferencias en rendimiento estén dadas por el diámetro de las ramas (mayor en poda baja), por cuanto la tijera eléctrica está limitada al corte de ramas de un diámetro máximo de 3 cm; de lo contrario, se deben practicar dos cortes disminuyendo su rendimiento.

Tabla 8.20. Rendimiento de poda en rodales de *Pinus radiata* con tijerón neozelandés y tijera eléctrica.

Herramienta de poda	Rendimiento poda baja (arb h ⁻¹)		Rendimiento poda media (arb h ⁻¹)	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Tijerón neozelandés	21	30	33	38
Tijera eléctrica	18	24	41	49

Fuente: Anusch (2009).

El efecto de las dimensiones de los árboles y las dificultades del terreno y el número de árboles a podar en los rendimientos y costos de poda se muestra en rodales de pino oregón (Tabla 8.21) y pino radiata (Tabla 8.22), respectivamente.

Tabla 8.21. Rendimiento y costos de poda con tijerón y escalera según altura de poda y Dap de los árboles, en rodales de *Pseudotsuga menziesii* en EE.UU.

Altura de poda (m)	Dap (cm)	Rendimiento (arb h ⁻¹)	Costo de poda (USD)
0-2	20-06	16,5-21,5	1,00-1,15
2-4	20-10	21,0-27,0	0,80-0,95
4-6	20-14	20,0-24,0	0,90-1,00

Fuente: Reutebuch y Hartsough (1994).

Tabla 8.22. Rendimientos y costos de poda con tijerón según altura de poda y condición del terreno, en rodales de *Pinus radiata* en Nueva Zelanda.

Altura de poda (m)	Árboles a podar (n° ha ⁻¹)	Rendimiento según condición			Costo de poda (NZD arb ⁻¹)
		Fácil	Moderado (arb h ⁻¹)	Difícil	
0-3,5	76-125	15,0-25,0	8,6-14,2	6,7-11,1	0,70-1,10 0,90-1,20
	176-225	23,5-30,0	15,6-19,9	12,7-16,3	
	276-325	27,6-32,5	18,4-21,7	16,9-19,9	
	376-425	27,2-30,8	21,5-24,3	18,8-21,3	
> 3,5	26-75	10,4-30,0	6,8-19,7	5,2-15,0	1,00-1,70
	126-175	24,2-35,0	20,0-27,8	16,8-23,3	
	226-275	22,6-27,5	18,1-22,0	16,4-19,9	
	276-325	24,4-28,8	20,0-23,6	18,4-21-7	

Fuente: Maclaren (1993).

Altura final de poda

La altura final de poda para obtener madera de calidad es una decisión económica y silvícola. En pino radiata, usualmente se podan los primeros 5 a 6 m del fuste, en tres entradas (anuales) al rodal. La poda a alturas superiores implica:

- Mayores costos (el operador está obligado a subir más alto para iniciar la poda).
- Dificultad en controlar el DOS (mantener un DOS reducido y uniforme).
- Mayores riesgos de pérdida de crecimiento de los árboles.
- Dificultad en determinar la altura de poda al momento de la intervención.

En sitios de buena calidad y para un mismo rango de DOS (e.g. 13 - 19 cm), tres entradas al rodal serán necesarias para alcanzar una altura final de poda de 6 m, dejando en cada intervención 3 a 4 m de copa verde (Figura 8.12). Sitios de menor calidad pueden requerir un mayor número de entradas mientras que en sitios de alta calidad se puede cumplir el objetivo en dos etapas.

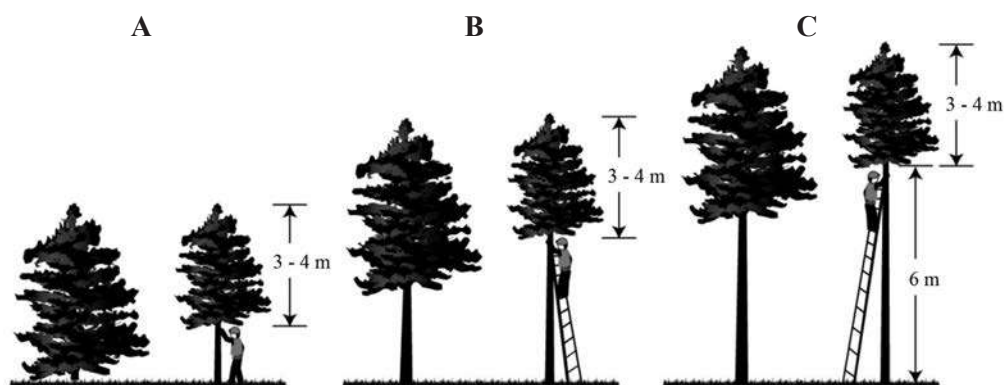


Figura 8.12. Secuencia de poda en tres etapas: (A) Poda baja: altura del árbol 5-6 m, altura de poda 2 m; (B) Poda media: altura del árbol 7-8 m, altura de poda 4 m; (C) Poda alta: altura del árbol 9-10 m, altura de poda 6 m.

Fuente: Maclaren (1993).

Calidad de la poda y su potencial para producir madera libre de defectos

El concepto PLI (Pruned Log Index)

Para determinar el potencial de producir madera libre de nudos (*clearwood*) y defectos en la sección podada del fuste, Park (1980), Park (1989) y Park (1996) desarrolló en Nueva Zelanda el concepto de *Pruned Log Index* (Índice de troza podada), PLI. El rendimiento en madera aserrada libre de nudos obtenido de rollizos podados depende de su tamaño y forma y del diámetro del cilindro defectuoso, además de la eficiencia de conversión (Fassola *et al.* 2002, Meneses y Guzmán 2000, Park 1980, Park y Taskforce 1982). El PLI no incluye defectos de la madera de ocurrencia aleatoria, como bolsillos

de resina y pudrición por efecto de oclusión de la poda, que reducen el valor de la troza podada (Park 1995).

$$PLI = \left(\frac{D_{1,3} - Dcd}{10} \right)^{0,5} \times \left(\frac{D_{1,3}}{Dcd} \right) \times \left(\frac{C_{vol}}{L_{vol}} \right)^{1,6}$$

Donde, $D_{1,3}$ es el diámetro de la troza a 1,3 m del extremo mayor, Dcd es el diámetro del cilindro defectuoso (mm), C_{vol} es el volumen común a toda la troza (m^3 ssc) y L_{vol} es el volumen total de la troza (m^3 ssc).

Esta expresión matemática se descompone en medidas de la calidad interna (DCD) y externa de la troza (tamaño y forma del trozo). El tamaño de la troza y del cilindro central defectuoso son función del tratamiento silvicultural y de la tasa de crecimiento (la que a su vez está relacionada con la calidad del sitio). El tamaño de la troza también depende de la longitud de la rotación y puede ser predicha a través de modelos de crecimiento o determinada mediante mediciones directas en la cosecha; pero en el caso del cilindro defectuoso, que está oculto en el fuste, es más difícil de predecir o medir.

El cilindro central defectuoso está definido como aquel que contiene la médula, muñones y cicatrices de oclusión por corta de ramas. Incluye cualquier ensanchamiento debido a la sinuosidad del fuste al momento de la poda.

Para desarrollar el PLI, Park (1989) midió el cilindro central defectuoso en trozas podadas, mediante la reconstrucción de las trozas después del aserrío. Se generaron regresiones entre el diámetro sobre oclusión (DOO) y el cilindro defectuoso (CD), utilizando como variable independiente el diámetro sobre muñón (DOS). Las relaciones fueron ensayadas en una gran variedad de sitios a lo largo de Nueva Zelanda, no encontrándose diferencias significativas en la relación. El resultado de este estudio arrojó una estrecha relación del DOO y del CD con el DOS.

Los componentes que determinan el tamaño del cilindro defectuoso son los DOS y DOO máximos y la sinuosidad del fuste al momento de la poda. El primero de ellos puede ser medido después de cada poda o puede ser predicho. De manera similar ocurre con la sinuosidad del fuste. En cambio, sobre el incremento del muñón debido a la cicatrización, hay menos conocimiento.

Aplicación del PLI

Dado que este índice corresponde a una medida de la calidad básica de las trozas podadas para producir madera libre de defectos, mientras mayor sea su valor mayor será la proporción de madera libre de defectos que se puede obtener (Tabla 8.23). Park (1989) considera un PLI de 6 como bueno, de 8 como muy bueno y de 10 o más como excelente.

Tabla 8.23. Porcentaje de madera libre de defectos según PLI.

PLI	Porcentaje de volumen aserrable (Tasa de conversión de un 58 por ciento)			PLI	Porcentaje de volumen aserrable (Tasa de conversión de un 58 por ciento)		
	Dos caras libres de defectos	Una cara libre de defectos	Total		Dos caras libres de defectos	Una cara libre de defectos	Total
4,00	18,3	23,0	41,3	7,00	47,1	20,3	67,4
4,25	21,2	23,0	44,2	7,25	49,1	19,9	69,0
4,50	23,9	23,0	46,9	7,50	50,9	19,4	70,3
4,75	26,6	22,9	49,5	7,75	52,8	19,0	71,8
5,00	29,1	22,7	51,8	8,00	54,6	18,5	73,1
5,25	31,6	22,5	54,1	8,25	56,3	18,1	74,4
5,50	34,0	22,3	56,3	8,50	58,0	17,6	75,6
5,75	36,4	22,0	58,4	8,75	59,6	17,1	76,7
6,00	38,7	21,7	60,4	9,00	61,2	16,6	77,8
6,25	40,9	21,4	62,3	9,25	62,7	16,1	78,8
6,50	43,0	21,1	64,1				
6,75	45,1	20,7	65,8				

Fuente: Park (1996).

En la medida que se incrementa el PLI aumenta también el porcentaje de madera total libre de defectos. A su vez, aumenta la madera libre de defectos en ambas caras, en tanto que el porcentaje de madera libre de defectos en sólo una cara va disminuyendo (Figura 8.13).

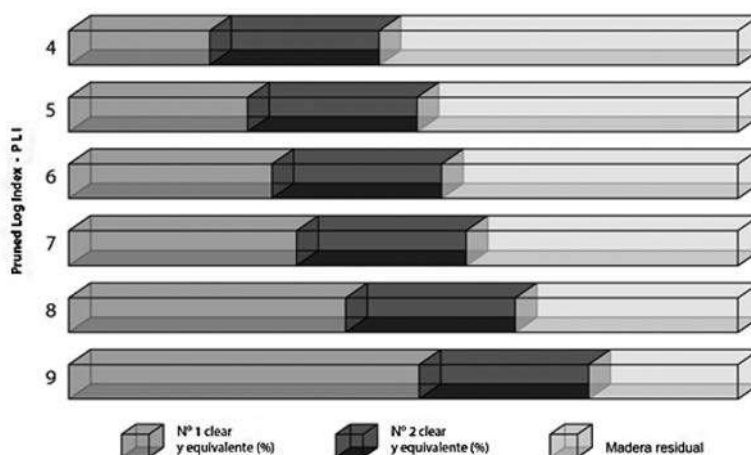


Figura 8.13. Incremento de la proporción de madera clear con el aumento del PLI. (Nº 1 clear corresponde a madera sin defectos; Nº 2 clear a madera libre de defectos en la mejor cara).

Fuente: Park (1996).

En Nueva Zelanda para determinar el PLI se muestrea un número determinado de árboles (9-18), dependiendo de la superficie del rodal podado. Para determinar la madera *clear* los árboles son cortados y el trozo podado es seccionado en el bosque (mediante análisis fustal) o enviado a un aserradero, donde es procesado según métodos convencionales. En este último caso, el propietario del bosque puede obtener algunos ingresos de sus árboles muestra. Los resultados obtenidos son procesados por una institución responsable, la que eleva un informe detallado de la calidad de los trozos podados. Se paga una prima por la madera podada que alcanza un alto PLI, lo que redundará en mayores retornos para el propietario del bosque (www.woodmetrics.co.nz).

Como se ha señalado previamente, la madera libre de defectos es la madera de mayor valor de un árbol. Un mayor rendimiento de este tipo de madera (*clear*) se obtiene con trozas basales grandes y un cilindro nudoso reducido. Para ello se requiere intervenir tempranamente un rodal, con podas sucesivas y raleos, y que la poda efectuada sea de alta calidad (i.e. sin dejar restos de ramas o dañar el cambium), para permitir una rápida oclusión. Meneses y Guzmán (2000) determinaron el PLI en 30 rodales podados y raleados de pino radiata en Chile, que diferían en edad y clase de sitio, encontrando los mayores PLI en buenos sitios y con un régimen de podas y raleos tempranos, que minimizan el DCD y maximizan el diámetro de cosecha final.

Mientras mejor sea la calidad del sitio (i.e. tasa de crecimiento) la rentabilidad de la poda será mayor. Si el crecimiento de los árboles es lento como para materializar el potencial de la poda, ello se reflejará en un reducido nivel de madera *clear* (o en su defecto, un alargamiento de la rotación).

Certificación de la poda

La calidad y consecuentemente el valor de las trozas podadas pueden tener amplia variación dependiendo del momento u oportunidad de la poda. Así, dos trozas externamente muy similares pueden entregar como resultado del aserrío proporciones de madera libre de defectos muy diferentes que pueden ir de un 80 a 0 por ciento (Somerville 1992).

La efectividad de la poda es determinada midiendo en una muestra de árboles los máximos diámetros sobre muñón (DOS). Es útil además la evaluación de la curvatura del fuste después del levante final de poda. Las mediciones deben hacerse lo más pronto posible después de efectuada la poda, antes que los árboles crezcan significativamente en diámetro y afecten el DOS (perjudicando al propietario en una transacción). Ambas mediciones, junto al diámetro de la troza al momento de la cosecha, indican la disponibilidad potencial de madera libre de nudos (esta evaluación no toma en consideración: a) el cilindro central nudoso, importante sobre todo para el debobinado, no tanto para el aserrado, y b) los bolsillos de resina) (Somerville 1992).

La evaluación descrita es válida para rodales sometidos a un mismo régimen de manejo, esto es, podados al mismo tiempo y a una misma altura, y con similar DOS. Si ello no es así, se deberá proceder separadamente.

La evaluación del DOS en un rodal inmediatamente después de la poda es una tarea irrenunciable. Es igualmente importante definir con precisión los límites del rodal para el cual estas medidas son aplicadas. Para que propietarios y compradores tengan una visión similar del producto a transar, en Nueva Zelanda y en Australia se consideran mediciones de rodal aceptadas aquellas autenticadas por una tercera entidad independiente y experta (distinta del vendedor y del comprador) (Somerville 1992).

De esta manera al comprador le basta con conocer unos pocos aspectos, tales como:

- Si los árboles fueron podados oportunamente y según los estándares prescritos.
- La altura de poda en cada intervención.
- Los mayores DOS en cada levante de poda.
- El grado de curvatura o inclinación de la sección podada de los fustes.

Por su parte el vendedor puede en forma rápida y barata proveer esta información mediante:

- La medición de una pequeña pero adecuada muestra de árboles podados para establecer el DOS y la altura de poda en cada intervención.
- Evaluando la curvatura del fuste en la zona podada.
- Delimitando los límites del rodal podado, después de cada levante, y
- Teniendo esta información autenticada por un organismo experto independiente, de tal modo que sea creíble.

El certificado expedido por el organismo certificador incluye información sobre (Figura 8.14):

- Fecha aproximada de cada poda (mes, año).
- Número de árboles podados en cada intervención.
- Altura de poda en cada intervención (e.g. 0-2, 2-4, 4-6 m).
- DOS promedio en cada levante, con sus límites de confianza al 95 por ciento.
- Proporción de árboles con curvatura, después del último levante.
- La organización auditora y la fecha de la inspección.
- Además, un plano identificando el rodal.

DOCUMENT NO.

PRUNED STAND QUALITY CERTIFICATE

The stand situated on the property
Land District South Auckland

DP _____ Survey District Rotoiti
 Lot _____ Survey Block I
 Maori Block _____
 Section 11

and described on the reverse of this document has been pruned as follows:

PRUNING LIFT NO.	MONTH YEAR	PRUNED STOCKING Stems/ha	PRUNING LIFT HEIGHT FROM m	TO m	MEAN D.B.H.	D.O.S ACCURACY cm ±	PROPORTION SWEEP %
1	June 1993	505	0	2.4	17.3	1.3	
2	April 1995	267	2.4	4.5	16.8	1.2	
3	Nov. 1996	244	4.5	6.0	16.1	1.6	5
4							
5							

AUDITED BY: LIFT NO.	AUDITOR	ORGANISATION	DATE
1	T.S. Jones	Jones and Associates	3/7/93
2	T.S. Jones	Jones and Associates	16/5/95
3	J.B. Smith	Jones and Associates	26/1/96
4			
5			

This certificate is issued subject to conditions explained on reverse.

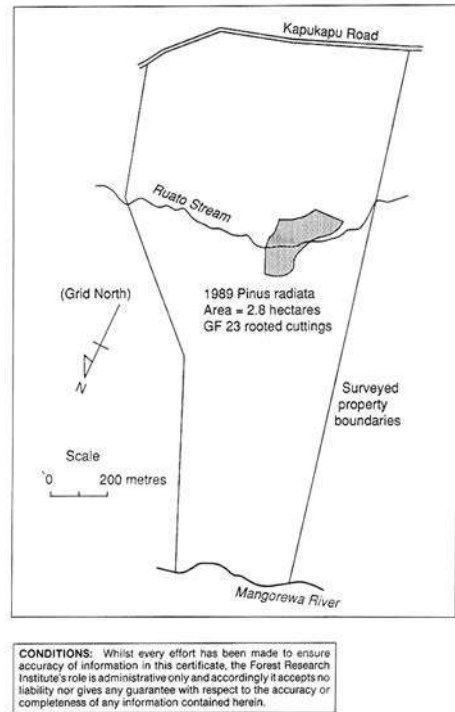


Figura 8.14. Certificado para acreditar la calidad de poda en un rodal en Nueva Zelanda. En el anverso se proporciona la información de las podas y levantes; en el reverso, el plano del predio y del rodal que se certifica.

Fuente: Somerville (1991), Somerville (1992).

Técnica, herramientas e implementos de seguridad utilizados en la poda

La inversión que significa podar un rodal puede ser desperdiciada si la ejecución de la poda no es la adecuada. Restos de ramas dejados en la sección podada tendrán un efecto negativo en el tamaño del cilindro defectuoso y, en consecuencia, en el valor del producto final.

El corte de la rama debe ser lo más apegado al fuste pero sin afectar la corteza. La exposición del floema por efecto de una deficiente ejecución de la poda aumentará los riesgos de pudrición e incrementará el periodo de oclusión, como fue determinando en *Eucalyptus nitens* (Wardlaw y Neilsen 1999).

En general, los defectos más comunes en faenas de poda son perfectamente evitables con una apropiada capacitación y control.

Diversas herramientas son utilizadas en las faenas de poda para efectuar el corte de las ramas. Para la elección de la herramienta se debe considerar, para una especie dada, la

altura de poda, la densidad, tamaño y ángulo de las ramas, la topografía del terreno, el rendimiento de poda, el costo y la calidad del trabajo de poda.

En Chile, las herramientas más utilizadas son el serrucho cola de zorro y el tijerón neozelandés (*Prune-Off Lopper*). El serrucho cola de zorro presenta problemas ergonómicos y de calidad del trabajo efectuado (Apud *et al.* 1999), ya que deja aristas o segmentos adheridos al tronco y al podar ramas gruesas, se producen desgarros en la corteza. El control del corte con esta herramienta es menos preciso mientras mayor es la distancia a la rama a podar. Los tijerones –que se utilizan tanto en poda baja como en levantes de poda– son rápidos y efectivos, dejando un corte limpio y liso, sin producir desgarro de ramas, lo que favorece una más rápida oclusión de la zona podada.

Cualquiera sea la herramienta que se utilice, una vez finalizada la poda se debe limpiar la sección podada de acículas (vivas o muertas), conos y de brotes epicórmicos, si los hubiere. La sierra fina para epicormios permite realizar esta actividad en forma rápida y precisa (Figura 8.15).



Figura 8.15. Herramientas más utilizadas en poda en Chile. (1) Tijerón neozelandés (*Prune-Off Lopper*). (2) Serrucho cola de zorro. (3) Sierra para epicormios.

Por tratarse de una actividad no exenta de riesgos, especialmente en levantes de poda, diversos implementos son utilizados para adaptarse a las condiciones de altura necesarias para ejecutar los levantes de poda. Las escalas de aluminio, especialmente con extensión, son esenciales en podas sobre dos metros de altura, ya que permiten al podador trabajar próximo a la rama a cortar asegurando así dejar un corte limpio y exacto (Figura 8.16). La combinación de escalera y cinturón de seguridad facilita el trabajo (reduce la fatiga), permite al operador el uso seguro del tijerón y minimiza riesgos de caídas (Reid 2002).



Figura 8.16. Poda con escalera.

Otros implementos utilizados para alcanzar alturas mayores del fuste, además de las escalas, son el *king grip*, el *rig step* y los trepadores (Figura 8.17). Si bien es cierto los trepadores permiten alcanzar alturas mayores del fuste evitando el desgaste que significa el transporte e instalación de las escalas, pueden provocar daños al fuste y son más riesgosos para el operario.

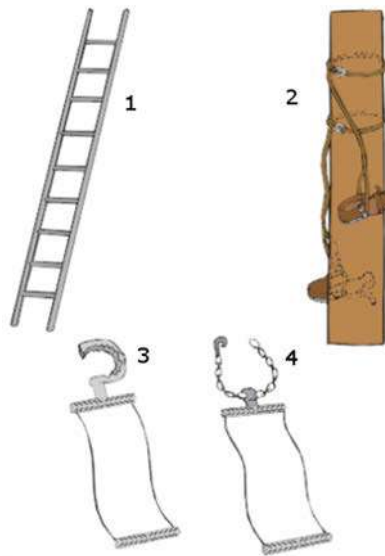


Figura 8.17. Implementos utilizados para poda de altura. (1) Escala de aluminio. (2) Trepadores. (3) *King grip*. (4) *Rig step*.

El rendimiento de poda y en consecuencia el costo de esta intervención, también tiene relación con que el podador utilice un vestuario apropiado para esta faena, que le permita desplazarse en forma rápida y cómoda dentro de un rodal y con los elementos de seguridad correspondientes. La vestimenta básica debe consistir en overol de mangas largas o pantalón de mezclilla con piñera de lona, casco con barbiquejo, guantes de cuero de puño largo, zapatos de seguridad con caña alta, protector visual (en caso de usar el serrucho), cinturón de seguridad (en poda con escala), y funda para el transporte de la herramienta de corte (Apud *et al.* 1999).

Para mayores antecedentes sobre técnicas, herramientas y prevención de riesgos en poda, visitar la página web de la Asociación Chilena de Seguridad, ACHS (www.achs.cl).

Poda en eucalipto

Características generales de los eucaliptos

La poda *programada* de los eucaliptos no es una práctica muy extendida, por cuanto las plantaciones con especies de este género se han establecido preferentemente para energía (leña) o para suplir de fibra de madera a la industria papelera. No obstante, cambios en las condiciones de mercado han impulsado la oferta de madera sólida de los eucaliptos, requiriendo para ello someterse a un régimen silvicultural que comprende la aplicación de poda.

Aun cuando no es posible resumir las características de las más de 500 especies de eucalipto (Chippendale 1988), éstas presentan algunas particularidades que difieren con respecto a una conífera de amplio uso, como pino radiata.

En general, los eucaliptos presentan:

- Copas de tamaño moderado (restringida al tercio superior del árbol).
- Desarrollo apical bajo fuerte control endógeno; lo que implica una buena dominancia apical y por lo tanto, una buena forma fustal (excepción: *Eucalyptus camaldulensis*).
- Ramas y yemas muy sensibles a la abrasión cuando las copas se tocan unas a otras por efecto del viento, defoliación, nieve, fuego, o si al podar, la copa verde se reduce en exceso, lo que conduce al desarrollo de ramas epicórmicas.
- La mayoría de los eucaliptos de rápido crecimiento son intolerantes a la competencia (e.g. *E. regnans*, *E. nitens*, *E. delegatensis*, *E. grandis*).
- Alta sensibilidad al ataque de hongos de pudrición de la madera, que ingresan a través de heridas por poda o por daños en el fuste en faenas de volteo y madereo.
- Reducida capacidad de respuesta de los árboles que han quedado rezagados por efecto de la competencia intraespecífica.
- Buena poda natural, aun cuando ello no es así en algunas de las especies comerciales más utilizadas (e.g. *E. globulus*, *E. nitens*, *E. regnans*, *E. saligna*).

Poda natural en eucalipto

Muchas de las especies de eucalipto en su hábitat nativo poseen poda natural. A medida que se cierra el dosel y se intensifica la competencia intraespecífica, las ramas basales empiezan a sombreadarse, se secan y se desprenden del árbol, en un proceso gradual que está asociado a la calidad del sitio, a la densidad del rodal y a las dimensiones (y ángulo) de las ramas.

En este proceso se distinguen tres fases:

1. A la muerte de la rama, se desarrolla una *zona de fragilidad* cerca de la interfase rama-fuste.
2. El fuste ejerce *presión mecánica* sobre la zona de fragilidad.
3. La rama (o resto de ella) es expulsada por presión del crecimiento fustal a medida que la *oclusión interna* ocurre sobre la placa de fractura.

La madera que se produce una vez que el tejido cambial ha cubierto la zona de oclusión, es madera sin nudos. La oclusión será más rápida mientras menor es el tamaño de la rama y mayor el crecimiento radial del árbol. Si en el proceso de poda natural la base de la rama muerta no se desprende antes de que sea cubierta por el crecimiento radial del fuste, dará origen a *nudos sueltos* que se desprenderán en el aserrío. Defectos en la madera asociado a un ineficiente sombreadamiento y muerte de ramas ha sido registrado en numerosas especies de eucalipto, como *Eucalyptus regnans* (Marks *et al.* 1986), *E. nitens* (Gerrand *et al.* 1997, Yang y Waugh 1996) y *E. globulus* (Stackpole *et al.* 1999, Yang y Waugh 1996).

Este proceso junto con causar una desviación de las fibras por la madera de reacción del tronco, puede originar la exudación de kino (un polifenol) o trazas de kino, como mecanismo defensivo del árbol, el que cubrirá la zona dejada por el muñón de la rama una vez desprendido. En varias especies de eucalipto se ha registrado esta anomalía, como en *Eucalyptus regnans* (Marks *et al.* 1986), *E. nitens* (Yang y Waugh 1996) y particularmente en *E. globulus* (Stackpole *et al.* 1999) especie que tendría una mayor tendencia a exudar kino que *E. nitens* (Eyles y Mohammed 2003). En todos los casos se verá afectada la calidad de la madera para aserrío y chapas.

Debido a las diferencias en anatomía y función de las ramas vivas y muertas, la oclusión de la herida de poda será diferente para ambos tipos de ramas: la poda de ramas vivas envuelve el xilema, el floema y los tejidos del cambium, mientras que la remoción de ramas muertas no afecta ningún tejido vivo. La oclusión de ramas muertas puede tardar años si la eyección de la rama no es efectiva; las heridas de ramas vivas es más probable que ocluyan rápidamente (Montagu *et al.* 2003).

El proceso de oclusión de una herida de poda es por lo tanto un factor determinante: la oclusión debe ocurrir antes de que se forme la madera sin nudos y una rápida oclusión es también una defensa contra la entrada de hongos al fuste (O'Hara 2007).

La mayor o menor efectividad de la poda natural (para una especie dada) dependerá de:

- La tasa de crecimiento del fuste (que a su vez es función del sitio y la densidad del rodal).
- El tamaño y ángulo de la rama (parcialmente controlado por (o función de) el sitio y la densidad del rodal).
- El tiempo requerido para completar el sombreado (muerte) de las ramas (función del sitio y la densidad del rodal).
- Del diámetro de las ramas (disminuye con ramas mayores a 2,5 - 3 cm).
- Del diámetro del fuste (disminuye con el incremento de las dimensiones del fuste).
- De la altura de las ramas sobre el piso (a mayor altura mayor diámetro de ramas).
- Del ángulo de las ramas (disminuye en ramas con ángulo muy agudo).
- De la edad del árbol (disminuye con la edad).

Poda artificial en eucalipto

Si el objetivo de manejo de una plantación de eucalipto es la obtención de madera de calidad (i.e. madera aserrada sin nudos, chapas) en rotaciones cortas, aun cuando la especie tenga poda natural lo más probable es que se tenga que recurrir a la extracción artificial de las ramas de los árboles, por cuanto la muerte y el posterior desprendimiento de éstas no ocurre con la celeridad requerida, además de dejar un pequeño tocón en la base que es parcialmente absorbido por el crecimiento fustal del árbol (Gerrand *et al.* 1997).

Si bien es cierto el proceso de poda natural puede ser inducido por espaciamientos más estrechos –generando así ramas de diámetros más reducidos–, ello conspira en contra de un mayor desarrollo diametral de los árboles, necesario para rentabilizar la intervención de poda. Además, la existencia de ramas pequeñas no garantiza necesariamente una buena poda natural: Marks *et al.* (1986) determinaron en *Eucalyptus regnans* que sólo el 35 por ciento de las ramas mayores a 1 cm fueron exitosamente desprendidas del árbol. En *E. nitens*, la poda de ramas muertas condujo a los mismos defectos que se forman cuando las ramas se dejan sombrear en forma natural (Gerrand *et al.* 1997).

Resultados de ensayos de poda en cuatro especies subtropicales de eucalipto: *Eucalyptus grandis*, *E. dunnii*, *E. pilularis* y *E. cloeziana* indican que las ramas podadas muertas no ocluyen más rápidamente que aquellas que experimentaron poda natural. La poda de ramas vivas en contraposición con la poda de ramas muertas, muestra una mayor tasa de oclusión y es más efectiva en producir madera sin nudos (Smith *et al.* 2006).

Sin embargo, el riesgo de pudrición por efecto de poda de ramas vivas es un factor que se debe considerar cuidadosamente, para minimizar su ocurrencia. En un ensayo de poda en plantaciones de *Eucalyptus nitens* en cinco sitios diferentes, Mohammed *et al.* (1998) determinaron, un año después de efectuada la poda, que el riesgo de pudrición estaba asociado con la poda de ramas vivas, siendo el tamaño de las ramas el factor determinante: a medida que el diámetro de la rama aumentaba sobre 2 cm, mayor era el riesgo de pudrición (Figura 8.18). El estudio también reveló que una mala técnica de poda incrementa fuertemente el riesgo de pudrición.

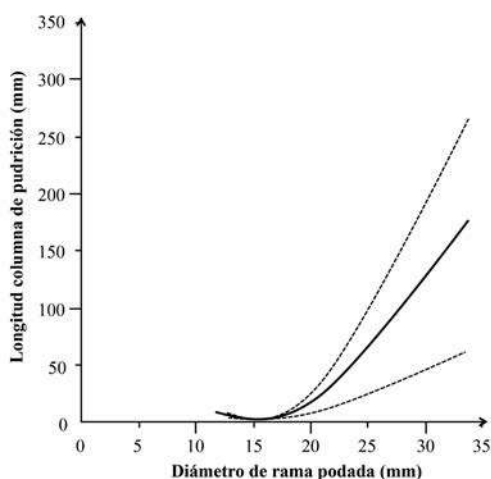


Figura 8.18. Predicción de la longitud del daño por pudrición por efecto de la poda (95 por ciento de intervalo de confianza, línea punteada) en función del diámetro de rama podada en *Eucalyptus nitens*.

Fuente: Mohammed *et al.* (1998).

El ineficiente proceso de muerte y desprendimiento de las ramas en especies de eucalipto determina: 1) que la poda artificial sea un recurso necesario si se quiere producir madera sin nudos en rotaciones cortas y 2) que esta intervención deba realizarse *tempranamente*, cuando las ramas están vivas y son de diámetro reducido (es decir, una poda verde - *green pruning*). Esto es, inmediatamente antes del cierre de las copas. Dado las habitualmente altas tasas de crecimiento de las especies de eucalipto destinadas a este propósito, probablemente antes de los 4 años de edad. Su aplicación, por lo tanto, debería restringirse a los sitios de mayor productividad.

Sin embargo, los sitios más productivos, que son los escogidos para podarse, son más susceptibles o presentan mayores riesgos de desarrollar pudrición después de la poda, por el mayor tamaño de ramas que pueden alcanzar los árboles (Wiseman *et al.* 2006). Lo que puede controlarse con el espaciamiento y la oportunidad de poda. Las ramas de mayor diámetro están claramente asociadas a infecciones por hongos (Mohammed *et al.* 2000).

Considerando que en el proceso de poda se reduce el área foliar de los árboles por la extracción de ramas vivas, su intensidad debe ser tal que no impacte negativamente el crecimiento. La cantidad de follaje que puede ser removido sin reducir el crecimiento será función de: 1) la cantidad de follaje antes de la poda (que dependerá de la clase de copa del árbol y del espaciamiento) y 2) de la capacidad de respuesta de la copa (follaje) a la poda.

Los árboles de clase de copa dominantes alcanzan tempranamente un mayor desarrollo de sus copas. Copas más grandes son capaces de interceptar más luz y convertirla en carbono para el crecimiento del árbol (Beadle 1997).

El índice de área foliar, IAF (LAI, en inglés), es la variable más comúnmente usada para definir el tamaño de la copa. Beadle (1997) determinó en plantaciones de eucalipto creciendo en áreas de alta precipitación, valores de IAF entre 2 y 9 (i.e. los árboles tienen entre 2 y 9 m² de follaje por m² de suelo). Un IAF máximo de 6 al cierre del dosel parece ser común en plantaciones de eucalipto (Montagu *et al.* 2003).

El desarrollo del IAF y su valor máximo dependerá de 1) la especie y 2) del sitio. Por ejemplo, *Eucalyptus nitens* puede alcanzar su máximo IAF en cuatro años (Beadle *et al.* 1995), mientras *E. grandis* en tan sólo 12-26 meses (Cromer *et al.* 1993).

El cierre de las copas representa un importante cambio en el desarrollo de una plantación. Después del cierre de las copas el área foliar se estabiliza y puede decrecer en eucalipto (Figura 8.19). A nivel de árbol individual, ello resulta en una recesión de la copa hacia alturas mayores del árbol a medida que el crecimiento progresa. La luz, o la carencia de ella, es el elemento conductor de este proceso. Previo al cierre del dosel, las copas están expuestas a la acción directa del sol y la asimilación de carbono por las hojas no está limitada por la luz. Después del cierre de las copas, se intensifica el sombreado de las hojas de la parte inferior del árbol y la cantidad de carbono asimilado por estas hojas se reduce. Cuando las hojas son incapaces de interceptar suficiente luz para mantener un balance de carbono positivo, gradualmente se secan (al igual que las ramas que las sostienen). El nivel de luz al cual ello ocurre (el punto de compensación de la luz) varía entre especies. Luego, la especie, condiciones de crecimiento y densidad (Figura 8.19) afectarán este proceso y determinarán la tasa a la cual la copa verde asciende en el árbol (Montagu *et al.* 2003).

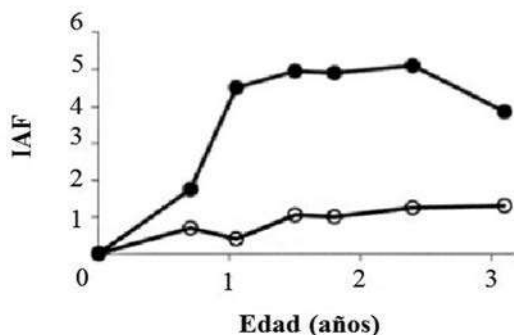


Figura 8.19. Desarrollo del índice de área foliar en *Eucalyptus grandis* con y sin fertilizante.

Fuente: Cromer (1999).

El índice de área foliar óptimo para una producción máxima está basado en la interceptación de la luz (Jarvis y Leverenz 1983): a medida que incrementa el IAF más luz es interceptada por las copas. El IAF óptimo se alcanza cuando las copas interceptan el 95 por ciento de la luz disponible (Figura 8.20), usualmente un IAF de 6, dependiendo del ángulo de la hoja y la estructura de la copa. Sin embargo, como se desprende de la

Figura 8.20, un IAF de alrededor de 4 intercepta el 80 por ciento o más de la luz disponible y sólo incrementos marginales ocurren a mayores IAF (debido al sombreado de la base de la copa). A altos valores de IAF, la base de la copa contribuye poco a la interceptación de la luz y por consiguiente al aprovisionamiento de carbono al árbol. Por lo tanto, la remoción de follaje de la base de la copa tendrá poco efecto en el crecimiento del árbol (Montagu *et al.* 2003).

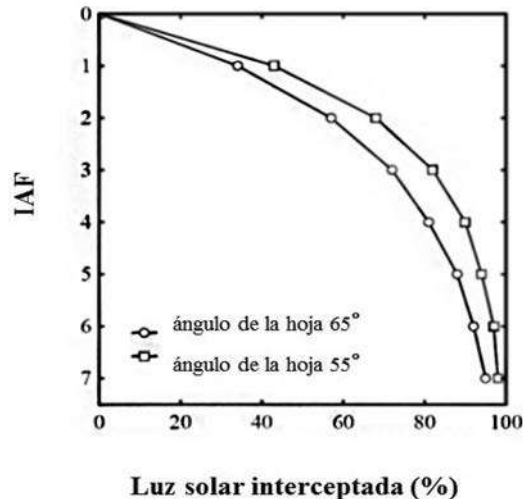


Figura 8.20. Relación entre el índice de área foliar (IAF) y el porcentaje de luz solar interceptada por el rodal.

Fuente: Montagu *et al.* (2003).

La respuesta a la extracción de ramas vivas puede variar de una especie a otra. La poda verde —que redujo el IAF a 3,9— no tuvo efecto en el crecimiento de *Eucalyptus nitens* (Pinkard y Beadle 1998) ni de *E. grandis* (Bredenkamp *et al.* 1980). La poda de un 30 por ciento de la copa verde redujo significativamente el crecimiento de *E. dunnii* dos años después de la poda, pero no tuvo efecto en *E. pilularis* (Smith *et al.* 2006). Remociones de hasta un 50 por ciento de la copa verde al cierre de las copas, no afectarían el crecimiento en *E. nitens* (Montagu *et al.* 2003, Pinkard y Beadle 1998) ni en *E. pilularis* y *E. cloeziana* (Alcorn *et al.* 2008).

Eucalyptus nitens, al igual que muchas otras especies, compensa la pérdida de follaje por efecto de la poda, cambiando su patrón de localización de los recursos a favor del desarrollo del área foliar. La magnitud y duración de los cambios dependerá de la oportunidad e intensidad de la poda (Pinkard y Beadle 1998). Si la poda se efectúa tardíamente, su efecto no es significativo, como determinaron Muñoz *et al.* (2005) en una plantación de esta especie de 14 años de edad, podada y raleada a los 6 años. En este estudio, el tratamiento de poda más intenso (7,0 m) correspondió, en promedio, sólo a un 38 por ciento de la altura total. En consecuencia, la mayor parte de las ramas extraídas estaban secas o en vías de secarse.

Los árboles tienen la capacidad de disminuir el impacto que produce la poda en el crecimiento, a través de respuestas fisiológicas que incrementan la producción de biomasa, especialmente su capacidad fotosintética (Pinkard y Beadle 1998).

La distribución de la biomasa en la copa también cambia luego de la poda. En *Eucalyptus nitens* se ha observado que luego de la poda del 50 por ciento de la copa viva, se produce un gran incremento en el área foliar de la parte superior de la copa, que combinado con la menor tasa de senescencia de las hojas genera un área foliar igual o incluso mayor que la de los árboles no podados (Pinkard y Beadle 1998).

Para *Eucalyptus globulus*, especie que muestra un patrón de distribución de biomasa y de follaje diferente que *E. nitens*, reducciones de entre un 30 y un 50 por ciento de copa verde parecen ser más apropiadas (Pinkard *et al.* 2004), por lo que es más susceptible a pérdida de crecimiento si la poda es muy intensa.

Podas más intensas (sobre 50 por ciento) no sólo reducen el crecimiento de los árboles sino también incrementarían los riesgos de pudrición (Pinkard *et al.* 2004).

En general, el efecto de la poda en el crecimiento de los árboles está asociado a la oportunidad, intensidad y frecuencia de la poda. Así por ejemplo:

- En *Eucalyptus grandis*, la remoción del 40 por ciento de copa verde causó depresión temporal (dos años) del crecimiento en altura y diámetro (Lückhoff 1967).
- Schönau (1974) corroboró los resultados de Luckhoff, agregando además que las ramas muertas también deben ser removidas. En sitios de mala calidad no se justifica económicamente la poda artificial en *E. grandis*.
- Bredenkamp *et al.* (1980), sin embargo, no encontraron diferencias significativas de crecimiento en altura y diámetro removiendo hasta un 50 por ciento de copa verde en *E. grandis*.
- Maree (1979) recomienda para *E. grandis* podar en una sola intervención ramas vivas y muertas hasta una altura del fuste de siete metros (cuando la altura media del rodal es aproximadamente de 13 m y el corazón nudoso de 13-19 cm).
- Glass (1985) estudiando el crecimiento y desarrollo de *E. saligna* en Nueva Zelanda, puro y en mezcla con pino radiata, determinó que:
 - La muerte y desprendimiento de las ramas por poda natural parece ser insuficiente en esta especie, por lo tanto, requiere poda artificial.
 - La rápida tasa de crecimiento de *E. saligna* sugiere que la poda debe efectuarse con menor frecuencia que en *Pinus radiata* (una sola poda puede ser conveniente).
 - Un reducido número de podas acortan el período de exposición de las heridas de poda a infección, reduciendo el riesgo potencial de daños.

Beadle *et al.* (1994) investigaron en plantaciones de *Eucalyptus nitens* de tres años de edad la factibilidad de podar a 6 m y de modificar el régimen de madera pulpable a aserrable (Tabla 8.24). Encontraron que más de 400 arb ha⁻¹ eran apropiados para poda a 6 m y que una primera poda a 3 m a los tres años, resultará en una remoción promedio de

longitud de copa entre 35 por ciento y 43 por ciento (longitud de copa equivalente a la altura total, ya que el cierre de copas aún no ha ocurrido).

Tabla 8.24. Poda a 6 m en dos etapas en *Eucalyptus nitens* en diferentes condiciones de rodal.

Rodal	Altura rodal (m)	Dap (cm)	Árboles podables (n° ha ⁻¹)
1	8,5	9,9	530
2	7,0	7,8	450
3	7,3	8,1	420
4	7,8	8,8	550

Fuente: Beadle *et al.* (1994).

El objetivo último de la poda, que es obtener árboles de grandes diámetros con un corazón nudoso reducido, no puede ser extendido a todos los árboles de un rodal. En consecuencia, sólo los mejores árboles, es decir los más grandes y vigorosos, de fuste recto y de ramas pequeñas, serán los elegidos para podarse. Los restantes serán extraídos en intervenciones de raleo, permitiendo que más recursos del sitio (i.e. agua, nutrientes, luz) se destinen al crecimiento de los árboles podados, para alcanzar más rápidamente las dimensiones finales requeridas.

Una práctica común después de una primera poda es extraer (total o parcialmente) los árboles no podados. Ello se fundamenta en que estos árboles (por mantener su copa intacta) tienen el potencial de reducir la capacidad competitiva de los podados (Smith *et al.* 1997), especialmente si la poda es muy intensa (Sutton y Crowe 1975). Alcorn *et al.* (2008) determinaron en rodales de *Eucalyptus pilularis* y *E. cloeziana*, establecidos en sitios de alta productividad, que la remoción al cierre del dosel de hasta un 50 por ciento de la copa, no impacta negativamente el crecimiento y la dominancia de los árboles.

La retención de los árboles no podados en una primera poda podría tener un efecto positivo en la forma de los fustes de los podados, limitando el desarrollo de ramas muy gruesas, además del aprovechamiento económico que se puede obtener de estos árboles en raleos futuros.

Época de poda

En cuanto a la estación de poda, el riesgo de infección y la dormancia del cambium son dos factores críticos que influyen en la elección de la época de poda de ramas *verdes* (la poda de ramas *secas* puede efectuarse en cualquier período del año). Aun cuando la información existente es algo contradictoria, hay cierto consenso en que se debe podar preferentemente durante el período de menor actividad cambial. Podar antes del inicio de la estación de crecimiento:

- Disminuye los riesgos de ataque de hongos (menor dispersión de esporas).
- La corteza está más firmemente adherida al árbol.

- La cicatrización de la herida de poda puede beneficiarse de la reiniciación del crecimiento en primavera.

La poda en invierno puede ser también una opción para reducir riesgos de pudrición en algunas especies de eucalipto (Glass *et al.* 1989) aunque en *Eucalyptus nitens* la época de poda tendría poco efecto en la incidencia de infección (Mohammed *et al.* 2000). Sin embargo, la oclusión será más rápida cuando el árbol está creciendo vigorosamente y las ramas son pequeñas. En general, la poda debería efectuarse en tiempo seco para minimizar la entrada de organismos de pudrición.

Esquemas de manejo en plantaciones de eucalipto

Los esquemas de manejo aplicados a plantaciones de eucalipto varían dependiendo de la especie, el sitio, la densidad inicial de plantación y el objetivo final de producción. La poda, que se puede realizar de diversas maneras, debe mantener un equilibrio entre los costos que implican su aplicación y el control del tamaño del corazón nudoso. El régimen más apropiado dependerá del costo de la operación y del valor de la madera producida. Las Tablas 8.25 a 8.28, muestran algunos ejemplos de programas de poda de eucalipto en Australia, Nueva Zelanda, Brasil y Chile.

Tabla 8.25. Esquema de manejo para la producción de madera aserrada en plantaciones de *Eucalyptus nitens* en Tasmania, Australia.

Edad (años)	Condiciones del rodal	Operaciones
0	Densidad inicial	1.000 arb ha ⁻¹ (4,0 m × 2,5 m)
3 ó 4	300 arb ha ⁻¹ (podables); Dap 8-10 cm; altura de dominantes > 7m	Seleccionar y podar los mejores 300 arb ha ⁻¹ hasta 2,5 m; raleo selectivamente a desecho árboles que compiten con los de la cosecha final
4 ó 5	Dap de árboles podables 10-12 cm; altura de dominantes >9,5 m	Podar 300 arb ha ⁻¹ a 4,5 m
5 ó 6	Dap de árboles podables 11-13 cm; altura de dominantes >12 m	Altura de poda 6,4 m
10 a 12	Volumen a raleo 70-100 m ³ ha ⁻¹ ; tamaño medio árbol removido 0,2 m ³	Raleo comercial 250 arb ha ⁻¹ ; esencial es minimizar daño a los árboles de cosecha finales
30 a 40	Dap promedio para madera aserrada 50-60 cm	Tala rasa

Fuente: Gerrand *et al.* (1997).

Tabla 8.26. Esquema de manejo para trozos aserrables de eucalipto (densidad inicial: 1.000 arb ha⁻¹) en Nueva Zelandia.

Altura media predominante (m)	Altura de poda (m)	Arb ha ⁻¹ (n°)	Raleo a (arb ha ⁻¹)
7	2,5	500	*
10	4,0	250	500
14-16	6,0-8,0	200	200

* Puede aplicarse raleo por lo bajo para remover árboles malformados y pequeños.

Fuente: Hay *et al.* (2005).

Tabla 8.27. Esquema de manejo para la producción de madera aserrada en plantaciones de *Eucalyptus* en Aracruz, Brasil.

Edad (años)	Condiciones del rodal	Operaciones
0	Densidad inicial	1.111 arb ha ⁻¹
1,2 - 2	700 arb ha ⁻¹	Seleccionar y podar los mejores 700 arb ha ⁻¹ hasta 5 m de altura
2,5 - 3	400 arb ha ⁻¹	Poda 400 arb ha ⁻¹ a 7,8 m
5 - 6	1er raleo comercial	Reduce densidad a 450 arb ha ⁻¹
8 - 9	2do raleo comercial	Reduce densidad a 250 arb ha ⁻¹
> 15		Tala rasa

Fuente: Maestri (2003).

Tabla 8.28. Esquema de manejo para la producción de madera clear en plantaciones de *Eucalyptus nitens* en Chile (densidad inicial: 1.250 ó 1.429 arb ha⁻¹, según calidad de sitio).

Altura media predominante (m)	Altura de poda (m)	Edad de referencia (años)	Arboles ha ⁻¹ podados (n°)	Raleo a (arb ha ⁻¹)
7	1,7-2,5	2-3	650-750	-
9,5	4,0-4,5	3	400-500	-
13-14	6,5	4	400	-
>15	8,0*	5	300	-
18-20	-	5	-	650-750
26-28	-	8	-	400-500

*Sólo en los sitios de mayor productividad. Edad de rotación estimada: 16-18 años.

Fuente: Sandro Díaz, comunicación personal.

Resumiendo

Para que el proceso de poda cumpla su objetivo, esto es maximizar la producción de madera sin nudos (que se alcanza cuando el tamaño del corazón nudoso se reduce a un mínimo con respecto al tamaño del trozo podado), la poda debe realizarse *tempranamente*, cuando las ramas de los árboles son pequeñas (menores a 3 cm de diámetro). De esta forma, se logra también:

- Disminuir la presencia de ramas muertas a podar.
- Disminuir el riesgo de ataque de hongos.
- Una más rápida oclusión de la herida de poda.
- Reducir el corazón nudoso.
- Mantener más fácilmente el DOS en podas sucesivas (si es el caso).

La reducción del tamaño de la zona de oclusión a través de la poda es un importante medio para cumplir el objetivo de maximizar la producción de madera sin nudos. Luego la dimensión que alcance el corazón defectuoso debiera ser el resultado entre la intensidad y la oportunidad de poda y el crecimiento del árbol.

Una poda temprana e intensa reducirá el tamaño del corazón nudoso y como consecuencia incrementará la producción de madera sin nudos, pero también puede reducir el crecimiento del árbol teniendo un efecto negativo en la producción de este tipo de madera.

La poda efectuada al *cierre del dosel* es probable que reduzca el impacto de la poda en el crecimiento del árbol. Después del cierre del dosel las ramas más bajas se sombream y contribuyen poco al crecimiento; podar antes del cierre del dosel, removerá ramas que están aportando carbono al árbol, por lo que su extracción redundará negativamente en el crecimiento.

Considerando que la poda de ramas mayores a 2 cm de diámetro o de ángulo agudo incrementan los riesgos de infección, podas más frecuentes y menos intensas (menor a 50 por ciento de la copa verde) son aconsejables para evitar el desarrollo de este tipo de ramas. Los árboles se recuperan más rápido de heridas pequeñas que de una gran herida (Deflorio *et al.* 2007).

Si bien es cierto la poda es una intervención silvícola costosa, es una inversión que tiene el potencial de *agregar valor* a un bosque. Por último, la poda no puede considerarse aisladamente de otras operaciones silvícolas: el raleo debe ser parte integrante de la planificación de cualquier operación de poda.

Referencias

Albornoz C. 1996. Estudio de tiempos y rendimientos en tres alturas de poda de *Pinus radiata* D. Don con tijerón neozelandés. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Concepción. 48 p.

- Alcorn P, J Bauhus, R Smith, D Thomas, R James, A Nicotra. 2008. Growth response following green crown pruning in plantation-grown *Eucalyptus pilularis* and *Eucalyptus cloeziana*. *Canadian Journal of Forest Research* 38(4): 770-781.
- Anusch L. 2009. Tijerón eléctrico una nueva alternativa para la poda en plantaciones forestales. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 27 p.
- Apud E, M Gutiérrez, S Lagos, F Maureira, F Meyer, J Espinoza. 1999. Manual de ergonomía forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Fundación Chile. 493 p.
- Arvidsson A. 1986. Pruning for quality. *Small Scale Forestry* 1: 1-7.
- Barrett J. 1968. Pruning of ponderosa pine: Effect on growth. Portland, OR. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, U.S. Dept. of Agriculture. PNW68. 9 p.
- Barrios A. 2004. Determinación del diámetro del cilindro central defectuoso en trozas podadas de pino radiata (*Pinus radiata* D. Don), mediante atenuación de radiación gamma. Tesis Ingeniero Forestal. Santiago, Chile. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. 123 p.
- Beadle C. 1997. Dynamics of leaf and canopy development. In Nambiar S, AG Brown eds. Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests. Canberra, Australia. Australian Centre for International Agriculture Research (ACIAR), ACIAR Monograph p. 169-212.
- Beadle C, C Turnbull, R McLeod. 1994. An assessment of growth and form for pruning to six metres in *Eucalyptus nitens* plantations. *Tasforests* 6: 1-6.
- Beadle C, J Honeysett, C Turnbull, D White. 1995. Site limits to achieving genetic potential. In Eucalypt Plantations: Improving Fibre Yield and Quality. Proceedings CRC Temperate Hardwood Forestry-IUFRO Conference. Proceedings. p. 19-24.
- Beltrán C. 1998. Producción de madera aserrada libre de nudos en un rodal de *Pinus radiata* D. Don de 18 años de edad con poda a 12 metros de altura. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. 51 p.
- Bredenkamp B, F Malan, W Conradle. 1980. Some effects of pruning on growth and timber quality of *Eucalyptus grandis* in Zululand. *South African Forestry Journal* 114(1): 29-34.
- Chippendale G. 1988. *Eucalyptus, Angophora* (Myrtaceae). Flora of Australia 19. Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia. 540 p.
- Cown D. 1992. New Zealand radiata pine and Douglas fir: suitability for processing. Rotorua, N.Z. FRI bulletin-Forest Research Institute, New Zealand Forest Service. 74 p.
- Cromer R. 1999. Nutrient response in *Eucalyptus grandis*. In Atwell BJ, PE Kriedemann, CGN Turnbull eds. Plants in action: Adaptation in nature performance in cultivation. Melbourne, Australia. Macmillan Publishers Australia PTY Ltd. p. 512-514.
- Cromer R, D Cameron, S Rance, P Ryan, M Brown. 1993. Response to nutrients in *Eucalyptus grandis*. 1. Biomass accumulation. *Forest Ecology and Management* 62(1-4): 211-230.
- Deflorio G, K Barry, C Johnson, C Mohammed. 2007. The influence of wound location

- on decay extent in plantation-grown *Eucalyptus globulus* and *Eucalyptus nitens*. *Forest Ecology and Management* 242(2): 353-362.
- Espinosa M. 1991. Efecto de la época de poda en el crecimiento de un rodal de pino radiata creciendo en la zona de Malleco. Chillán, Chile. Escuela de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción/Forestal Mininco S.A. 23 p.
- Espinosa M. 1992a. Efecto de la época de poda en el crecimiento de un rodal de pino radiata creciendo en la precordillera de los Andes. Chillán, Chile. Escuela de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción/Forestal Mininco S.A. 21 p.
- Espinosa M. 1992b. Efecto de la época de poda en el crecimiento de un rodal de pino radiata creciendo en la zona de Arenales. Chillán, Chile. Escuela de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción/Forestal Mininco S.A. 22 p.
- Espinosa M, G Medina, E Arrué, G Parada. 1980. Estudio de rendimiento y costo de poda en pino insigne (*Pinus radiata* D. Don). Chillán, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales. 41 p.
- Eyles A, C Mohammed. 2003. Kino vein formation in *Eucalyptus globulus* and *E. nitens*. *Australian Forestry* 66(3): 206-212.
- Fassola H, P Ferrere, F Rodríguez. 2002. Predicción del diámetro máximo sobre muñón en árboles podados de *Pinus taeda* L. origen Marion en el NE de Corrientes, Argentina. *Bosque* 23(1): 3-9.
- Finnis J. 1953. Experimental pruning of douglas fir in British Columbia. Victoria, BC, Canada. British Columbia Forest Service, Research Division. 26 p.
- Forestal Mininco S.A. 1987. Primeras observaciones de la variación del DOS entre la primera y segunda poda: Publicación N° 14. Concepción, Chile. Departamento Manejo de Bosques, Mininco S.A. 19 p.
- Gerrand A, W Neilsen, J Medhurst. 1997. Thinning and pruning eucalypt plantations for sawlog production in Tasmania. *Tasforests-Hobart* 9: 15-34.
- Glass B. 1985. Some factors affecting branch control and defect core in *Eucalyptus saligna*. Rotorua, NZ. Forest Research Institute, New Zealand Forest Service. 9 p.
- Glass B, H McKenzie, J Griffith. 1989. Decay distribution in relation to pruning and growth stress in plantation-grown *Eucalyptus regnans* in New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry Science* 19(2-3): 210-222.
- Government of British Columbia. 1995. Pruning Guidebook. Disponible en <https://www.for.gov.bc.ca/tasb/legsregs/fpc/fpcguide/pruning/pruntoc.htm>. Consultado 25 de marzo de 2017.
- Hay A, I Nicholas, C Shelbourne. 2005. Alternative species to radiata pine. In Colley M ed. *Forestry Handbook*. Christchurch, New Zealand. The New Zealand Institute of Forestry (Inc). p. 83-86.
- Jarvis P, J Leverenz. 1983. Productivity of temperate, deciduous and evergreen forests. Physiological plant ecology IV: Ecosystem processes: Mineral cycling, productivity and man's influence. Berlin, Germany. Springer Verlag. p. 233-280.
- Knowles R, G West, A Koehler. 1987. Predicting diameter-over-stubs in pruned stands of radiata pine. *Forest Research Institute Bulletin* 12: 1-25.
- Kramer P, T Kozlowski. 1979. Physiology of woody plants. New York, NY. Academic Press. 811 p.
- Laidly P, R Barse. 1979. Spacing affects knot surface in red pine plantations. St. Paul,

- MN. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 3 p.
- Lange P, C De Ronde, B Bredenkamp. 1987. The effects of different intensities of pruning on the growth of *Pinus radiata* in South Africa. *South African Forestry Journal* 143(1): 30-36.
- Lewis N, I Ferguson, W Sutton, D Donald, H Lisboa. 1993. Management of radiata pine. Melbourne, Australia. Inkata Press. 404 p.
- Lückhoff H. 1967. Pruning of *Eucalyptus grandis*. *Forestry in South Africa* 8: 75-85.
- Maclaren J. 1993. Radiata pine growers' manual. Rotorua, NZ. New Zealand Forest Research Institute. 140 p.
- Maclaren J, R Knowles. 2005. Silviculture of radiata pine. In Colley M ed. *Forestry Handbook*. Christchurch, New Zealand. The New Zealand Institute of Forestry (Inc.). p. 119-122.
- Maestri R. 2003. Criterios de manejo forestal para la producción de madera sólida: El caso Aracruz. In XVIII Jornadas Forestales de Entre Ríos, 23-24 de octubre, Concordia, Argentina. Proceedings. p. 10.
- Maree H. 1979. The development of a pruning policy for the fast growing eucalypt species in State forests. *South African Forestry Journal* (109): 32-37.
- Marks G, W Incoll, I Long. 1986. Effects of crown development, branch shed and competition on wood defect in *Eucalyptus regnans* and *E. sieberi*. *Australian Forest Research* 16(2): 117-129.
- Meneses M, S Guzmán. 1998. Funciones para la estimación de maderas clear (libre de nudos y Moulding & Better) y análisis de densidades finales óptimas para su producción a nivel de rodal. Concepción, Chile. Gerencia de Silvicultura y Patrimonio, Forestal Mininco S.A. 42 p.
- Meneses M, S Guzmán. 2000. Análisis de la eficiencia de la silvicultura destinada a la obtención de madera libre de nudos en plantaciones de pino radiata en Chile. *Bosque* 21(2): 85-93.
- Mohammed C, M Savva, M Hall. 1998. Reduction of loss from stem decay in pruned *Eucalyptus nitens* plantations grown for saw log and veneer. In Delatour C, B Marçais, J Guillaumin, B Lung-Escarmant eds. *Root and butt rots of forest trees*. Paris, France. INRA, Les Colloques. p. 429-432.
- Mohammed C, K Barry, M Battaglia, C Beadle, A Eyles, A Mollon, E Pinkard. 2000. Pruning-associated stem defects in plantation *Eucalyptus nitens* and *E. globulus* grown for sawlog and veneer in Tasmania. In IUFRO Meeting. Proceedings. p. 357-364.
- Montagu K, D Kearney, R Smith. 2003. The biology and silviculture of pruning planted eucalypts for clear wood production a review. *Forest Ecology and Management* 179(1): 1-13.
- Muñoz F, M Espinosa, M Herrera, J Cancino. 2005. Características del crecimiento en diámetro, altura y volumen de una plantación de *Eucalyptus nitens* sometida a tratamientos silvícolas de poda y raleo. *Bosque* 26(1): 93-99.
- Nocetti M, M Brunetti, A Giovannelli. 2011. Improvement of pruning technique to minimize wood discoloration in English walnut (*Juglans regia* L.). In 3rd International Scientific Conference on Hardwood Processing, 16-18 October, Blacksburg, VA. Proceedings. p. 245-254.

- O'Hara K. 2007. Pruning wounds and occlusion: A long-standing conundrum in forestry. *Journal of Forestry* 105(3): 131-138.
- Olivares B, M Meneses. 1992. Predicción del tamaño del cilindro central con defectos y estimación del rendimiento de madera aserrada libre de nudos. In Simposio *Pinus radiata* investigación en Chile, 27-30 de octubre, Valdivia, Chile. Proceedings. p. 87-97.
- Palazuelos R. 1995. Análisis del diámetro de cilindro defectuoso en árboles podados de *Pinus radiata* D. Don en la Precordillera andina de la VIII Región. Tesis Ingeniero Forestal. Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. 62 p.
- Park J. 1980. A grade index for pruned butt logs. *New Zealand Journal of Forestry Science* 10(2): 419-438.
- Park J. 1989. Pruned log index. *New Zealand Journal of Forestry Science* 19: 41-53.
- Park J. 1996. Pruned log evaluation and conversion developments in New Zealand. In Presentation to Silvotecna VI, 27-28 noviembre, Concepción, Chile. Proceedings. p. 26.
- Park JC. 1995. Split-versus full-taper sawing of pruned plantation-grown logs. *New Zealand Journal of Forestry Science* 25(2): 231-245.
- Park JC, RP Taskforce. 1982. Occlusion and the defect core in pruned radiata pine. Rotorua, NZ. Forest Research Institute, New Zealand Forest Service. 15 p.
- Pinkard E, C Beadle. 1998. Effects of green pruning on growth and stem shape of *Eucalyptus nitens* (Deane and Maiden) Maiden. *New Forests* 15(2): 107-126.
- Pinkard E, C Mohammed, C Beadle, M Hall, D Worledge, A Mollon. 2004. Growth responses, physiology and decay associated with pruning plantation-grown *Eucalyptus globulus* Labill. and *E. nitens* (Deane and Maiden) Maiden. *Forest Ecology and Management* 200(1): 263-277.
- Poblete H, B Olivares, M Meneses, R Juacida. 1985. Antecedentes básicos para el estudio de la poda de *Pinus radiata*: Informe de convenio N° 91. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 26 p.
- Ramírez R. 1999. Estudio de tiempo y rendimiento en poda de *Eucalyptus regnans* con tijerón neozelandés y serrucho cola de zorro. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 67 p.
- Reid R. 2002. The principles and practice of pruning. *Australian Forest Grower, Special Liftout N° 60*, 25(2)1-12.
- Reid R, R Washusen. 2001. Sawn timber from 10-year-old pruned *Eucalyptus nitens* (Deane & Maiden) grown in an agricultural riparian buffer. In Third Australian stream management conference proceedings: the value of healthy streams. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Brisbane. Proceedings. p. 545-550.
- Reutebuch S, B Hartsough. 1994. Manual equipment for early pruning of Douglas-fir. In Proceedings of the Meeting on Advanced Technology in Forest Operations: Applied Ecology in Action, July 24-29 Portland/Corvallis, Oregon. Proceedings. p. 75-87.
- Schönau A. 1974. The effect of planting espacement and pruning on growth, yield and timber density of *Eucalyptus grandis*. *South African Forestry Journal* 88(1): 16-23.

- Smith D, B Larson, M Kelty, P Ashton. 1997. The practice of silviculture: applied forest ecology. 9th edn. John Wiley and Sons, Inc. 560 p.
- Smith R, J Dingle, D Kearney, K Montagu. 2006. Branch occlusion after pruning in four contrasting sub-tropical eucalypt species. *Journal of Tropical Forest Science* 18(2): 117-123.
- Somerville A. 1991. Pruned stand certification: A manual of procedures. Rotorua, N.Z. New Zealand Forest Research Institute. 28 p.
- Somerville A. 1992. Manual for pruned stand certification. Rotorua, N.Z. New Zealand Forest Research Institute. 32 p.
- Stackpole D, T Baker, M Duncan, R Ellis, P Smethurst. 1999. Early growth trends following non-commercial thinning and pruning of three plantation eucalypts in northern Victoria. In Practising forestry today. Proceedings 18th Biennial Conference of the Institute of Foresters of Australia, 3 - 8 October, Hobart, Australia. Proceedings. p. 170-175.
- Stöhr G, D Emereciano, J Faber. 1987. Green pruning of *Pinus taeda* and its influence on growth in Parana-Brazil. In Simposio sobre silvicultura y mejoramiento genético de especies forestales. Buenos Aires, Argentina. Proceedings. p. 197-204.
- Sutton W. 1985. Pino radiata: Sus excepcionales perspectivas en el comercio mundial de productos forestales. Santiago, Chile. Fundación Chile. 31 p.
- Sutton W, J Crowe. 1975. Selective pruning of radiata pine. *New Zealand Journal of Forestry Science* 5(2): 171-195.
- Todoroki C. 2003. Importance of maintaining defect cores. *New Zealand Journal of Forestry Science* 33(1): 25-34.
- Todoroki C, A Gordon, M Van Der Colff. 2006. Estimating rotation age for producing clearwood at specific levels. *New Zealand Journal of Forestry Science* 36(2/3): 232-245.
- Wardlaw T, W Neilsen. 1999. Decay and other defects associated with pruned branches of *Eucalyptus nitens*. *Tasforest-Hobart* 11: 49-58.
- Waring R, W Schlesinger. 1985. Forest ecosystems: concepts and management. Orlando. Academic Press. 340 p.
- Wiseman D, P Smethurst, L Pinkard, T Wardlaw, C Beadle, M Hall, C Baillie, C Mohammed. 2006. Pruning and fertiliser effects on branch size and decay in two *Eucalyptus nitens* plantations. *Forest Ecology and Management* 225(1): 123-133.
- Yang J, G Waugh. 1996. Potential of plantation-grown eucalypts for structural sawn products. II. *Eucalyptus nitens* (Dean & Maiden) Maiden and *E. regnans* F. Muell. *Australian Forestry* 59(2): 99-107.
- Zimmerman M, C Brown. 1971. Trees: structure and function. New York, NY. Springer-Verlag. 336 p.

9. Biomasa forestal para energía

Eduardo Acuña

Introducción

El reemplazo de los combustibles fósiles, principalmente petróleo y gas natural, por energías alternativas y renovables, de bajo impacto o bien neutras en su balance de emisiones hacia el medio ambiente, es una tendencia creciente en países desarrollados. Dentro de las energías alternativas, la utilización de biomasa es una de las más extendidas, debido a que demanda sistemas tecnológicos simples y probados, y bajo ciertas restricciones, presenta costos competitivos respecto de la generación energética con combustibles fósiles. La biomasa es un término técnico que considera materiales orgánicos generados a partir de procesos biológicos y que provienen de diversas fuentes de origen, como residuos animales, cultivos de corta rotación, macro y microalgas, residuos urbanos, residuos agrícolas y forestales (Ortiz 1994).

El uso de la biomasa ha comenzado a ser importante en el esfuerzo global por mitigar los efectos del cambio climático; la biomasa forestal en especial ha sido usada extensivamente para la generación de energía renovable (Chum *et al.* 2011). En la Unión Europea, los biocombustibles son una fuente creciente de generación de electricidad, de la cual más del 50 por ciento proviene de la madera y residuos de madera. En Suecia, más del 90 por ciento de la bioenergía proviene de la madera y residuos de madera (AEBIOM (European Biomass Association 2012). En Suecia y Finlandia el consumo de biomasa está más extendido a escala industrial, debido al gran número de empresas de transformación de la madera y fabricación de celulosa que allí existen.

En los Estados Unidos ha crecido rápidamente el interés en la biomasa de madera, debido al aumento de los precios de combustibles fósiles, generando una oportunidad para las fuentes alternativas de combustibles, a costos competitivos. Las principales fuentes de biomasa forestal (i.e. residuos de cosecha, plantaciones de corta rotación, la madera cosechada) son usadas como combustible para calefacción o generación de electricidad (madera para energía) a partir de plantaciones comerciales, de bosques naturales y de los desechos industriales (i.e. aserrín, corteza, pinchip, polvo de madera, viruta). El Servicio Forestal de los Estados Unidos estimó en 64 millones de toneladas secas los residuos cosechados o dejados en los sitios en 2006 (Smith *et al.* 2009).

Los países y sectores productivos que poseen importantes superficies boscosas presentan claras ventajas competitivas para la utilización de biomasa vegetal como fuente energética alternativa para el reemplazo, total o parcial, de combustibles fósiles, en la generación energética que sus procesos industriales demandan.

En Chile, los altos precios de los combustibles fósiles y la nueva política energética han

sido los principales motores para el desarrollo del creciente interés en el reemplazo de energías no renovables tradicionales por fuentes energéticas renovables. La Ley 19.940 (2004) modificó la Ley General de Servicios Eléctricos, perfeccionando el marco regulatorio de acceso a los mercados de generación eléctrica conectada a la red para pequeñas centrales de generación, ámbito en el cual preferentemente se desenvuelven las energías no convencionales y los proyectos de cogeneración.

Las disposiciones existentes están destinadas principalmente a asegurar el derecho de cualquier propietario de medios de generación de vender su energía en el mercado spot al costo marginal instantáneo, y sus excedentes de potencia al precio de nudo de potencia. Además, se establecen condiciones para dar mayor estabilidad y seguridad en la remuneración de la energía de las pequeñas centrales de generación, en particular para aquellas cuyo aporte de excedente de potencia al sistema eléctrico no supere los 9 MW, y en menor medida para generadores de tamaño menor a 20 MW. A través de estas disposiciones, el Estado pretende sustituir las fuentes no renovables de energía por renovables a través de la energía eólica, biomasa de actividades agrícolas (residuos de materias primas) y la producción de biomasa leñosa.

Los objetivos de este capítulo son analizar los distintos métodos de utilización de los residuos de cosecha forestal y sus formas de aprovechamiento en Chile; las especies más utilizadas como cultivos de corta rotación en el extranjero como fuente de biomasa para energía y entregar resultados de ensayos experimentales establecidos en el país.

Residuos de cosecha

El uso de residuos con fines energéticos proveniente de la cosecha de plantaciones se ha convertido en una faena operacional rutinaria para las principales empresas forestales nacionales. La mayoría de los residuos colectados –despunte de trozas sin valor comercial, con diámetro menor a su límite de utilización de 8 cm, ramas remanentes en el sitio como resultado del proceso de desrame, trozos de corteza y conos– son removidos bajo distintos procedimientos, triturados en campo y enviados a plantas termoeléctricas donde son quemados para producir energía y/o vapor. La capacidad instalada para procesamiento de biomasa forestal en Chile, para un total de 19 plantas generadoras de energía, y varios proyectos en curso para biomasa forestal, alcanza a 900 MW como producción energética propia, con capacidad de producir excedentes que son aportados al SIC (Sistema Interconectado Central) por 470 MW. Reportes del Centro de Energías Renovables (CER) indican que un 45 por ciento de las energías renovables no convencionales en Chile son producidas a partir de biomasa forestal, lo que representa una importante oportunidad de generación de energía limpia y de bajo costo. Estudios locales sugieren que el potencial de estas fuente de materia prima alternativa ascienden a 2.170 MW (CONAF 2013b) para el sector centro-sur del país.

En el pasado, todo este material probablemente habría sido acordonado y quemado para preparar el sitio para la reforestación; sin embargo, las limitaciones ambientales y el creciente interés en la biomasa como fuente de energía renovable, ha creado un mercado

para el aprovechamiento de los residuos y su utilización como astillas combustibles. La principal dificultad de la utilización de la biomasa forestal para su aprovechamiento energético radica en la logística para la producción, adquisición y manejo. Así, el sitio forestal y los objetivos del manejo silvícola (i.e. composición de especies acompañantes, la distribución diamétrica, la calidad de los árboles, las propiedades físico-mecánicas del suelo, el microrrelieve), en conjunto con los sistemas de cosecha utilizados (mecanizados, semimecanizados, desrame al interior de los rodales o a orilla de caminos) y los tipos de equipos de recuperación de residuos, son variables que determinan el nivel de aprovechamiento económicamente factible de la biomasa residual a la cosecha forestal (Perlack *et al.* 2005) (Figura 9.1).



Figura 9.1. (A) Acopio de residuos de cosecha por excavadora. (B) Transporte primario de residuos a través de *skidder grapple*. (C) Enfardado de residuos de eucaliptos. (D) Astillado de residuos con triturador CBI Magnus Force 8400.

En la literatura sobre la biomasa leñosa se abordan diversas cuestiones ambientales, ecológicas, económicas y logísticas relacionadas con la recolección y transporte de la biomasa. Esto incluye la investigación sobre el análisis de ciclos de vida, del consumo de energía y las emisiones de carbono asociadas a la producción de biomasa, con respecto a los combustibles fósiles tradicionales (Guest *et al.* 2013); los niveles sostenibles de remoción de biomasa leñosa (Raulund-Rasmussen *et al.* 2008, Singh *et al.* 2012); las características de la cadena de suministro y la selección (Nilsson *et al.* 2013) y distribución granulométrica del tamaño de las astillas (Assirelli *et al.* 2013, Spinelli *et al.* 2005) y la productividad de la cosecha y los costos (Bergseng *et al.* 2013, Sessions *et al.* 2013, Spinelli y Visser 2009).

La comercialización de la biomasa generada en el aprovechamiento de los residuos de la cosecha está sujeta a: i) la cantidad recuperada por unidad de superficie intervenida y ii) el costo unitario promedio al momento de su entrega en las plantas industriales. Para la primera, los residuos de la cosecha pueden quedar esparcidos homogéneamente en el sitio o concentrados en pilas a orilla de camino, dependiendo del método de cosecha utilizado y su nivel de mecanización. En lo que respecta a los costos, se han construido curvas de oferta de biomasa que explican la relación entre la cantidad entregada y el costo promedio por unidad. De esta manera, los cambios en las políticas energéticas han creado oportunidades para la utilización de la biomasa forestal como un producto alternativo de largo plazo, en cantidades suficientes y a precios competitivos para las plantas térmicas asociadas a la industria forestal.

El sistema de recolección y aprovechamiento de los desechos de cosecha forestal pueden ser de variados tipos y son más o menos eficientes dependiendo del sistema de cosecha aplicado. Si el propósito de aumentar el uso de bioenergía es reducir la presión en el medio ambiente, es importante que el sistema de producción sea diseñado de manera que minimice la carga ambiental (Lindholm *et al.* 2010). Integrar la cosecha de los bosques energéticos y la madera pulpable es una solución que permite reducir los costos en madera de menor diámetro. En el futuro, la biomasa de madera puede ser un material base importante para muchos productos de biorrefinería. Algunas compañías forestales en el mundo han aumentado su interés en invertir en producción limpia para generación de biocombustible.

Glöde (1999) introduce un concepto teórico para integrar la cosecha de madera comercial y la madera para combustible en la corta final, que consiste en un cosechador equipado con una unidad para procesar el árbol y una unidad para compactar los residuos. El cosechador procesa los árboles sobre una plataforma para que las ramas caigan automáticamente compactadas como fardos. Mediante este sistema, el gasto en combustible se reduciría en 40 por ciento comparado con el sistema de astillado-carguío en camión (*loose-chip*) y en un 20 por ciento comparado con el sistema de enfardado (*slash bundler*).

En los Estados Unidos el sistema predominante de cosecha de biomasa es el *tree-length*, que corta y maderea el árbol a orilla de camino para procesar el remanente. Con este sistema, la integración de producción de trozas y biomasa en un paso (*stepwise*) tiene el menor costo y reduce la degradación del sitio. En los países escandinavos, la cosecha integrada se ha enfocado principalmente en modificaciones de los sistemas de cosecha de residuos (*handle cut-to-length*) usando chipeadores móviles (Eriksson 2000, Suadcani 2003) en la recolección de residuos o en los sistemas de compactación (Eriksson 2000, Kärhä y Vartiamäki 2006).

Los residuos del maderío, que incluyen toda la madera que no tiene valor comercial, pueden representar un cambio sustancial en el total de biomasa disponible en un sitio, el cual puede ser recuperado para energía a través de adecuados procesos de transformación. Es de crucial importancia aumentar la densidad y homogeneidad de los residuos del bosque, de manera que sea más fácil manejarlos. La densidad tiene un efecto crítico

en el costo/beneficio de diferentes sistemas (Hunter *et al.* 1999). Para la recuperación de los residuos de cosecha se utilizan métodos mecanizados, tanto en América como en Europa, a través de un enfardador que recolecta el residuo en el bosque y produce el llamado *composite residue logs*; los fardos compactos miden alrededor de 2,5 a 3 m de largo y 60 a 90 cm de diámetro. Cada fardo libera 1 MWh de energía cuando se combustiona en una caldera moderna. Los residuos de madera pueden ser manejados con equipos de madereo convencional como *forwarder* para el madereo en cancha y un camión estándar para el transporte a la planta de energía. Los *composite residue logs* pueden ser triturados inmediatamente antes de usarlos en la planta con una trituradora estacionaria, que es más eficiente y económica que los modelos móviles (Asikainen *et al.* 2001).

En Chile existen aproximadamente 2,55 millones de hectáreas de bosques plantados, de los cuales 1,52 millones de hectáreas con pino radiata; en los últimos años más de 40 mil hectáreas de esta especie son cosechadas (INFOR 2015). Según CONAF (2013a), a nivel de rodal y hectárea, y dependiendo de la edad del rodal y de las prácticas de cosecha empleadas, existen entre 12,1 a 33,9 Mg de biomasa seca de residuos de cosecha, consistente en hojas, ramas y restos de fuste, material que es dejado en el lugar después de la cosecha de estas plantaciones. La mayor parte de este material consiste en ramas, aunque también incluye follaje del bosque anterior. No obstante, la recuperación completa de este material es probablemente imposible y quizás tampoco deseable desde una perspectiva de sustentabilidad del cultivo, la fracción potencialmente recuperable todavía representa una cantidad significativa de biomasa.

Guzmán (1984), en un estudio de disponibilidad de residuos como fuente de energía (astillas de madera) por región geográfica y tipo de bosque, encontró que en plantaciones de pino radiata en Chile pueden obtenerse entre 23 - 41 Mg ha⁻¹ de residuos. Eisenbies *et al.* (2009) registraron valores entre 50 y 85 Mg ha⁻¹ de material dejado en el sitio en rodales de Loblolly pine (*Pinus taeda* L.) en el sur de EE.UU. Mientras que en bosques de latifoliadas con haya americana (*Fagus grandifolia*), abedul amarillo (*Betula allegheniensis*), abedul papirífero (*B. papyrifera*), arce de Pensilvania (*Acer pensylvanicum*), arce rojo (*A. rubrum*), cerezo de fuego (*Prunus pensylvanica*) y álamo americano (*Populus grandidentata*), entre 35 y 45 Mg ha⁻¹ (Roxby y Howard 2013).

En la faena de recuperación de residuos de cosecha, si bien existen sistemas de rastrellado, la manera más eficaz de recoger este material es la recolección simultánea (árbol completo), ya que no requiere equipos especializados, emplea menos energía y produce un tráfico menor en el rodal. En un ensayo de campo en el sur este de EE.UU., en que se utilizó el aprovechamiento del árbol completo, se recolectaron entre 8 a 40 Mg ha⁻¹ de residuos para su uso como combustible, usando un sistema de cosecha convencional y trituradoras adicionales en la cancha de acopio (Westbrook *et al.* 2007). En un rodal mixto de latifoliadas en los Apalaches, se obtuvo entre 20 a 35 Mg ha⁻¹ de residuos después de la cosecha (McCarthy y Bailey 1994), mientras que en rodales de *Populus tremuloides* Mischx. en Quebec, Canadá, 21 Mg ha⁻¹ (Belleau *et al.* 2006). Sin embargo, en rodales de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y abeto (*Picea* spp.) en Suecia, sólo se obtuvieron alrededor de 5 Mg ha⁻¹ de madera muerta (Rudolphi y Gustafsson 2005).

En Chile son escasos los estudios publicados dirigidos a la estimación de la biomasa aérea total y de residuos en plantaciones adultas de pino radiata en edad de cosecha. Las primeras aproximaciones fueron realizadas por el INFOR (2005), utilizando información proveniente de diferentes unidades edafoclimáticas y rodales a edad de rotación (20 años o más), sin manejo y con densidades superiores a 700 árboles ha⁻¹. Si bien es posible estimar la biomasa de residuos de cosecha con este estudio, a partir de las ecuaciones de biomasa de las componentes del árbol, el manejo silvícola de las plantaciones forestales de esta especie establecidas entre los años 1948 y 1965, utilizadas en este trabajo, distan de las prácticas silvícolas aplicadas en las plantaciones que actualmente son cosechadas. Estudios recientes en Chile realizan las estimaciones de la biomasa de residuos de plantaciones de pino radiata a partir de modelos ajustados con bases de datos cuyo origen principalmente son Australia y Nueva Zelandia, en complementación a modelos de crecimiento y rendimiento (Corvalán y Hernández 2011), las que no reflejan el estado actual de las plantaciones adultas, o bien estimaciones propuestas a partir de factores de conversión de volumen fustal a biomasa aérea total y de residuos de cosecha (Bertrán y Morales 2008).

Estudios recientes en Chile estiman que en promedio la biomasa de residuos de cosecha de pino radiata que queda potencialmente disponible como materia prima en el sitio por unidad de superficie, asciende a 130 m³ estéreo ha⁻¹ (12,1 - 33,9 Mg ha⁻¹) recuperados con rastrillaje y triturado in situ (Silva 2016). En residuos de *Eucalyptus globulus*, 184 m³ estéreo ha⁻¹ (34,3-46,9 Mg ha⁻¹) recuperados con una enfardadora sobre *forwarder* (Villalobos 2016).

La utilización de biomasa forestal en procesos de generación energética, más allá de su factibilidad técnica y ambiental, sólo será posible si sus costos de generación son competitivos respecto de la utilización de combustibles fósiles. En este análisis debe considerarse que los combustibles fósiles presentan un escenario de costos inciertos. Por lo tanto, es de esperar que la tendencia futura sea favorable a la utilización de biomasa en procesos de sustitución de combustibles. El costo promedio de los residuos de cosecha puesto en destino, registrados por Silva (2016), fue de 8,51 USD m⁻³ estéreo, que de acuerdo al tipo de cambio al momento del estudio equivalen a 4.255 \$ m⁻³ estéreo, cifra que resulta atractiva respecto de los valores cancelados por las empresas para el abastecimiento de astillas combustibles.

Cultivos de corta rotación

La energía almacenada en la biomasa de las plantas se produce de manera natural mediante el proceso de fotosíntesis, por lo que es sustentable bajo un sistema de manejo adecuado. Por su parte la biomasa retiene una gran cantidad de energía en los tejidos vegetales y puede ser almacenada hasta su utilización (Rahman *et al.* 2012). La combustión de biomasa vegetal representa una opción para contrarrestar el cambio climático, debido a que produce una emisión de CO₂ equivalente a la cantidad retenida en el tejido de las plantas durante su cultivo, por lo que se considera menos contaminante comparada con la combustión de combustibles fósiles (IEA 2011). Cultivos forestales

destinados a la producción de biomasa, que se definen en el artículo 12 del Protocolo de Kyoto como Mecanismos de Desarrollo Limpio (Van Vliet *et al.* 2003), constituyen una importante fuente de bioenergía, al disminuir sustancialmente las emisiones de efecto invernadero y ayudar a aliviar la presión en términos de la demanda de combustibles fósiles (Lloyd y Subbarao 2009). La implementación de cultivos forestales orientados a la obtención de biomasa para energía es urgente, especialmente en los países en desarrollo (Del Río 2007, Gitonga 2003, Gitonga y Clemens 2006, Lloyd y Subbarao 2009, Richards 2003). Las fuentes de energía sustentable aportan en la actualidad el 19 por ciento del consumo energético mundial y de esta cantidad el 50 por ciento es generado a partir de la combustión de biomasa vegetal (REN21 2013).

Como se señaló anteriormente, en Chile la única biomasa utilizada para la producción de energía proviene de los residuos de las operaciones forestales tradicionales y de procesos industriales (por ejemplo, operaciones de cosecha y molienda). Existen cultivos forestales destinados a la producción de biomasa para la bioenergía sólo en áreas experimentales. A nivel mundial, muchos estudios proporcionan información sobre el crecimiento y rendimiento de biomasa, tanto a nivel experimental como industrial, destinado a la generación de bioenergía (Forrest y Moore 2008, Labrecque *et al.* 1997, Núñez-Regueira *et al.* 2002, Singh y Toky 1995).

Los cultivos destinados a la producción de biomasa se caracterizan por ser establecidos a altas densidades (Bennett y Leslie 2003, Bergkvist y Ledin 1998, Bernardo *et al.* 1998, Forrest 2002, Forrest y Moore 2008, Hytönen y Kaunisto 1999, Laureysens *et al.* 2004, Onyekwelu 2007, Tahvanainen y Rytönen 1999, Vande Walle *et al.* 2007). La determinación de la densidad de plantación es una de las decisiones más importantes por sus implicancias económicas (Bernardo *et al.* 1998, Pinkard y Neilsen 2003) y por su efecto en la optimización de los distintos productos finales. La respuesta de los árboles a la separación entre hileras para el empleo de maquinaria en la cosecha ha sido ampliamente estudiado (Barton y Montagu 2006, Bernardo *et al.* 1998, Mäkinen 2002, Malimbwi *et al.* 1992, Pinkard y Neilsen 2003, Schönau y Coetzee 1989, Srivastava *et al.* 1999, Wilkinson *et al.* 2007).

La evidencia señala que una importante vía para producir biomasa para ser utilizada en la generación de energía es a través del desarrollo de plantaciones con especies que rebrotan, de rápido crecimiento, en cortas rotaciones, específicamente concebidas para la producción de biomasa. El manejo de rebrotes ha alcanzado gran importancia en los últimos años debido al deterioro ambiental al que están siendo sometidos los bosques, lo que puede ser considerado un resultado directo del aumento de la población mundial; esta situación obliga a buscar alternativas que permitan producir un mayor volumen de biomasa principalmente para la producción de energía. El interés en especies que rebrotan radica principalmente en que producen el doble del volumen de un rodal de regeneración sexual en los primeros ocho años (Pérez y Zeledón 2004). La tasa de crecimiento temprano de brotes de monte bajo es más rápida que la de las plántulas o esquejes, ya que se benefician del sistema radicular existente y del rápido desarrollo del índice de área foliar. Un número alto de brotes por unidad de área origina un rápido desarrollo del área foliar, conduce a un temprano cierre del dosel y logra una utilización eficiente

del espacio. Además, los brotes de monte bajo tienen inicio temprano de crecimiento y un desarrollo continuo de nuevos nodos prolongados en la época de crecimiento (Sernerby-Forsse *et al.* 1992) (Figura 9.2).

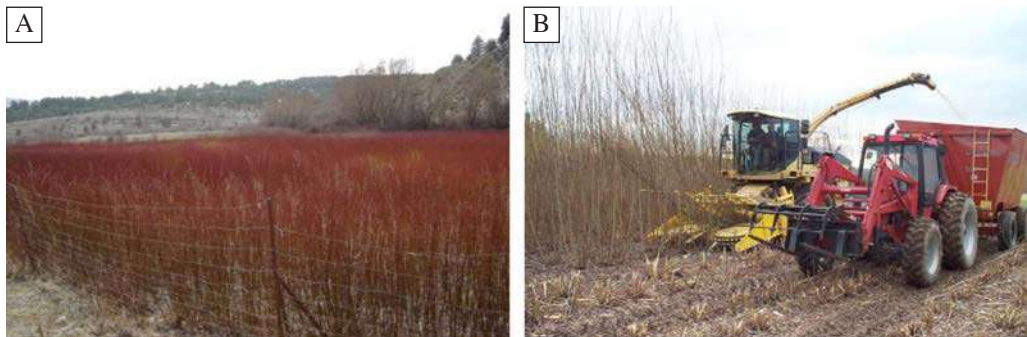


Figura 9.2. Cultivos de salicáceas para fines energéticos (A) y cosecha de rebrotes (B).

Aunque la primera rotación de los cultivos está formada por individuos unifustales, a partir de la segunda rotación surgen numerosos vástagos de cada cepa, lo cual presenta desafíos interesantes al momento de estimar la biomasa aérea total o de componentes.

Numerosas especie leñosas cultivadas en turnos cortos (*short rotation coppice*-SRC) han adquirido importancia mundial en la oferta de biomasa vegetal (Hoogwijk *et al.* 2005). Entre las especies dendroenergéticas más importantes a nivel mundial se encuentran los eucaliptos (*Eucalyptus globulus*, *E. nitens*, *E. denticulata*) (González-García *et al.* 2013), sauce (*Salix* spp.), álamo (*Populus* spp.) y acacias (*Acacia dealbata*, *A. melanoxylon*, *A. retinodes*). Estas especies pueden producir altas cantidades de biomasa por unidad de superficie, por lo que se recomiendan para el establecimiento de plantaciones forestales de rápido crecimiento (Hoogwijk *et al.* 2005).

Plantaciones con especies del género *Eucalyptus* destinadas a bioenergía se han establecido en Australia, en Nueva Zelandia y en China, como también en América del Sur, el Mediterráneo y en África (Brooker y Evans 1983, Forrest 1985, Misra *et al.* 1998, Niemistö 1995a, Niemistö 1995b, Sochacki *et al.* 2007, Weisgerber y Heige 1988). Las especies de este género se caracterizan por un rápido crecimiento y alta producción de madera, por lo que constituyen la primera opción para la producción de biomasa (Forrest y Moore 2008, Macfarlane *et al.* 2004, Parsons *et al.* 2004, Reed y Tomé 1998, White *et al.* 2003, White *et al.* 1998, Wood *et al.* 2001, Xu *et al.* 2001). Numerosos estudios informan sobre la producción de biomasa de estas especies como cultivos de corta rotación establecidos a diversas densidades (Barton y Montagu 2006, Bernardo *et al.* 1998, Forrest y Moore 2008, Harmand *et al.* 2004, Hunter 2001, Pearce 1985, Sims *et al.* 2001, Singh y Toky 1995, Sochacki *et al.* 2007). En general, estos autores concuerdan que con una mayor densidad de plantación se obtiene una mayor cantidad de biomasa por unidad de superficie, y que las dimensiones de los árboles individuales, como el diámetro y la altura total, son más reducidas. Además, que el rendimiento de

biomasa se maximiza a una densidad de plantación inicial entre 2.500 y 5.000 plantas por hectárea, en rotaciones de entre 3 a 6 años.

En Chile, a pesar de la existencia de incentivos para el establecimiento de plantaciones dendroenergéticas (CONAF 2011), la biomasa utilizada para generar energía proviene en su totalidad de residuos de faenas forestales y de los procesos industriales. Existen cultivos forestales de corta rotación destinados para la producción de bioenergía sólo en áreas experimentales, siendo el primero de ellos el proyecto “Desarrollo de protocolos para la producción de biomasa de especies forestales de rápido crecimiento y corta rotación para la generación de bioenergía”, proyecto co-financiado por Innova Bío Bío, Masisa S.A. y Energía Verde S.A. y liderado por investigadores del Laboratorio de Biomasa y Bioenergía de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción. Este proyecto tuvo como objetivo desarrollar nuevas opciones de producción de fibra de madera proveniente de especies forestales de rápido crecimiento, establecidas a alta densidad, en rotaciones cortas, para la generación de bioenergía. Se establecieron ensayos destinados a determinar el efecto de la densidad de plantación sobre la acumulación de biomasa en diferentes especies. Las densidades de plantación fueron 5.000, 7.500 y 10.000 plantas por hectárea, en dos sitios contrastantes de la Región del Biobío: en el secano interior (Ninhue) y en arenales (Cabrero). En el secano interior con las especies *Eucalyptus nitens*, *E. camaldulensis* y *Acacia melanoxylon* y en arenales, con *E. nitens*, *E. globulus* y *A. melanoxylon* (Figura 9.3).



Figura 9.3. *Eucalyptus nitens* creciendo en secano interior (A) y *Acacia melanoxylon* creciendo en arenales (B).

Los resultados obtenidos de acumulación de biomasa aérea total por unidad de superficie de todas las especies en estudio, en ambos sitios de ensayo a los 48 meses, aún se encuentran en su fase de análisis (Acuña *et al.* 2012). En secano interior, *Eucalyptus camaldulensis* y *E. nitens* presentan rendimientos similares y significativamente superiores a *Acacia melanoxylon*. En las tres especies se observó amplia variación en los rendimientos en las diferentes unidades experimentales, variación asociada a la alta mortalidad ocurrida en el ensayo. El rendimiento acumulado promedio oscila entre 14,9 y 22,5 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en *E. camaldulensis*, y entre 14,6 y 21,6 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en *E. nitens*; en *A. melanoxylon* entre 5,0 y 9,8 Mg ha⁻¹ año⁻¹. En arenales, el mayor rendimiento se registró en *E. nitens*, seguido por *E. globulus* y *A. melanoxylon*. El rendimiento acumulado promedio después de 48 meses varía entre 23,4 y 35,2 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en *E. nitens*, y entre 14,0 y 22,5 en *E. globulus*; en *A. melanoxylon* entre 2,5 y 3,6 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (Figura 9.4).

A juzgar por los resultados obtenidos en biomasa total, en la primera rotación del cultivo *Eucalyptus camaldulensis* es la especie más prometedora para cultivar en secano interior, y *E. nitens*, en arenales.

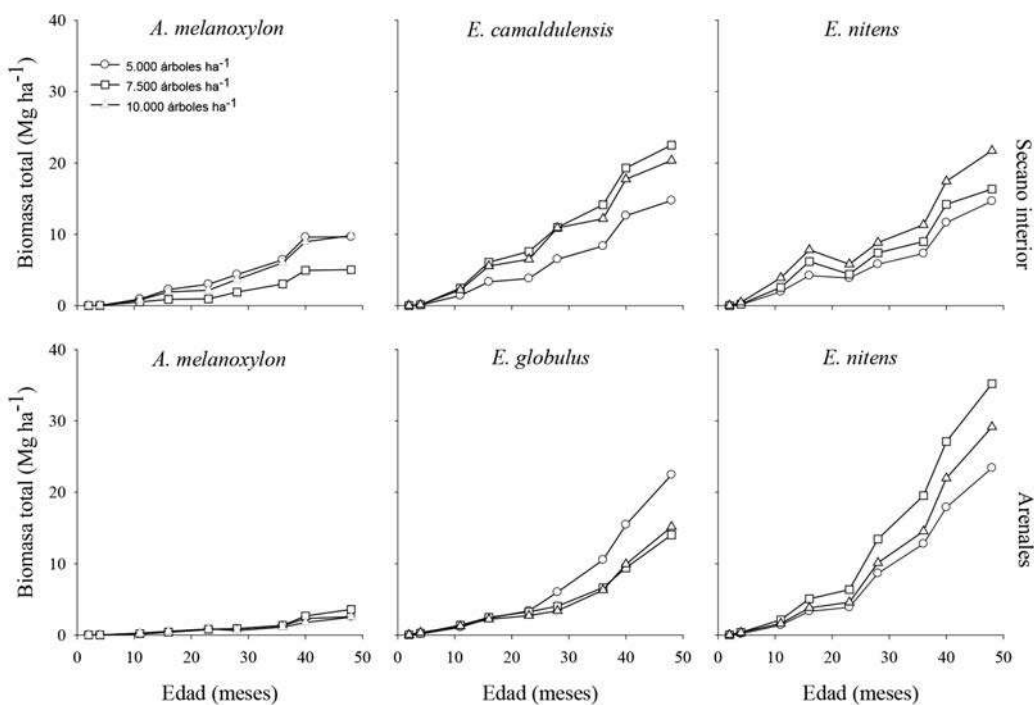


Figura 9.4. Rendimiento promedio en biomasa total (Mg ha⁻¹), según especie, densidad, edad del cultivo y sitio.

Fuente: Acuña *et al.* (2012).

La acumulación de biomasa aérea –por sí sola– no es necesariamente un indicador que determine el establecimiento productivo de este tipo de cultivos. Es necesario estudiar

también su viabilidad económica (Faúndez 2003, Gasol *et al.* 2009, Rosenqvist y Dawson 2005a, Rosenqvist y Dawson 2005b, Walsh 1998, Witters *et al.* 2009, Yemshanov y McKenney 2008, Yemshanov *et al.* 2005). Acuña *et al.* (2012) realizaron dos evaluaciones económicas en su estudio sobre plantaciones dendroenergéticas; la primera no consideró los subsidios, sólo los costos de actividades silviculturales y los ingresos provenientes de la venta de biomasa ($\$ \text{Mg}^{-1}$); la segunda, el subsidio especificado en la Tabla de Costos Generales de Forestación para Plantaciones con Fines Dendroenergéticos, que sólo es otorgado para plantaciones con especies del género *Eucalyptus* (CONAF 2011).

Los resultados muestran que los cultivos sin subsidio para todas las especies en estudio, en los dos sitios de ensayo, no son rentables. Con subsidio, sin embargo, se obtiene una rentabilidad positiva, al reducir los costos de establecimiento. Bajo esta modalidad, *Eucalyptus globulus* en arenales y *E. camaldulensis* en secano interior, a densidad al establecimiento de 5.000 plantas ha^{-1} , son las especies más rentables. Para esta densidad y especies se determinó un VAN esperado de 856,2 y 421,7 USD ha^{-1} , respectivamente. En ambos casos, la variable más correlacionada al VAN fue el precio de la biomasa (USD Mg^{-1}).

Valores de VAN positivos también fueron registrados por Ericsson *et al.* (2006) en Polonia, quienes determinaron que cultivos energéticos de sauce son económicamente viables, y por Gasol *et al.* (2009) en España, en cultivos dendroenergéticos de álamo. En los Estados Unidos, Tharakan *et al.* (2005) concluyen que incentivos a nivel del productor son necesarios para asegurar la viabilidad financiera de cultivos dendroenergéticos de sauce, al igual que Witters *et al.* (2009), en Bélgica. Goor *et al.* (2000) concluyen que el rendimiento potencial y el subsidio del gobierno son variables de gran impacto en la rentabilidad de cultivos dendroenergéticos. En general, estudios que abordan el cultivo de especies con fines energéticos han llegado a la conclusión de que es necesario el uso de subsidios para hacer viable este tipo de cultivo en el largo plazo (Buchholz y Volk 2011, Buchholz y Volk 2013, El Kasmoui y Ceulemans 2012, Faasch y Patenaude 2012, Styles *et al.* 2008).

Cultivos de corta rotación en suelos degradados o de baja productividad pueden contribuir como una fuente importante de biomasa lignocelulósica a la matriz energética de Chile y por lo tanto ayudar a cumplir sus objetivos de energías renovables (Ley 20.257 2008). Sin embargo, la experiencia práctica limitada y la incertidumbre sobre las principales variables económicas impiden una evaluación económica fiable de los cultivos de corta rotación con fines energéticos. Esto se ve agravado por la desfavorable estructura de flujo de efectivo de este tipo de cultivo que se caracteriza por elevadas inversiones iniciales. Los cultivos de corta rotación con propósito energético, en relación con los cultivos forestales tradicionales, presentan mayores riesgos de inversión, que deben ser compensados.

Los subsidios existentes en Chile son insuficientes para hacer más atractivo el establecimiento de cultivos dendroenergéticos. Además son ineficientes, ya que toman la forma de pagos fijos, independientemente de la biomasa producida. La introducción de

derechos de emisión de CO₂ de mercado para proyectos dendroenergéticos comerciales, podría contribuir a aliviar este problema y proporcionar un incentivo adicional para optimizar los esfuerzos operativos (Acuña *et al.* 2012).

Referencias

- Acuña E, J Cancino, R Rubilar, M Espinosa, F Muñoz, J Jara. 2012. Desarrollo de protocolos para la producción de biomasa de especies forestales de rápido crecimiento y corta rotación para la generación de bioenergía. INNOVA BIO BIO N° 06-PC S1-33: Informe Final. Concepción, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. 172 p.
- AEBIOM (European Biomass Association, BE). 2012. European bioenergy outlook 2012. Brussels, Belgium. European Biomass Association (AEBIOM). 124 p.
- Asikainen A, T Ranta, J Laitala. 2001. Large-scale forest fuel procurement. *In* Wood Biomass as an Energy Source - Challenges in Europe Joensuu, Finland. Proceedings. p. 73-78.
- Assirelli A, V Civitarese, R Fanigliulo, L Pari, D Pochi, E Santangelo, R Spinelli. 2013. Effect of piece size and tree part on chipper performance. *Biomass and Bioenergy* 54: 77-82.
- Barton C, K Montagu. 2006. Effect of spacing and water availability on root:shoot ratio in *Eucalyptus camaldulensis*. *Forest Ecology and Management* 221(1-3): 52-62.
- Belleau A, S Brais, D Paré. 2006. Soil nutrient dynamics after harvesting and slash treatments in boreal aspen stands. *Soil Science Society of America Journal* 70(4): 1189-1199.
- Bennett C, A Leslie. 2003. Assessment of a *Eucalyptus* provenance trial at Thetford and implications for *Eucalyptus* as a biomass crop in lowland Britain. *Quarterly Journal of Forestry* 97(4): 257-264.
- Bergkvist P, S Ledin. 1998. Stem biomass yields at different planting designs and spacings in willow coppice systems. *Biomass and Bioenergy* 14(2): 149-156.
- Bergseng E, T Eid, Ø Løken, R Astrup. 2013. Harvest residue potential in Norway-A bio-economic model appraisal. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28(5): 470-480.
- Bernardo A, M Reis, G Reis, R Harrison, D Firme. 1998. Effect of spacing on growth and biomass distribution in *Eucalyptus camaldulensis*, *E. pellita* and *E. urophylla* plantations in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 104(1-3): 1-13.
- Bertrán J, E Morales. 2008. Potencial de biomasa forestal. Potencial de generación de energía por residuos del manejo forestal en Chile. Santiago, Chile. Comisión Nacional de Energía, Deutsche Gesellschaft Für Technische Zusammenarbeit (CNE. GTZ). 54 p.
- Brooker MIH, J Evans. 1983. A key to *Eucalyptus* in Britain and Ireland with notes on growing eucalypts in Britain. London, UK. Forestry Commission Booklet 50, HMSO. 31 p.
- Buchholz T, T Volk. 2011. Improving the profitability of willow crops –Identifying opportunities with a crop budget model. *BioEnergy Research* 4(2): 85-95.

- Buchholz T, T Volk. 2013. Profitability of willow biomass crops affected by incentive programs. *BioEnergy Research* 6(1): 53-64.
- Chum H, A Faaij, J Moreira, G Berndes, P Dhamija, H Dong, B Gabrielle, A Goss Eng, W Lucht, M Mapako, O Masera-Cerutti, T McIntyre, T Minowa, K Pingoud. 2011. Bioenergy. In Edenhofer O, *et al.* eds. IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge, UK and New York, New York, USA. Cambridge University Press. p. 209-332.
- CONAF. 2011. Fija costos de forestación, recuperación de suelos degradados, estabilización de dunas, poda y raleo, por hectárea, y establecimiento de cortinas cortavientos por kilómetro, al 31 de julio de 2011, para los efectos del Decreto Ley N° 701, de 1974, y sus modificaciones posteriores. Santiago, Chile. Diario Oficial de la República de Chile. 9 p.
- CONAF. 2013a. Estadísticas forestales. Disponible en http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1374860462PlantacionesForestales1975al2012.xlsx. Consultado 18 de marzo de 2015.
- CONAF. 2013b. Explorador de bioenergía forestal: Potencia instalable de energía eléctrica. Disponible en <http://sit.conaf.cl/>. Consultado 9 de octubre de 2015.
- Corvalán P, H Hernández. 2011. Tablas de estimación de biomasa aérea bruta en pie para plantaciones de Pino insigne en Chile. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. 100 p.
- Del Río P. 2007. Encouraging the implementation of small renewable electricity CDM projects: An economic analysis of different options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 11(7): 1361-1387.
- Eisenbies M, E Vance, W Aust, J Seiler. 2009. Intensive utilization of harvest residues in southern pine plantations: quantities available and implications for nutrient budgets and sustainable site productivity. *BioEnergy Research* 2(3): 90-98.
- El Kasmioui O, R Ceulemans. 2012. Financial analysis of the cultivation of poplar and willow for bioenergy. *Biomass and Bioenergy* 43(0): 52-64.
- Ericsson K, H Rosenqvist, E Ganko, M Pisarek, L Nilsson. 2006. An agro-economic analysis of willow cultivation in Poland. *Biomass and Bioenergy* 30(1): 16-27.
- Eriksson P. 2000. Skogforsk review of systems for logging residues handling in Sweden. *New Zealand Journal of Forestry Science* 30(1): 88-93.
- Faasch R, G Patenaude. 2012. The economics of short rotation coppice in Germany. *Biomass and Bioenergy* 45(0): 27-40.
- Faúndez P. 2003. Potential costs of four short-rotation silvicultural regimes used for the production of energy. *Biomass and Bioenergy* 24(4-5): 373-380.
- Forrest M. 1985. Trees and shrubs cultivated in Ireland. Kilkenny, Ireland. Boethius Press. 223 p.
- Forrest M. 2002. The performance of a *Eucalyptus gunnii* cut foliage plantation over 7 years. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 41(2): 235-245.
- Forrest M, T Moore. 2008. *Eucalyptus gunnii*: A possible source of bioenergy? *Biomass and Bioenergy* 32(10): 978-980.
- Gasol C, S Martínez, M Rigola, J Rieradevall, A Anton, J Carrasco, P Ciria, X Gabarrell. 2009. Feasibility assessment of poplar bioenergy systems in the Southern Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(4): 801-812.
- Gitonga S. 2003. Responding to climate change, generating community benefits No-

- vember 2003: a review of community initiatives supported by the global environment facility's small grants programme 1992-2003. Norwich, Connecticut. GEF Small Grants Programme (SGP)-United Nations Development Programme (UNDP). 72 p.
- Gitonga S, E Clemens (eds.) 2006. Expanding access to modern energy services: Replicating, scaling up and mainstreaming at the local level. New York: United Nations Development Programme. 48 p.
- Glöde D. 1999. Single and double-grip harvesters – Productive measurements in final cutting of shelterwood. *Journal of Forest Engineering* 10(2): 63-74.
- González-García M, A Hevia, J Majada, M Barrio-Anta. 2013. Above-ground biomass estimation at tree and stand level for short rotation plantations of *Eucalyptus nitens* (Deane & Camp; Maiden) Maiden in Northwest Spain. *Biomass and Bioenergy* 54(0): 147-157.
- Goor F, JM Jossart, JF Ledent. 2000. ECOP: An economic model to assess the willow short rotation coppice global profitability in a case of small scale gasification pathway in Belgium. *Environmental Modelling and Software* 15(3): 279-292.
- Guest G, F Cherubini, A Strømman. 2013. The role of forest residues in the accounting for the global warming potential of bioenergy. *GCB Bioenergy* 5(4): 459-466.
- Guzmán A. 1984. Study of wood chip production from forest residues in Chile. *Biomass* 5(3): 167-179.
- Harmand JM, C Njiti, F Bernhard-Reversat, H Puig. 2004. Aboveground and below-ground biomass, productivity and nutrient accumulation in tree improved fallows in the dry tropics of Cameroon. *Forest Ecology and Management* 188(1-3): 249-265.
- Hoogwijk M, A Faaij, B Eickhout, B de Vries, W Turkenburg. 2005. Potential of biomass energy out to 2100, for four IPCC SRES land-use scenarios. *Biomass and Bioenergy* 29(4): 225-257.
- Hunter A, J Boyd, H Palmer, J Allen, M Browne. 1999. Transport of forest residues to power stations. In Forestry Engineering Group International Conference, 28-30 June, Edinburgh, Scotland. Proceedings. p. 9.
- Hunter I. 2001. Above ground biomass and nutrient uptake of three tree species (*Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus grandis* and *Dalbergia sissoo*) as affected by irrigation and fertiliser, at 3 years of age, in southern India. *Forest Ecology and Management* 144(1-3): 189-200.
- Hytönen J, S Kaunisto. 1999. Effect of fertilization on the biomass production of coppiced mixed birch and willow stands on a cut-away peatland. *Biomass and Bioenergy* 17(6): 455-469.
- IEA. 2011. Renewables information 2011. Paris, France. International Energy Agency (IEA). 492 p.
- INFOR. 2005. Informe Técnico 170: Disponibilidad de madera de plantaciones de pino radiata en Chile 2003-2032. Santiago, Chile. Instituto Forestal (INFOR). 103 p.
- INFOR. 2015. Anuario forestal 2014. Boletín estadístico 144. Santiago, Chile. Instituto Forestal. 159 p.
- Kärhä K, T Vartiamaäki. 2006. Productivity and costs of slash bundling in Nordic conditions. *Biomass and Bioenergy* 30(12): 1043-1052.
- Labrecque M, T Teodorescu, S Daigle. 1997. Biomass productivity and wood energy

- of *Salix* species after 2 years growth in SRIC fertilized with wastewater sludge. *Biomass and Bioenergy* 12(6): 409-417.
- Laureysens I, J Bogaert, R Blust, R Ceulemans. 2004. Biomass production of 17 poplar clones in a short-rotation coppice culture on a waste disposal site and its relation to soil characteristics. *Forest Ecology and Management* 187(2-3): 295-309.
- Ley 19.940. 2004. Regula sistemas de transporte de energía eléctrica, establece un nuevo régimen para sistemas eléctricos medianos e introduce las adecuaciones que indica a la Ley General de Servicios Eléctricos. Santiago, Chile. Diario Oficial de la República de Chile. 4 p.
- Ley 20.257. 2008. Introduce modificaciones a la Ley general de servicios eléctricos respecto de la generación de energía eléctrica con fuentes de energías renovables no convencionales. Santiago, Chile. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción; Subsecretaría de Economía, Fomento y Reconstrucción. 5 p.
- Lindholm E, S Berg, P Hansson. 2010. Energy efficiency and the environmental impact of harvesting stumps and logging residues. *European Journal of Forest Research* 129(6): 1223-1235.
- Lloyd B, S Subbarao. 2009. Development challenges under the Clean Development Mechanism (CDM)—Can renewable energy initiatives be put in place before peak oil? *Energy Policy* 37(1): 237-245.
- Macfarlane C, M Adams, D White. 2004. Productivity, carbon isotope discrimination and leaf traits of trees of *Eucalyptus globulus* Labill. in relation to water availability. *Plant, Cell and Environment* 27(12): 1515-1524.
- Mäkinen H. 2002. Effect of stand density on the branch development of silver birch (*Betula pendula* Roth) in central Finland. *Trees* 16(4-5): 346-353.
- Malimbwi R, A Persson, S Iddi, S Chamshama, S Mwihomeke. 1992. Effects of spacing on yield and some wood properties of *Pinus patula* at Rongai, northern Tanzania. *Forest Ecology and Management* 53(1-4): 297-306.
- McCarthy B, R Bailey. 1994. Distribution and abundance of coarse woody debris in a managed forest landscape of the central Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research* 24(7): 1317-1329.
- Misra R, C Turnbull, R Cromer, A Gibbons, A LaSala. 1998. Below- and above-ground growth of *Eucalyptus nitens* in a young plantation: I. Biomass. *Forest Ecology and Management* 106(2-3): 283-293.
- Niemistö P. 1995a. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the crown and branch properties and taper of silver birch (*Betula pendula*). *Scandinavian Journal of Forest Research* 10(3): 235-244.
- Niemistö P. 1995b. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the growth and yield of silver birch (*Betula pendula*). *Scandinavian Journal of Forest Research* 10(3): 245-255.
- Nilsson B, T Blom, T Thörnqvist. 2013. The influence of two different handling methods on the moisture content and composition of logging residues. *Biomass and Bioenergy* 52: 34-42.
- Núñez-Regueira L, J Proupín-Castieiras, J Rodríguez-Aón. 2002. Energy evaluation of forest residues originated from *Eucalyptus globulus* Labill in Galicia. *Biore-source Technology* 82(1): 5-13.
- Onyekwelu J. 2007. Growth, biomass yield and biomass functions for plantation-grown

- Nauclea diderrichii* (de wild) in the humid tropical rainforest zone of south-western Nigeria. *Bioresource Technology* 98(14): 2679-2687.
- Ortiz L. 1994. Energías xilogeneratedas. Santiago de Compostela, España. Tórculo Edición. 335 p.
- Parsons M, M Gavran, A Gerrand. 2004. National forest inventory 2004: national plantation inventory update-march 2004. Canberra, Australia. Bureau of Rural Sciences. 8 p.
- Pearce M. 1985. Coppiced trees as energy crops. *In* Energy from biomass: 3rd EC conference, London. Proceedings. p. 292-295.
- Pérez M, E Zeledón. 2004. Manejo de rebrotes en plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, en tres comunidades del municipio de Télica, Departamento de León. Tesis Trabajo de Diploma. Managua, Nicaragua. Universidad Nacional Agraria. 61 p.
- Perlack R, L Wright, A Turhollow, R Graham, B Stokes, D Erbach. 2005. Biomass as a feedstock for a bioenergy and bioproducts industry: The technical feasibility of a billion-ton annual supply. Oak Ridge, TN. USDA Agricultural Research Service. 78 p.
- Pinkard E, W Neilsen. 2003. Crown and stand characteristics of *Eucalyptus nitens* in response to initial spacing: Implications for thinning. *Forest Ecology and Management* 172(2-3): 215-227.
- Rahman F, S Rehman, M Abdul-Majeed. 2012. Overview of energy storage systems for storing electricity from renewable energy sources in Saudi Arabia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(1): 274-283.
- Raulund-Rasmussen K, I Stupak, N Clarke, I Callesen, H Helmisaari, E Karlton, I Varnagiryte-Kabasinskiene. 2008. Effects of very intensive forest biomass harvesting on short and long term site productivity. *In* Röser D, A Asikainen, K Raulund-Rasmussen, I Stupak eds. Sustainable use of forest biomass for energy. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 29-78.
- Reed D, M Tomé. 1998. Total aboveground biomass and net dry matter accumulation by plant component in young *Eucalyptus globulus* in response to irrigation. *Forest Ecology and Management* 103(1): 21-32.
- REN21. 2013. Renewables 2013 global status report. Paris, Francia. Renewable Energy Policy Network for the 21st Century (REN21). 178 p.
- Richards M. 2003. Poverty reduction, equity and climate change: Global governance synergies or contradictions? London. Globalisation and Poverty Programme, Overseas Development Institute. 14 p.
- Rosenqvist H, M Dawson. 2005a. Economics of using wastewater irrigation of willow in Northern Ireland. *Biomass and Bioenergy* 29(2): 83-92.
- Rosenqvist H, M Dawson. 2005b. Economics of willow growing in Northern Ireland. *Biomass and Bioenergy* 28(1): 7-14.
- Roxby G, T Howard. 2013. Whole-tree harvesting and site productivity: Twenty-nine northern hardwood sites in central New Hampshire and western Maine. *Forest Ecology and Management* 293(1): 114-121.
- Rudolphi J, L Gustafsson. 2005. Effects of forest-fuel harvesting on the amount of deadwood on clear-cuts. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20(3): 235-242.
- Schönau A, J Coetzee. 1989. Initial spacing, stand density and thinning in eucalypt plan-

- tations. *Forest Ecology and Management* 29(4): 245-266.
- Sennerby-Forsse L, A Ferm, A Kauppi. 1992. Coppicing ability and sustainability. In Mitchell CP, JB Ford-Robertson, T Hinckley, L Sennerby-Forsse eds. *Ecophysiology of short rotation forest crops*. London; New York. Elsevier Applied Science. p. 146-184.
- Sessions J, K Tuers, K Boston, R Zamora, R Anderson. 2013. Pricing forest biomass for power generation. *Western Journal of Applied Forestry* 28(2): 51-56.
- Silva L. 2016. Volumen, características físicas y costos de aprovechamiento de residuos de cosecha de *Pinus radiata* para su utilización como fuente de energía. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 67 p.
- Sims R, T Maiava, B Bullock. 2001. Short rotation coppice tree species selection for woody biomass production in New Zealand. *Biomass and Bioenergy* 20(5): 329-335.
- Singh K, J Zondlo, J Wang, L Sivanandan, J Brar. 2012. Influence of environmental decomposition of logging residues on fuel properties. *Biological Engineering Transactions* 5(4): 163-176.
- Singh V, O Toky. 1995. Biomass and net primary productivity in *Leucaena*, *Acacia* and *Eucalyptus*, short rotation, high density (energy') plantations in arid India. *Journal of Arid Environments* 31(3): 301-309.
- Smith W, P Miles, C Perry, S Pugh. 2009. Forest resources of the United States, 2007. Gen. Tech. Rep. WO-78. Washington, DC. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 336 p.
- Sochacki S, R Harper, K Smettem. 2007. Estimation of woody biomass production from a short-rotation bio-energy system in semi-arid Australia. *Biomass and Bioenergy* 31(9): 608-616.
- Spinelli R, R Visser. 2009. Analyzing and estimating delays in wood chipping operations. *Biomass and Bioenergy* 33(3): 429-433.
- Spinelli R, B Hartsough, N Magagnotti. 2005. Testing mobile chippers for chip size distribution. *International Journal of Forest Engineering* 6(2): 29 -35.
- Srivastava N, V Goel, H Behl. 1999. Influence of planting density on growth and biomass productivity of *Terminalia arjuna* under sodic soil sites. *Biomass and Bioenergy* 17(3): 273-278.
- Styles D, F Thorne, M Jones. 2008. Energy crops in Ireland: An economic comparison of willow and *Miscanthus* production with conventional farming systems. *Biomass and Bioenergy* 32(5): 407-421.
- Suadicani K. 2003. Production of fuel chips in a 50-year old Norway spruce stand. *Biomass and Bioenergy* 25(1): 35-43.
- Tahvanainen L, V Rytönen. 1999. Biomass production of *Salix viminalis* in southern Finland and the effect of soil properties and climate conditions on its production and survival. *Biomass and Bioenergy* 16(2): 103-117.
- Tharakan P, T Volk, C Lindsey, L Abrahamson, E White. 2005. Evaluating the impact of three incentive programs on the economics of cofiring willow biomass with coal in New York State. *Energy Policy* 33(3): 337-347.
- Van Vliet O, A Faaij, C Dieperink. 2003. Forestry projects under the clean development mechanism? modelling of the uncertainties in Carbon mitigation and related costs

- of plantation forestry projects. *Climatic Change* 61(1-2): 123-156.
- Vande Walle I, N Van Camp, L Van de Castele, K Verheyen, R Lemeur. 2007. Short-rotation forestry of birch, maple, poplar and willow in Flanders (Belgium) I-Biomass production after 4 years of tree growth. *Biomass and Bioenergy* 31(5): 267-275.
- Villalobos H. 2016. Estudio de tiempo y rendimiento de enfiadora ENFO 2000 sobre forwarder en recuperación de residuos de dos sistemas de aprovechamiento de *Eucalyptus globulus* Labill. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 53 p.
- Walsh M. 1998. U.S. bioenergy crop economic analyses: Status and needs. *Biomass and Bioenergy* 14(4): 341-350.
- Weisgerber H, W Heige. 1988. Selection and breeding. In Hummel FC, W Palz, G Grassi eds. Biomass Forestry in Europe: A strategy for the future. London, UK. Elsevier Applied Science p. 141-168.
- Westbrook M, W Greene, R Izlar. 2007. Utilizing forest biomass by adding a small chipper to a tree-length southern pine harvesting operation. *Southern Journal of Applied Forestry* 31(4): 165-169.
- White D, C Beadle, D Worledge, J Honeysett, M Cherry. 1998. The influence of drought on the relationship between leaf and conducting sapwood area in *Eucalyptus globulus* and *Eucalyptus nitens*. *Trees - Structure and Function* 12(7): 406-414.
- White D, M Battaglia, C Macfarlane, D Mummery, J McGrath, C Beadle. 2003. Selecting species for recharge management in Mediterranean south western Australia - some ecophysiological considerations. *Plant and Soil* 257(2): 283-293.
- Wilkinson J, E Evans, P Bilsborrow, C Wright, W Hewison, D Pilbeam. 2007. Yield of willow cultivars at different planting densities in a commercial short rotation coppice in the north of England. *Biomass and Bioenergy* 31(7): 469-474.
- Witters N, S Slycken, A Ruttens, K Adriaensen, E Meers, L Meiresonne, F Tack, T Thewys, E Laes, J Vangronsveld. 2009. Short-rotation coppice of willow for phytoremediation of a metal-contaminated agricultural area: a sustainability assessment. *BioEnergy Research* 2(3): 144-152.
- Wood M, N Stephens, B Allison, C Howell. 2001. Plantations of Australia 2001: a report from the national plantation inventory and the national farm forest inventory of Australia. Canberra. Bureau of Rural Sciences. 172 p.
- Xu D, B Dell, N Malajczuk, M Gong. 2001. Effects of P fertilisation and ectomycorrhizal fungal inoculation on early growth of eucalypt plantations in southern China. *Plant and Soil* 233(1): 47-57.
- Yemshanov D, D McKenney. 2008. Fast-growing poplar plantations as a bioenergy supply source for Canada. *Biomass and Bioenergy* 32(3): 185-197.
- Yemshanov D, D McKenney, T Hatton, G Fox. 2005. Investment attractiveness of afforestation in Canada inclusive of carbon sequestration benefits. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 53(4): 307-323.

10. Daños abióticos en bosques plantados

Gastón González

Introducción

Los daños abióticos, llamados también enfermedades no parasitarias o desórdenes fisiológicos y más recientemente “desórdenes abióticos” (Kennelly *et al.* 2012), afectan a las plantaciones de pino y eucalipto con diferente intensidad en toda la extensión del cultivo forestal en Chile. Clásicamente, los desórdenes abióticos tienen su origen en condiciones desfavorables del medio como los extremos de temperatura, extremos de humedad, propiedades de suelo desfavorables, desbalance en la fertilidad, contaminación, factores de clima como viento, granizos y rayos, alteraciones genéticas y otros daños físicos menores.

No se tiene información en el país sobre las pérdidas que los desórdenes abióticos originan en forma directa en las plantaciones. Esto probablemente se asocie al diferente efecto que tienen algunos factores abióticos sobre pino y eucalipto y en eucalipto sobre las diferentes especies que se cultivan en el país. En términos muy generales puede sostenerse, sin embargo, que en el país las heladas son más dañinas que las altas temperaturas; que la sequía o la falta de agua es más frecuente que el exceso de agua; que la deficiencia de boro es común a diferentes series de suelo a lo largo del país, mientras que la deficiencia de fósforo es rara aun cuando suelos de origen volcánico tengan un alto poder de fijación (Rojas 1973, Schenkel y Baherle 1983). Así mismo, puede sostenerse que la contaminación ambiental no es un problema para las plantaciones en el país y que de los otros factores del clima, el viento causa más daño que nieve, granizos y rayos juntos.

Principales daños abióticos en Chile

Extremos de temperatura

Las plantas crecen, se desarrollan y multiplican dentro de rangos de temperatura que, en general, se estiman varían entre 1 y 40°C (Ogle 1997); cuando la temperatura alcanza valores bajo el rango mínimo para una especie o sobrepasa el máximo, se producen efectos claramente perjudiciales y aun la muerte de las plantas.

Daño por heladas

El daño por baja temperatura o heladas es de común ocurrencia en el país en plantaciones recién establecidas tanto de pino como de eucalipto, siendo su efecto perjudicial de enorme importancia en plantaciones de *Eucalyptus globulus*. De hecho, el único caso de sustitución forzosa de una especie preferida por otra de menor valor que ha ocurrido en el país, es la sustitución de *E. globulus*, por su susceptibilidad a

bajas temperaturas, por *E. nitens*, más tolerante a las bajas temperaturas frecuentes en la zona de cultivo de esas especies, pero que ocasionalmente también es dañado por heladas más profundas.

Las heladas comunes en Chile son por radiación; son heladas que se producen por pérdida nocturna de calor desde el suelo al espacio, habitualmente en noches claras, despejadas y sin viento; ocurren más frecuentemente en otoño, fines de invierno y ocasionalmente en primavera. Las heladas advectivas que ocurren en días nublados y con viento causadas por el ingreso de masas de aire frío a un área, son extremadamente raras en las regiones donde se plantan especies exóticas (Figuras 10.1 y 10.2).



Figura 10.1. Plantación de pinos afectada por heladas (zona de Campanario, Cabrero).



Figura 10.2. Plantación de *Eucalyptus globulus* y árboles aislados afectados por heladas (Camino Santa Bárbara a Ralco).

Los síntomas del daño por heladas varían según la época del año en que ocurre la helada. Las heladas que más daño causan en viveros de eucalipto y pino son las de otoño o heladas tempranas, básicamente porque los plantones siguen en crecimiento (Figura

10.3). Este tipo de daño en viveros de eucalipto ha ido perdiendo importancia al disminuir los viveros de *Eucalyptus globulus* a raíz desnuda, siendo mucho más común la producción en contenedores y sobre mesones, lo que contribuye a disminuir el posible daño. En pino puede producirse enrojecimiento del tallo subapical o pequeñas rajaduras en el tallo superior que pueden estar acompañadas de muerte de ápice (Figura 10.4).



Figura 10.3. Vivero a raíz desnuda de *Eucalyptus globulus* afectado por heladas.



Figura 10.4. Enrojecimiento y rajaduras en el tallo subapical en *Pinus radiata* atribuidas a heladas.

Las heladas de invierno en plantaciones de *Eucalyptus globulus* significaban la muerte de las plantas en plantaciones recién establecidas, de ahí que se hiciera una práctica corriente eludir las heladas invernales plantando en primavera con aplicación de gel a las raíces. En plantaciones establecidas de hasta tres años, las heladas causan típicamente rajaduras en la base del tallo y necrosis del cambium (Figura 10.5); cuando por necrosis del cambium hay muerte de la copa, ésta ocurre semanas después de la helada. En *E. globulus* es común que se produzca un rebrote desde la base enterrada del tallo que no

ha sido afectada por la helada; además, ocurre necrosis parcial del follaje. Solamente en heladas muy severas de invierno todo el follaje se ve afectado (Figura 10.6).



Figura 10.5. Rajadura en base del tallo y daño en el cambium por heladas en *Eucalyptus globulus*.



Figura 10.6. Daño por heladas invernales en *Eucalyptus globulus*.

Las heladas de primavera o heladas tardías pueden dañar yemas, brotes y ápices succulentos según ocurran a inicios o finales de primavera. En el país, las heladas tardías son llamadas, por referencias a fechas religiosas, como la helada de Todos los Santos (a inicios de noviembre) o de Purísima si ocurre a inicios de diciembre, o simplemente como heladas “matapajaritos”. Estas heladas, cuando ocurren en el país, afectan severamente árboles frutales pero no afectan al pino radiata aunque sí al nuevo crecimiento del pino oregón (*Pseudotsuga menziesii*) y brotes de *Eucalyptus globulus*.

Las heladas no se controlan en forma activa en el cultivo forestal habitual en Chile. Solamente en el cultivo de eucalipto se ha tratado la selección apropiada de especies, plantando *Eucalyptus nitens* en lugares con riesgo de heladas; sin embargo, esta especie también sufre daño por heladas profundas que ocurren ocasionalmente en la precordillera. En *E. globulus* se han practicado cruzamientos con especies de mayor tolerancia a las heladas y retraso en la época de plantación para evitar heladas invernales. Ocasionalmente se ha tratado de minimizar el riesgo de daño por heladas en plantaciones de eucalipto utilizando en la preparación del sitio un “despejador” que remueve la cubierta herbácea, buscando que el sol incida directamente en el suelo calentándolo y minimizando así el riesgo de alcanzar muy bajas temperaturas al perder calor en las noches.

En viveros de eucalipto se ha aplicado protección activa quemando combustibles fósiles (usualmente aceite de motor quemado y parafina) usando quemadores a fuego abierto o simplemente quemando aserrín u otro; en viveros de pino a raíz desnuda se ha usado malla antiheladas.

Daño por alta temperatura

Los daños por alta temperatura en especies forestales son poco frecuentes en el país. Se conoce tres tipos de daño: tostado de las hojas, estrangulamiento de plantas en vivero y canchales en el fuste por insolación directa.

El “tostado” de las hojas es común en muchas especies umbrófilas cuando están expuestas al sol, como el lingue (*Persea lingue*), y también en algunas especies de uso ornamental. Entre las especies cultivadas, ocurre en eucaliptos y se presenta solamente en la cara adaxial en hojas expuestas al sol después de mediodía (Figura 10.7).



Figura 10.7. Tostado por insolación (alta temperatura) en hojas intermedias de *Eucalyptus globulus*.

El “tostado” se observa en el follaje en exposición N-NW y ocurre en el centro de la lámina, lo que lo hace diferente al síntoma “sun scorch” o necrosis marginal de la lámi-

na que es causado por sequía. El problema conocido como “estrangulamiento” ocurre en viveros a raíz desnuda, especialmente aquellos ubicados en suelo arenoso, desde la emergencia de las plantas y hasta que éstas inician el crecimiento secundario. El “estrangulamiento” se produce porque la alta temperatura en el suelo, que en arenas puede alcanzar 50°C, son mortales para las células de la epidermis de una plantita que recién está saliendo del crecimiento primario (Figura 10.8).

El síntoma puede variar desde lesiones en un lado del tallo hasta una lesión que circunda todo el tallo, siempre a la altura del suelo. Lo mismo puede variar la profundidad de la lesión: desde células de la epidermis a células parenquimáticas del cortex y periciclo; en cuyo caso, según Smith (1970), seguiría el colapso de floema, cambium y xilema.

Los efectos de las lesiones antes nombradas pueden también ser varios: desde una ligera constricción que podría retrasar el crecimiento, hasta un estrangulamiento tal que afecta la estabilidad de la planta, cayendo ésta al suelo en forma similar a “damping off”, vulgarmente llamado “caída”, enfermedad que es producida por hongos.



Figura 10.8. Diversos grados de “estrangulamiento” de plantones de pino en vivero a raíz desnuda.

El “cancro por insolación” fue descrito por Rack (1979) como un daño (“quemaduras”) en la corteza de *Nothofagus alpina*, causado por insolación directa en un rodal de 17 años, recientemente raleado, ubicado en la provincia de Valdivia. Estos canchros son también frecuentes en pino radiata.

El cancro en pino radiata expuesto al sol se observa como un área hundida en el tronco, de largo variable que puede alcanzar varios metros, con la corteza agrietada y muerta y siempre ubicado a una altura sobre 1,5 m, excepto que sobre la corteza muerta se instalen hongos u otros agentes de daño. Este cancro es común en plantaciones de pino raleadas tempranamente, especialmente en pendientes N-NW, y en árboles a orillas de camino en las Regiones del Maule y del Biobío (Figura 10.9). También ocurre en plantaciones de pino oregón.



Figura 10.9. Cancros por insolación en pino radiata.

Según Smith (1970), temperaturas muy altas producirían necrosis distal de acículas en coníferas, pero esto no ha sido estudiado en Chile.

En la zona de los arenales, en algunas plantaciones de pino ubicadas al sur del río Laja, sector Paraguay, se observa enrojecimiento total o parcial del follaje en los árboles orilleros que además muestran menor crecimiento en altura (Figura 10.10). Dado que no se ha observado patógenos envueltos ni síntomas de deficiencias de elementos minerales, se ha sugerido que la radiación solar sería la causa de este problema, el cual aún no ha sido estudiado.



Figura 10.10. Enrojecimiento de acículas en árboles orilleros. Sector Paraguay, Región del Biobío (al sur del Río Laja).

Extremos de humedad

Los extremos de humedad que pueden causar daño a las plantaciones son el anegamiento y la sequía.

Anegamiento

El anegamiento es un fenómeno poco frecuente en el cultivo forestal básicamente porque no se planta en lugares que se aneguen frecuentemente o que queden sujetos a acciones antropogénicas que puedan originar anegamiento o inundación del sitio (Figura 10.11).

El anegamiento puede tener causas naturales, como exceso de lluvias o cataclismos como el terremoto de Valdivia en 1960 que “bajó” el suelo dejando permanentemente inundadas las vegas de Santo Domingo al sur de Valdivia.



Figura 10.11. Anegamiento por lluvias (año 2008) en una plantación de pino en la zona de Arenales, Cabrero.

Otra causa de anegamiento en superficies pequeñas se produce por falta de atención a la limpieza de cursos de agua, canales y drenes que cuando son obstruidos represan el agua inundando sectores vecinos.

Existe otro tipo de anegamiento que podría llamarse “anegamiento solapado”, porque el suelo está saturado y no hay agua visible superficialmente (Figura 10.12). En períodos de lluvia muy prolongados en suelos que se saturan fácilmente por mala permeabilidad, escaso escurrimiento superficial y con pobre drenaje (clases de drenaje W2 y W3), el agua puede permanecer en el suelo por tiempo suficiente como para causar muerte o severo daño en plantaciones recientemente establecidas. En Chile, este tipo de anegamiento es común en suelos arcillosos sobre sustratos de toba o de arenisca cementada ubicados en el secano interior del norte de la Región del Biobío y sur de la Región del Maule, donde hay mortalidad en plantaciones recientes de pino y de eucalipto, aunque éstas sean menos frecuentes en el área (Figura 10.13).



Figura 10.12. Anegamiento subsuperficial en sector Quella, Región del Maule.



Figura 10.13. Muerte de árboles de pino radiata en sectores anegados en forma subsuperficial, con muerte de raíces.

El anegamiento del suelo significa un problema de aireación, se reduce el oxígeno del suelo y se acumula CO_2 . Las raíces desprovistas de oxígeno mueren disminuyendo la capacidad de absorción de agua y nutrientes; las plantas pueden mostrar síntomas de deficiencias y aun de marchitamiento, paradójicamente, con raíces inmersas en agua.

El anegamiento no es de fácil control una vez producido. En suelos que se anegan con frecuencia se puede construir un sistema de drenaje y si esto no es posible se plantan especies más tolerantes al exceso de agua.

El exceso de agua puede facilitar la presencia de organismos patógenos que se ven favorecidos por estas condiciones. En Chile, la muerte de plantas jóvenes causada por

Phytophthora cinnamomi y *P. cryptogea* es frecuente en eucalipto y más rara en pinos que han estado sometidos a exceso de agua.

Sequía

El término sequía es equívoco por cuanto usualmente se refiere a déficit en la caída de agua lluvia y no a la falta de agua en el suelo, que es desde donde los árboles la extraen. En consecuencia, correspondería hablar de sequía cuando no haya agua disponible en el suelo o haya muy poca o haya pero las raíces no puedan absorberla, como cuando estuviere congelada. Es decir, en la sequía referida a las plantas influye tanto el agua caída como también la capacidad del suelo para almacenar esa agua (Figura 10.14).

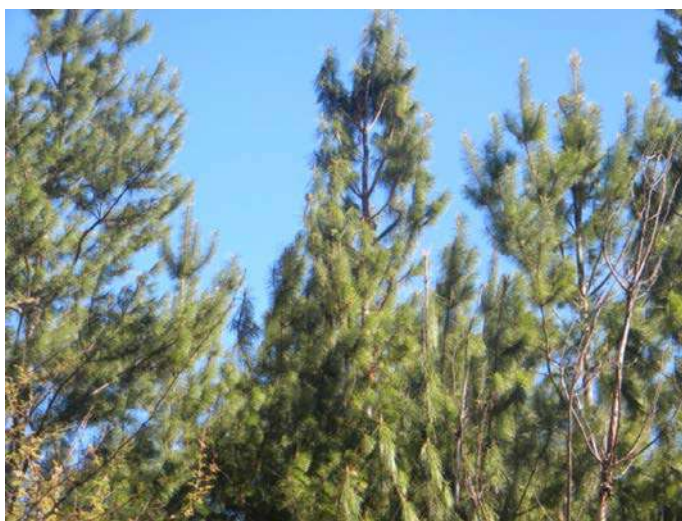


Figura 10.14. Marchitamiento en pino atribuido a sequía (Región del Maule).

Las sequías son frecuentes en el país, especialmente en el secano interior donde el período sin lluvias puede extenderse desde noviembre a marzo. No hay, sin embargo, información disponible sobre los efectos que ese período seco pueda tener sobre las plantaciones de pino; sí hay información sobre plantaciones de eucalipto en el secano costero y secano interior que han mostrado árboles con síntomas de marchitamiento, necrosis del follaje y muerte de algunos individuos.

Aunque el síntoma típico de falta de agua es la marchitez, ocurren otros síntomas como la necrosis del margen de las hojas o “leaf scorch”, que deja la forma de una V invertida o “A” en el tejido verde remanente. Otros síntomas, no observados en plantaciones, son la curvatura de la lámina foliar hacia el nervio medio o “abarquillamiento” o “leaf curling”, que en el país ocurre esporádicamente en frutales y ornamentales, y las rajaduras en el tronco de los árboles (Figura 10.15).



Figura 10.15. Necrosis marginal causada por sequía en eucalipto.

Según Smith (1970), sequías prolongadas en pino producen coloración café en las acículas comenzando desde el extremo; señala además que una sequía a inicios de verano produce en coníferas un acortamiento de las nuevas acículas, el extremo de las acículas se pone amarillo desplazándose hacia abajo y se va tornando café lo que primero estuvo amarillo. Estos síntomas no han sido descritos en el país asociados a sequía.

Otro síntoma que se asocia a sequía es la “muerte regresiva” (dieback), que se aplica a la muerte que comienza desde el ápice del árbol o de ramas y avanza retrocediendo hacia los tejidos más viejos o en caso de ramas, hacia el tronco. En Chile, desde fines de verano en años secos es frecuente observar en plantaciones de pino ubicadas en arenales y en el secano interior, algunos árboles con muerte regresiva. En estos casos usualmente se observa presencia de *Diplodia pinea*, un hongo patógeno que convive como endófito o latente en pino y que se manifiesta como patógeno en árboles con estrés hídrico.

Otro hongo que se manifiesta asociado a sequía en el país y que causa muerte de árboles de pino y eucalipto, es *Macrophomina phaseolina* que coloniza raíces y cuello. Bajo condiciones de adecuada humedad aprovechable, *M. phaseolina* se mantiene sobre algunas raíces sin producir síntomas, pero cuando el árbol sufre estrés hídrico avanza hacia el cuello de la planta colonizando xilema e impidiendo el movimiento del agua hacia la copa causando marchitamiento y muerte de árboles.

El estrés producido por sequía induce la producción de compuestos volátiles que en pino radiata atraen a insectos como *Sirex noctilio*, la avispa taladradora de la madera, y en eucalipto a *Phoracantha semipunctata* y *P. recurva*, insectos que igualmente causan la muerte de los árboles infestados (FAO 2013, Hanks *et al.* 1999, Rawlings y Wilson 1949, Seaton 2012).

La corrección de la sequía no es practicable en plantaciones, excepto que se tenga dere-

chos de agua para el suelo, por su uso anterior en agricultura. Pero, si se tiene patrimonio en zonas donde ocurren sequías, sí se puede operar con medidas que faciliten el desarrollo profundo de raíces como subsolado y fertilización, y minimizar la competencia con control oportuno de malezas.

Otros factores del clima

Viento

La forma, la estructura natural de los árboles, está adaptada para soportar el viento constante y uniforme en una dirección. Bajo esas condiciones el árbol bambolea o rota con el viento. Los problemas se originan porque en temporales el viento no es uniforme, carga o empuja el tronco, ramas, follaje y lo suelta, el árbol vuelve a la vertical pero no recupera la vertical de inmediato y es nuevamente cargado hasta un punto que la madera, las ramas o las raíces no soportan la tensión y tracción y sufren algún tipo de daño.

El viento es un factor de clima que comúnmente causa daño en las plantaciones aun cuando en el país no existan tormentas o huracanes como en el hemisferio norte. El daño en las plantaciones adultas es muy localizado, de hecho sectores de un rodal muestran árboles quebrados o desarraigados. Una situación diferente ocurre en plantaciones recientemente establecidas donde todo el rodal puede ser afectado.

La inclinación de los árboles es muy frecuente en las plantaciones, especialmente de pino radiata con subsolado como preparación de suelo (Figura 10.16). No se ha estudiado, sin embargo, si es un subsolado hecho con suelo aun húmedo y formación de “espejo” o es un sistema radical malformado de plantas en contenedor o plantas de estacas o una combinación de estos factores, lo que hace a las plantaciones susceptibles a la tendidura. Este defecto se corrige comúnmente enderezando en forma manual las plantas y amarrándolas a una estaca o tutor.



Figura 10.16. Plantación de pino radiata de un año inclinada por el viento (Quilleco, Región del Biobío).

La inclinación también puede ocurrir en plantaciones de mayor edad y en este caso el daño no es recuperable, quedando el árbol “sentado” al recuperar el nuevo crecimiento la verticalidad.

Otro tipo de daño que se observa frecuentemente es la quebradura del fuste que ocurre en árboles perfectamente bien anclados, y el desgaje de un brazo en árboles bifurcados (Figura 10.17).



Figura 10.17. Quebradura del fuste por viento en eucalipto y pino.

Normalmente, la quebradura de fuste o de copa ocurre a una altura superior a los 2 m, específicamente donde la copa pivotea al ser bamboleada por el viento y no afecta a árboles aislados en el rodal sino a varios, pero en pequeña superficie.

Ha habido casos muy ocasionales en el país, como un temporal en 1965, que produjo quebraduras del fuste sobre el 20 por ciento de los árboles en plantaciones de pino mayores de 12 años, en la provincia de Biobío.

El desarraigamiento de los árboles ocurre más frecuentemente en árboles sin raíz pivotante y sin raíces injertadas con las raíces de árboles vecinos. También es un problema que afecta a unos pocos árboles en un rodal excepto se haya plantado en suelos muy delgados sin preparación de sitio.

Otro problema muy diferente causado por el viento es uno conocido como “copa cargada” o “árbol bandera” en las plantaciones de pino radiata. En estos casos, la copa del árbol no es simétrica, apareciendo más desarrollada o cargada en dirección contraria desde donde sopla el viento, originando un desplazamiento de la médula fuera del centro y madera de compresión (Figura 10.18), lo que es considerado un defecto de la madera que la inhabilita para algunos usos. Este problema es frecuente en plantaciones

expuestas a vientos constantes del sur, como en la costa de Arauco y en la vertiente oriental de la cordillera de Nahuelbuta.



Figura 10.18. Médula excéntrica y madera de compresión en pino radiata.

Otros problemas menores asociados al viento son lesiones en el cuello de las plantas jóvenes, “abocamiento” del suelo, heridas en el fuste o en ramas por roce entre ramas, quebradura de ramas y daño en el follaje al golpearse con otro follaje. Las lesiones en el cuello de la planta son efecto del bamboleo que hace pivotar la planta joven en el suelo donde, si hay pequeños guijarros, van a producir heridas en la corteza de la planta; en suelos más arcillosos y desprovistos de vegetación, el bamboleo produce “abocamiento” o pequeño hoyo en el suelo (Figura 10.19), donde puede acumularse agua y luego ser afectada la planta por organismos que se ven favorecidos por agua libre, como sucede con especies de *Phytophthora*.



Figura 10.19. “Abocamiento” causado por viento en eucalipto.

La común aparición de bolsillos de resina es otro tipo de daño causado por el viento en plantaciones de pino radiata.

Establecer plantaciones en bloques anuales perpendiculares a la dirección de los vientos dañinos –de modo que un primer bloque vaya protegiendo al siguiente–, o de alta densidad para promover la rápida injertación de raíces, o el uso de cortinas cortaviento que puedan minimizar los daños producidos por el viento, no son medidas practicadas en el país en el cultivo de plantaciones productivas.

Granizos

Los granizos no constituyen un problema para las plantaciones forestales en Chile, aun cuando en algunas plantas aisladas de pino o eucalipto el golpe del granizo en el tallo suculento cause la muerte de las células golpeadas, lo que con el crecimiento subsecuente va a originar heridas abiertas pero con labios de cicatrización en los bordes que ocurren en una serie longitudinal. Estas heridas se presentan solo en la cara del tallo expuesta al granizo. El golpe del granizo en las acículas o en el follaje del eucalipto produce moteado clorótico (Figura 10.20).



Figura 10.20. Daño por granizo en tallo de pino y moteado clorótico en acículas.

Nieve

La nieve constituye un problema ocasional en algunas plantaciones de pino radiata ubicadas en la precordillera andina, causando quebradura de ramas al acumularse la nieve sobre éstas. Muy ocasionalmente afecta a eucalipto (Figura 10.21), ya que normalmente esta especie se planta en sitios donde las nevazones son muy raras.



Figura 10.21. Eucalipto quebrado por el peso de la nieve.

Rayos

La caída de rayos no constituye problema en las plantaciones forestales en el país.

Contaminación ambiental

La contaminación ambiental, ya sea de origen natural o producto de acciones del hombre, no es actualmente un problema en las plantaciones forestales en Chile. La contaminación natural producto de las erupciones volcánicas de los últimos cincuenta años (e.g. Villarrica 1964, 1971, 1984; Hudson 1971, 1991; Chaitén 2008; Cordón del Caulle 2011) han afectado localizadamente la regeneración de bosques naturales por el depósito de cenizas, pero sin mayor perjuicio porque una nueva y más vigorosa regeneración ocurre un par de años después de la erupción (Rafael Avaria, comunicación personal), excepto que los depósitos alcancen más de 100 cm, como ocurrió en algunas zonas de la Región de Aysén con la erupción del Hudson en 1994 (Besoain *et al.* 1995). El año 2008, los flujos de ceniza que bajaban del Chaitén causaron incendios de bosque nativo; no hay mayor información sobre el impacto que la erupción del Cordón del Caulle pudo haber tenido, por ejemplo, en el Parque Nacional Puyehue, próximo al Caulle.

La contaminación ambiental producto de acciones humanas cuando ha originado problemas en las plantaciones, éstas han sido extremadamente puntuales. Por ejemplo, una fábrica de tableros que acumulaba riles en un tranque y luego los evacuaba a plantaciones de pino de su propiedad por una red de canales, por problemas de erosión o acumulación de restos vegetales los canales represaron el escurrimiento de los riles ocasionando la muerte de algunos árboles. En una planta de celulosa, los grifos para ingresar el cloro no ajustaban bien con las mangueras de descarga de los carros de ferrocarril y se liberaba cloro que causaba amarillamiento, blanqueo y necrosis en árboles de pino vecinos. En 1994 en la planta de celulosa localizada en Horcones, Región del Biobío,

ocurrió la explosión de 300 toneladas de clorato de sodio y la nube fitotóxica que se produjo quemó el follaje de pinos y sauces expuestos hacia Laraquete (Márquez 2010); el daño fue, sin embargo, pasajero ya que solo afectó el follaje expuesto al oxidante, que las plantas repusieron sin mayor problema (Figura 10.22).

En algunas ocasiones, se ha hablado en el país de lluvia ácida, atribuyendo a la industria forestal ser la causante de este fenómeno. Por ejemplo, productores de tomate de Ránquil y Nueva Aldea (mayo 7, 2013, <http://rbb.cl/4ue5/>) adujeron que la muerte de plántulos de tomates de su propiedad por efecto de lluvia ácida era producida por el complejo industrial Nueva Aldea. La lluvia ácida, sin embargo, es un contaminante secundario, es decir, el ácido componente se forma a partir de contaminantes primarios, especialmente óxidos de nitrógeno, por lo tanto no es producida como tal en la fuente. La lluvia ácida cae a cientos de kilómetros de la fuente de los contaminantes primarios.



Figura 10.22. Árboles afectados por cloro. Explosión de camión con clorato de sodio en choque 11/06/2002 en Salto del Laja, Región del Biobío.

Foto gentileza Dr. Fernando Márquez, Universidad de Concepción.

Propiedades de suelo desfavorables

Usualmente la ocurrencia de problemas en las plantaciones por condiciones de suelo desfavorables es el resultado de plantar donde no se debería hacer. Los eucaliptos con follaje marchito y ya necrosado que se muestran en la Figura 10.23 estaban plantados en un suelo que no tenía más de 15 cm de profundidad, montado sobre un planchón rocoso que el operador del subsolador dio cuenta al jefe de sector; sin embargo el contratista que plantó no lo sabía y plantó sobre la hilera; milagrosamente las plantas establecidas en esos lunares de suelo muy delgados sobrevivieron dos temporadas antes de secarse.



Figura 10.23. Eucaliptos plantados en suelos poco profundos, sector Galvarino, Región del Biobío.

Desbalance en la fertilidad

Uno de los problemas de origen abiótico más importantes en las plantaciones, tanto por la superficie que afectan como por la corrección que exigen, es el desbalance en la disposición de elementos nutritivos del suelo que originará una deficiencia en nutrientes esenciales en las plantas.

La deficiencia de boro o más correctamente su escasa disponibilidad asociada a la humedad del suelo, ocurre prácticamente en todo el territorio plantado y su corrección es ya una práctica habitual, aunque en la oportunidad de aplicarla aún se cometen errores (González *et al.* 1983, Schlatter y Gerding 1985). La deficiencia de boro en pino presenta dos síntomas típicos: muerte de yemas y muerte de brotes. Los síntomas en eucalipto son más complejos: el más característico es la muerte de los brotes apicales, necrosis marginal de hojas superiores que suele aparecer acompañado de caída de las ramas, o “ramas péndulas”.

Otro elemento cuya deficiencia es común en los suelos de la depresión central y en algunos sitios de la costa, aun cuando no representa una pérdida severa del crecimiento, como el boro, es la deficiencia de potasio, que comúnmente no se corrige aun cuando el potasio sí se incluya en algunas fórmulas de fertilización al establecimiento de plantaciones (Bonelli y Schlatter 1995, Miletic 1990, Schlatter y Grez 1978). La deficiencia de potasio es frecuente en los primeros años en plantaciones de pino en arenas, y en plantaciones adultas ubicadas en suelos rojo arcilloso de origen volcánico, típicamente los de la serie Collipulli en la depresión central. El síntoma característico en plantaciones jóvenes es coloración amarilla de las acículas del año anterior, que usualmente se presenta a salidas de invierno; las plantaciones adultas adquieren coloración estacional opaca a gris plomizo que desaparece a mediados o fines de primavera.

La deficiencia de fósforo, que en Chile es importante en cultivos agrícolas como remolacha, papas y cereales (Rojas 1973, Sierra *et al.* 2002, Volke 1973), no lo es en el cultivo forestal. Adams (1979) en su visita de trabajo a Chile determinó que la deficiencia de fósforo podría ocurrir en una pequeña serie de suelos (Guanacos) hoy incluida en la Asociación de suelos Constitución. Ensayos de fertilización fosfatada en plantaciones de pino en serie Guanacos, sin embargo, no tuvieron respuesta (González *et al.* 1983). Es altamente posible que la eficiencia de las micorrizas asociadas a pino permita que el fósforo fijado quede disponible para los árboles. El síntoma de fusión de acículas atribuido a deficiencia de fósforo correspondería más bien a deficiencia de calcio (Mead 2013).

La deficiencia de nitrógeno tampoco es frecuente en el país. El síntoma característico de amarillamiento de acículas cortas y ralas suele observarse en algunos sectores en plantaciones en la zona de arenales. Sobre la ausencia de respuesta a aplicaciones de fertilizantes nitrogenados en rodales recién raleados y aun en plantaciones de uno o dos años, se ha postulado que en pino radiata habría problemas con la cantidad de enzima nitrato-reductasa (Luis Longeri, comunicación personal) necesaria para la asimilación del nitrato.

Alteraciones genéticas

En algunas especies de polinización abierta suelen ocurrir alteraciones genéticas en forma esporádica. En pinos se ha observado albinismo, o completa ausencia de clorofila en algunas ramas y raramente, fasciación o aparición de un brote con el tallo plano, como cinta.

Referencias

- Adams J. 1979. Fertilización en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile. Documento de trabajo N° 19. Santiago, Chile. Proyecto CONAF/FAO/PNUD/CHI/76/003. 58 p.
- Besoain E, R Ruiz, C Hepp. 1995. La erupción del volcán Hudson, XI región, y sus consecuencias para la agricultura. *Agricultura Técnica* 55(3-4): 204-219.
- Bonelli C, J Schlatter. 1995. Caracterización de suelos rojos arcillosos de la zona Centro-Sur de Chile. Characterization of Red-clay soils of the South-Central Chile. *Bosque* 16(2): 21-37.
- FAO. 2013. Sustainable management of *Pinus radiata* plantations. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 265 p.
- González G, C González, J Millán, R Escobar. 1983. Estudio de fertilización en plantaciones *Pinus radiata*. Primeros resultados. Santiago, Chile. Corporación Nacional Forestal/Programa de las Naciones Unidas para el desarrollo/Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (CONAF/PNUD/FAO). 159 p.
- Hanks L, T Paine, J Millar, C Campbell, U Schuch. 1999. Water relations of host trees and resistance to the phloem-boring beetle *Phoracantha semipunctata* F. (Coleoptera: Cerambycidae). *Oecologia* 119(3): 400-407.

- Kennelly M, J O'Mara, C Rivard, G Miller, D Smith. 2012. Introduction to abiotic disorders in plants. *The Plant Health Instructor* DOI: 10.1094/PHI-I-2012-10-29-01.
- Márquez R. 2010. Introducción a la gestión de sustancias peligrosas. In Seminario: Introducción al manejo de sustancias peligrosas en situaciones de emergencia, 19 de noviembre, Antofagasta, Chile. Proceedings. p. 71.
- Mead D. 2013. Sustainable management of *Pinus radiata* plantations. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 265 p.
- Miletic E. 1990. Aplicación correctiva de fertilizantes potásicos en *Pinus radiata* D. Don. Tesis Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 96 p.
- Ogle H. 1997. Abiotic disease of plants. In Brown JF, HJ Ogled eds. Plant pathogens and plant diseases. Armidale, Australia. Rockvale Publications. p. 156-171.
- Rack K. 1979. Daño por insolación en árboles de *Nothofagus alpina* I. Observaciones en una plantación en Chile. *Turrialba* 20(4): 488-497.
- Rawlings G, N Wilson. 1949. *Sirex noctilio* as a beneficial and destructive insect to *Pinus radiata* in New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry* 6: 20-29.
- Rojas O. 1973. Investigaciones en fertilidad de suelos: años 1960 a 1970. Santiago, Chile. IANSA. 73 p.
- Schenkel S, V Baherle. 1983. Cambios de fertilidad observados en perfiles de suelos Chilenos. Antecedentes. *Agricultura Técnica* 43: 39-46.
- Schlatter J, Grez. 1978. Diagnóstico de los factores causantes del crecimiento restringido en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don, provincias de Malleco y Bio-Bio. In II Simposio Nacional de la Ciencia del Suelo, 17 de octubre, Santiago, Chile. Proceedings. p. 36-63.
- Schlatter J, V Gerding. 1985. Deficiencia de boro en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile. II. Principales causas y corrección. *Bosque* 6(1): 32-43.
- Seaton A. 2012. The interaction of drought and the outbreak of *Phoracantha semipunctata* (Coleoptera: Cerambycidae) on tree collapse in northern jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest. Tesis Master. Perth, Western Australia. Murdoch University, School of Biological Sciences and Biotechnology. 155 p.
- Sierra B, J Santos, J Kalazich. 2002. Manual de fertilización del cultivo de la papa en la zona sur de Chile. INIA. 104 p.
- Smith W. 1970. Tree pathology: A short introduction. New York, NY. Academic Press. 297 p.
- Volke V. 1973. Fertilización nitrogenada y fosfatada del trigo en suelos trumaos de las provincias de Malleco y Cautín. *Agricultura Técnica* 33(1): 6-15.

11. Agua y bosques plantados

Rolando Rodríguez

Introducción

El balance hídrico en un sitio en particular o en una cuenca es influenciado por los bosques plantados, ya que interviene en todos los procesos del ciclo hidrológico, excepto la precipitación. Quizás el tópico más relevante es que los bosques plantados compiten por recursos hídricos que son limitados (White *et al.* 2001) y existen evidencias en diversos países que éstos reducen los recursos hídricos (Bruijnzeel 1997, Dye 1996, Little *et al.* 2009, Rodríguez 1989, Zhang *et al.* 2001). Sin embargo, se ha reportado que existen percepciones diferentes entre la población y las investigaciones de los científicos, respecto del impacto de los bosques plantados en los recursos hídricos (Calder 2002). El tema es de suyo complejo, ya que la expansión de los bosques plantados a gran escala, como ha sido el caso de Chile, ha generado la fundada percepción que podría tener efectos hidrológicos importantes y competir por la disponibilidad de agua con otros usos, lo que ha conducido a conflictos con la comunidad. Por ello, este capítulo pretende revisar algunos supuestos generales acerca del efecto de los bosques plantados en el ciclo y régimen hidrológico, uso del agua por bosques plantados y sugerir líneas de trabajo que permitan aminorar los efectos de los bosques plantados en el régimen hidrológico.

Hidrología de bosques plantados

La hidrología de bosques plantados y las relaciones agua-vegetación están íntimamente unidas. La hidrología de bosques plantados se basa en el balance hídrico, el que depende de la precipitación, intercepción, escorrentía directa y evaporación. Con la excepción de la precipitación, todos estos procesos están fuertemente influenciados por la densidad de los árboles, la estructura de los rodales y la arquitectura del dosel arbóreo o arbustivo y los estratos herbáceos (Landsberg 1997). Dependiendo del período de tiempo de análisis, el balance hídrico influencia el crecimiento de los árboles y, por tanto, la estructura de los rodales y su arquitectura. La Figura 11.1 muestra un diagrama esquemático del balance hidrológico de un rodal forestal (Landsberg y Gower 1997).

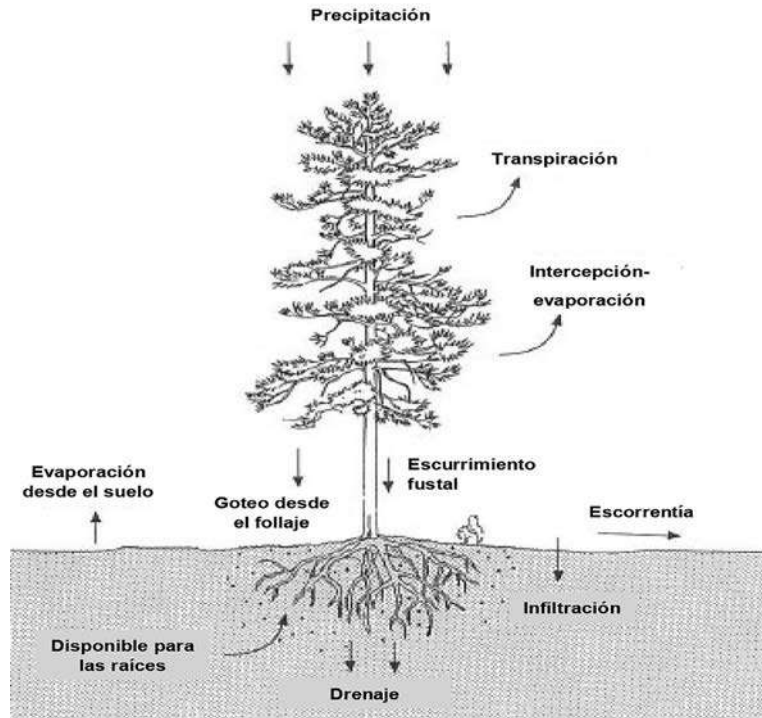


Figura 11.1. Diagrama de representación de los principales componentes del balance hidrológico.

Fuente: Landsberg y Gower (1997).

El principio básico de todos los procesos hidrológicos es el balance de masas. Por ello, el objetivo de los estudios hidrológicos o sus cálculos es la medición de todos los ingresos y egresos de agua que componen el sistema hidrológico. Los ingresos pueden presentarse en forma de lluvia, nieve, flujo superficial de los ríos, escorrentías que salen fuera del sistema, así como la dirección y sentido de los flujos subterráneos. El agua fluye del sistema a través de la evaporación, transpiración, flujos superficiales y aguas superficiales que drenan fuera del sistema. En el caso de un bosque plantado, el drenaje de agua fuera del sistema puede dirigirse desde la zona de raíces de los árboles (Landsberg y Gower 1997).

Un aspecto importante de la hidrología de bosques plantados es la relación con las escalas de análisis, ya que es posible considerar cualquier escala, que podría partir desde el estatus hídrico de un tejido de una planta hasta el balance global de una gran cuenca (Waring *et al.* 1981). Cada escala tiene su propia variabilidad y dependiendo de la escala de análisis, las grandes superficies de bosques plantados son indudablemente muy importantes en el ciclo hidrológico global, pero su significancia es difícil de estimar por el efecto de los océanos. Sin embargo, la significancia de los bosques plantados en el ciclo hidrológico en los niveles regionales ha sido demostrada por diversos estudios (Landsberg y Gower 1997). Al respecto, Hamilton (2008) presenta el impacto del uso de

la tierra sobre el régimen hidrológico, que varía de acuerdo con la escala de intervención en la cuenca (Tabla 11.1). En cuencas con superficies inferiores a 100 ha, los impactos del uso de tierra se aprecian prácticamente en todas las variables del régimen hidrológico. En cambio, en tamaños de cuencas con superficies sobre 1.000 ha, no se observan impactos evidentes, excepto la salinidad de las aguas.

Tabla 11.1. Impacto del uso de la tierra sobre parámetros hídricos, según tamaño de la cuenca.

Variable	Tamaño de la cuenca (ha)						
	0,1	1	10	100	1.000	10.000	100.000
Caudal medio anual	×	×	×	×	○	○	○
Caudal máximo	×	×	×	×	○	○	○
Flujo base	×	×	×	×	○	○	○
Recarga agua subterránea	×	×	×	×	○	○	○
Carga de sedimentos	×	×	×	×	○	○	○
Salinidad	×	×	×	×	×	×	×
Régimen térmico	×	×	○	○	○	○	○

Nota: × es impacto observado; ○ no se han observado impactos.

Fuente: Hamilton (2008).

Desde el punto de vista de los silvicultores, los temas más importantes asociados a la hidrología de bosques plantados son el efecto del raleo y la tala rasa sobre el balance hidrológico. Las cuencas con bosques plantados en superficies importantes se asocian usualmente con la alta calidad de las aguas y la estabilidad de la escorrentía superficial. En cambio, las cuencas deforestadas y degradadas se consideran como ambientalmente dañadas por prácticas sin sustentabilidad ambiental, debido a la erosión de los suelos y la baja calidad del agua, lo cual ocurre permanentemente, aunque esta condición no constituye necesariamente un axioma, ya que estas cuencas pueden ser restauradas.

La estructura general de un modelo de balance hídrico en bosques plantados contempla ingresos de agua mediante la precipitación, la que se distribuye como nieve, agua en la hojarasca del suelo, superficie del suelo y horizontes del suelo. Las pérdidas de agua en este sistema se producen por evaporación, escorrentía superficial y percolación profunda. Como se muestra en la Figura 11.1 a nivel de rodal, el balance hídrico se define según Landsberg (1997) de acuerdo a la siguientes ecuación:

$$P - I - E_s - D - \Delta\theta - E = 0 \quad (1)$$

Donde, P es la precipitación bajo diversas formas (lluvia, nieve o neblina), I es el agua interceptada desde el dosel, E_s es la escorrentía superficial, D es el agua que se acumula en la zona de raíces (subsuelo), $\Delta\theta$ son los cambios (Δ) en el contenido de humedad del suelo (θ) y E es la evaporación.

La ecuación 1 puede utilizarse para el análisis de solo un evento de precipitación o una serie de eventos, aunque las escalas de tiempo a las cuales operan los diferentes procesos varían considerablemente. Las escalas de tiempo muy cortas usualmente sólo se pueden aplicar al agua interceptada por el dosel, puesto que se puede evaporar el agua desde el dosel en un período que puede ir desde minutos a horas. La escorrentía superficial directa continúa por horas o días. En tanto que los cambios en la humedad del suelo (la capacidad de almacenamiento del suelo son características en el rango de 100-200 mm⁻¹) dependerán del contenido inicial de humedad en el suelo y la tasa de infiltración relativa a la tasa de drenaje fuera de la zona de raíces. El contenido de humedad del suelo depende de las propiedades hidráulicas, la profundidad del suelo y la capacidad de penetración de las raíces. Por ello, cuando no hay precipitación y el dosel está seco, $I = 0$ y si E_s y D son cero, entonces $E = \Delta\theta$. Las diferencias en los balances hídricos de los distintos tipos vegetacionales, por ejemplo praderas y bosques, pueden ser analizados en término de la ecuación 1 con la estimación apropiada de los diferentes términos que la componen (Landsberg 1997).

La escorrentía se explica por la fuerte relación entre la intensidad de la lluvia y las tasas de infiltración del suelo. En efecto, habrá suelos que no serán capaces de infiltrar la alta intensidad de la lluvia, por lo que una considerable cantidad de agua se transforma en escorrentía aun cuando el suelo no esté saturado (Horton 1939). Otra posibilidad es que esta agua drene, por lo cual no estará disponible para su uso por los árboles.

El agua superficial se almacena o escurre sobre la superficie del suelo y puede seguir tres vías principales: escorrentía superficial, escorrentía subsuperficial y flujo de agua subterránea (Chow *et al.* 1994). El flujo de agua que se desplaza sobre la superficie del suelo hasta alcanzar un canal se denomina escorrentía superficial (Linsley *et al.* 1977). A su vez, haciendo las debidas simplificaciones, estas se presentan en dos componentes: la escorrentía directa y el flujo base. La escorrentía directa se explica por la intensidad de la precipitación que es superior a la capacidad de infiltración del suelo y constituye la respuesta de una cuenca a una tormenta en particular (Horton 1939). La escorrentía directa está constituida por una parte sustancial de la escorrentía subsuperficial (Linsley *et al.* 1977). Generalmente, la escorrentía directa puede ser pequeña; sin embargo, si la intensidad de las precipitaciones es alta, puede dar origen a los caudales de crecidas. A su vez, el agua subterránea y subsuperficial da origen al caudal base y está constituido por la escorrentía que presenta un canal en ausencia de precipitaciones, lo que coincide con el período de estiaje. Al separar ambos componentes de la escorrentía directa, caudales de crecidas y caudal base, es más claro observar el efecto de los bosques plantados en el ciclo hidrológico.

Los parámetros claves que regulan las pérdidas por intercepción son la capacidad de almacenamiento del dosel, lo cual depende del área foliar, y la arquitectura del dosel (Waring y Running 2010) junto con las características de las tormentas (Rutter *et al.* 1972). Tanto el área foliar como la arquitectura definen la estructura de distribución de la lluvia por el dosel, la que se compone por la caída de gotas desde el follaje, escurrimiento fustal, capacidad de almacenamiento del dosel y la capacidad de almacenamiento fustal (Gash 1979, Rutter *et al.* 1972).

Las características de frecuencia e intensidad de la lluvia también influyen en la intercepción. Con lluvias de alta frecuencia habrá menor disponibilidad de luz, por lo que el agua se almacenará en el dosel y habrá mayor disponibilidad de agua para la evaporación, por lo que las pérdidas por intercepción serán más altas (Landsberg 1997). Las lluvias de alta intensidad rápidamente saturarán la capacidad de almacenamiento del dosel. Después la lluvia alcanzará el suelo, ya sea como flujo fustal o caída directa desde el follaje (Landsberg y Gower 1997). Desde el punto de vista del balance de masas, la tasa de extracción de agua desde la zona de raíces dependerá de la tasa de transpiración y de la capacidad de los árboles para sustentar esta tasa, la cual declina con la disminución del contenido de agua del suelo. La profundidad de las raíces y la utilización del agua del suelo, así como las características de su capacidad de almacenamiento, determinarán la magnitud del agua almacenada que puede ser usada por los árboles. La Figura 11.1 proporciona sólo una guía aproximada del probable balance hídrico de los bosques plantados, puesto que este balance debe ser analizado de acuerdo al desarrollo estacional del índice de área foliar.

Efecto de los bosques plantados en la evapotranspiración y consumo de agua

El potencial de los bosques plantados para competir por recursos hídricos con otros usos está dado por la relación entre disponibilidad de agua y crecimiento, el uso de aguas subterráneas y el potencial de los árboles para agotar el agua del suelo (White *et al.* 2001). Sin embargo, la intensidad de la competencia estará dada por la posición del rodal en el paisaje, la especie, la estacionalidad de la lluvia y las prácticas de manejo de los bosques plantados (Vertessy 2001). La evapotranspiración es el proceso dominante que contribuye al uso del agua y constituye el mecanismo por el cual los árboles interactúan directamente con el agua del suelo y subterránea para asegurar su desarrollo (White *et al.* 2001). Por ello, resulta interesante explorar los procesos de evapotranspiración y consumo de agua por los bosques plantados.

Efecto de bosques plantados en la evapotranspiración

Los cambios de la cobertura de uso de la tierra de bosques nativos o bosques plantados, generalmente provocan cambios en la evapotranspiración, de tal forma que afecta los otros componentes del balance hídrico, como la escorrentía y la recarga de napas freáticas. En lo relativo a cambios en el uso de la tierra, se ha comprobado que las tasas de evapotranspiración en bosques nativos y bosques plantados son más altas que en praderas, lo cual se explica por la mayor capacidad de intercepción y transpiración debido a que el área foliar y la persistencia de las hojas es mayor que en praderas (Cornish 1989). A su vez, influye su mayor rugosidad aerodinámica y un sistema radicular que es mucho más profundo, por lo que los bosques plantados tienen mayor acceso al agua disponible en el suelo, que las praderas. Los bosques plantados tienen una mayor capacidad de extraer la humedad desde el suelo en condiciones de aridez y un menor albedo, lo que implica una mayor absorción de la energía radiante para incrementar la tasa de transpiración (Vertessy *et al.* 2003).

Utilizando pares de curvas paralelas entre cobertura de *Eucalyptus* nativos y praderas en

Australia, Zhang *et al.* (1999) observaron que en la medida que incrementan las precipitaciones, la tasa de evapotranspiración de *Eucalyptus* nativos aumenta sostenidamente en relación a la cubierta de praderas. Por su parte, Holmes y Sinclair (1986) observaron un fuerte incremento en la evapotranspiración en *Eucalyptus* nativos en relación a praderas solo hasta aproximadamente los 1.200 mm (Figura 11.2). Entre los 1.200 y 2.000 mm, las tasas de evapotranspiración incrementan en forma paralela en ambos tipos de cubierta. Posteriormente, las tasas de evapotranspiración se estabilizan después de los 2.000 mm.

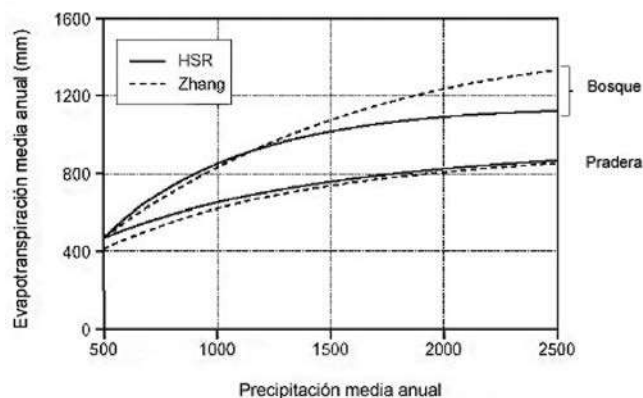


Figura 11.2. Relación entre tipo de cobertura, precipitación y evapotranspiración anual, de acuerdo a las relaciones establecidas por Holmes y Sinclair (1986) (línea continua) y Zhang *et al.* (1999) (línea segmentada).

Si se compara entre especies forestales, por lo general se atribuye una mayor tasa de evapotranspiración a *Pinus radiata* que a *Eucalyptus* spp., debido a su mayor capacidad de intercepción (Putuhena y Cordery 2000). Dunin y Mackay (1982) encontraron que las tasas de evapotranspiración de bosques plantados de *P. radiata* son mayores que en *Eucalyptus* spp. en invierno, pero la evapotranspiración anual es similar. Entre especies forestales, todos los componentes del balance hídrico presentan cambios sustanciales, como fue determinado por Pilgrim *et al.* (1982) en bosques plantados de *P. radiata* y *Eucalyptus* en cuencas de Australia (Tabla 11.2).

Tabla 11.2. Efecto de la distribución de la precipitación de *Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp. en cuencas de Australia.

Componente	<i>Pinus radiata</i>	<i>Eucalyptus</i> spp.
Precipitación bruta (mm)	842	870
Intercepción de la precipitación (mm)	183	99
Transpiración y evaporación desde el suelo (mm)	472	501
Evapotranspiración (mm)	655	600
Cambios de humedad del suelo (mm)	-3	1
Escorrentía (mm)	190	269

Fuente: Pilgrim *et al.* (1982).

En Chile se ha determinado que la evapotranspiración de bosques plantados adultos de *Pinus radiata* es mayor en un 80 por ciento que en praderas (Huber y López 1993). Los bosques plantados presentan una intercepción que fluctúa entre el 18 a 35 por ciento de la precipitación, mientras que bosques naturales es de 14 a 40 por ciento de la precipitación. Huber y Trecaman (1993) registraron una intercepción mayor en bosques plantados de *P. radiata* que en *Eucalyptus nitens*, aunque las diferencias no fueron significativas. La percolación en praderas es del orden del 37 al 60 por ciento de la precipitación, en cambio en bosques plantados es del orden del 12 al 29 por ciento (Huber y Trecaman 1993).

Efecto de los bosques plantados en el consumo de agua

El consumo de agua por las plantas es determinado por el producto de la evapotranspiración y un factor de cultivo (kc). Debido al factor de cultivo, existen diferencias significativas en los patrones de uso del agua para las distintas especies de árboles, ya que es influenciado por tres factores: el área foliar, la tasa de transpiración y el sistema radicular. Por tanto, el efecto de bosques plantados en suelos desnudos o degradados en el régimen hidrológico se basa en la interacción de estos tres factores, lo cual explica los diversos resultados que se alcanzan en las investigaciones en condiciones de sitios específicos. Un breve resumen de estos factores se presenta a continuación.

El área foliar. El factor de cultivo (kc) y su valor está relacionado con la cantidad de agua que está almacenada por la zona de raíces en el suelo. Por tanto, con altos contenidos de agua en el suelo, la planta consumirá agua hasta alcanzar un *plateau*, para que posteriormente caiga el valor de kc en una relación lineal con la disponibilidad de agua en el suelo, la que disminuye hasta agotarse. En esta relación, el control estomático regula la transpiración y sus cambios están asociados al incremento o disminución del área foliar (Landsberg y Coops 1999). En la mayoría de los ambientes, los bosques plantados desarrollan y conservan en el mediano plazo el área foliar, la que está en un equilibrio dinámico con la precipitación media anual de largo plazo y la mayor proporción de precipitación que puede ser transpirada (Waring y Running 2010).

Transpiración de las hojas. La tasa de transpiración por unidad de área foliar está determinada por la diferencia en la presión de vapor de agua que se presenta entre el interior y exterior de la hoja, siendo regulada por la conductancia estomática de la hoja, esto es la apertura y cierre de estomas. Una alta tasa de conductancia estomática también significará que se presenten altas tasas de uso de agua. Para una conductancia estomática dada, la máxima tasa de transpiración ocurre cuando las hojas son rodeadas por aire seco, puesto que los estomas son también altamente sensibles a la sequedad del aire circundante (medido como déficit de presión de vapor, DPV). Por ello, con el aumento del DPV los estomas se cierran para prevenir la pérdida excesiva de agua a través de las hojas. El cierre de estomas en respuesta a la sequedad del aire significa que las máximas tasas de transpiración usualmente ocurren a niveles relativamente bajos de DPV. Cuando el DPV es cero y con el lento aumento del DPV, la transpiración incrementará muy rápidamente antes que alcance el *plateau*, o aun con la disminución a muy altos niveles de DPV (O'Loughlin y Nambiar 2001).

En condiciones de suelos muy húmedos, puede haber diferencias sustanciales entre especies en la relación entre conductancia estomática y DPV. Por ejemplo, en bajos niveles de DPV, la conductancia estomática puede ser hasta cuatro veces mayor en *Eucalyptus globulus* que en *Pinus radiata*, pero en condiciones de aire muy seco, los estomas de hojas en *E. globulus* se cierran e inhiben la pérdida de agua a un grado mayor que en *P. radiata* (O'Loughlin y Nambiar 2001).

El comportamiento fisiológico de los bosques plantados afecta el uso del agua en una forma que es altamente dependiente del clima. En ambientes cálidos (aire seco) –asumiendo que el suelo está completamente húmedo– se podría esperar que *Pinus radiata* use más agua que especies de eucaliptos. En ambientes húmedos, es a la inversa. Como los suelos se secan, la conductancia estomática cambia de una forma significativa. Si la oferta de agua a las raíces es limitada porque el suelo se ha secado, los estomas de las hojas pueden cerrarse con el aumento del DPV o las hojas podrían marchitarse, porque la oferta de agua a las hojas no sería suficiente para satisfacer la tasa de pérdida de agua (O'Loughlin y Nambiar 2001).

En condiciones de largo plazo, ocurre la selección de especies y los árboles que mantienen grandes áreas foliares durante el verano (por ejemplo, *Eucalyptus globulus* y *E. nitens*) no pueden sobrevivir en estas condiciones. La sobrevivencia y crecimiento de bosques plantados con especies exóticas en áreas donde la humedad del suelo se agota continuamente, ya sea por sequías o por consumo hídrico del bosque, es altamente riesgosa. La selección de procedencias de las especies puede ser también importante para mejorar la sobrevivencia y el crecimiento de especies plantadas en estas áreas (O'Loughlin y Nambiar 2001).

Tipos de enraizamiento de árboles. La arquitectura de raíces difiere entre las especies arbóreas, lo cual explica las diferencias en las tasas de consumo de agua. Algunas especies de *Eucalyptus* pueden extraer agua desde el perfil del suelo a niveles muy profundos y absorben agua de buena calidad para el riego y moderadamente salinas de aguas subterráneas, a tasas de hasta 3 mm por día (O'Loughlin y Nambiar 2001). Generalmente, si los bosques plantados tienen patrones de enraizamiento capaces de extraer agua desde fuentes adicionales a las lluvias (por ejemplo, aguas subterráneas), probablemente sustentarán un alto índice de área foliar. Hasta cierto límite esto resultará en una mayor productividad, pero un mayor consumo de agua, al menos en las mismas especies. Sin embargo, el mayor índice de área foliar no podrá sustentarse si el bosque plantado agota toda el agua almacenada o si el agua subterránea disponible está expuesta a altas tasas de salinidad en la zona de raíces.

Para analizar el uso del agua por bosques plantados y comprender las interacciones árbol-medioambiente, se puede utilizar la ecuación de Penman-Montheith simplificada, que estima la transpiración mediante dos variables: conductancia estomática y déficit de presión de vapor. De esta forma, en condiciones de suelos sin limitantes de agua, el plateau en la Figura 11.3 del valor de kc será determinado por el área foliar, la máxima conductancia estomática y la respuesta de la conductancia estomática al déficit de presión

de vapor (White *et al.* 2001). Los valores de k_c de 1,0 en *Eucalyptus globulus* y 0,8 en *Pinus radiata* (Figura 11.3) sugieren que con altos contenidos de humedad en el suelo, algunos rodales transpirarán a la máxima tasa posible, como es el caso de *Eucalyptus*. Sin embargo, *P. radiata* transpira entre el 55 y 80 por ciento de la máxima tasa posible.

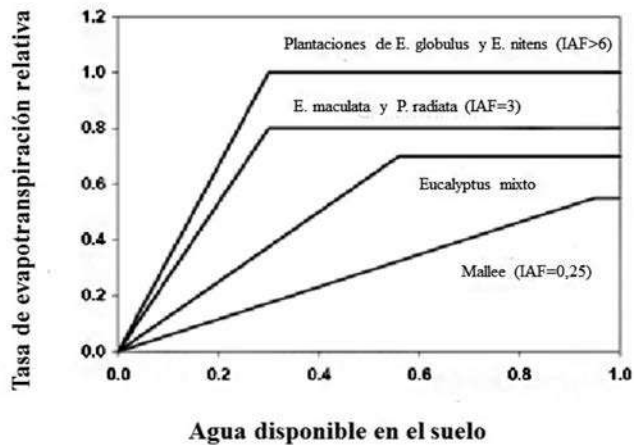


Figura 11.3. Características de la evapotranspiración en diferentes rodales, en que se muestra la tasa de evapotranspiración relativa (k) en función del agua disponible en el suelo.

Fuente: White *et al.* (2001).

A nivel de cuenca, Feikema *et al.* (2007) predicen los impactos del consumo de agua por bosques plantados, utilizando el modelo basado en procesos 3-PG (Figura 11.4).

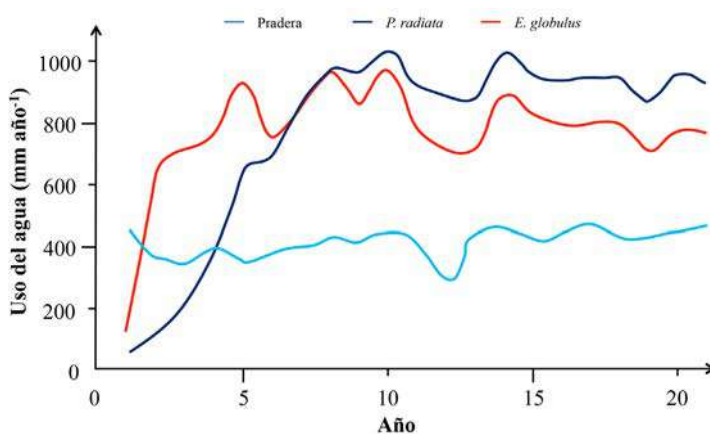


Figura 11.4. Predicción del consumo de agua por bosques plantados de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* en comparación con praderas en la cuenca Clem Creek, Nueva Zelanda.

Fuente: Feikema *et al.* (2007).

Como se muestra en la Figura 11.4, la tendencia al uso del agua es mayor en las praderas que en bosques plantados de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* en los primeros 4 años. Posterior a este período, los bosques plantados consumen más agua que las praderas. A su vez, en los primeros años de establecido el bosque (6 años) *E. globulus* consume una mayor cantidad de agua que el bosque plantado de *P. radiata*, principalmente porque el área foliar es mayor (Feikema *et al.* 2007). Sin embargo, después del año 9, el bosque plantado de *P. radiata* consume una mayor cantidad de agua que *E. globulus*. En general las magnitudes de consumo de agua en bosques plantados de *E. globulus* están en el orden de los 800 mm, en tanto que en *P. radiata* alrededor de los 900 mm (Battaglia y Sands 1997, Feikema *et al.* 2007, Holmes y Sinclair 1986, Zhang *et al.* 1999). Considerando las magnitudes de consumo estimadas, la Figura 11.5 muestra un mapa de distribución de los bosques plantados de *P. radiata*, *E. globulus* y *E. nitens*, según rango de distribución pluviométrica (Del Pozo y del Canto 1999), en la Región del Biobío, Chile.

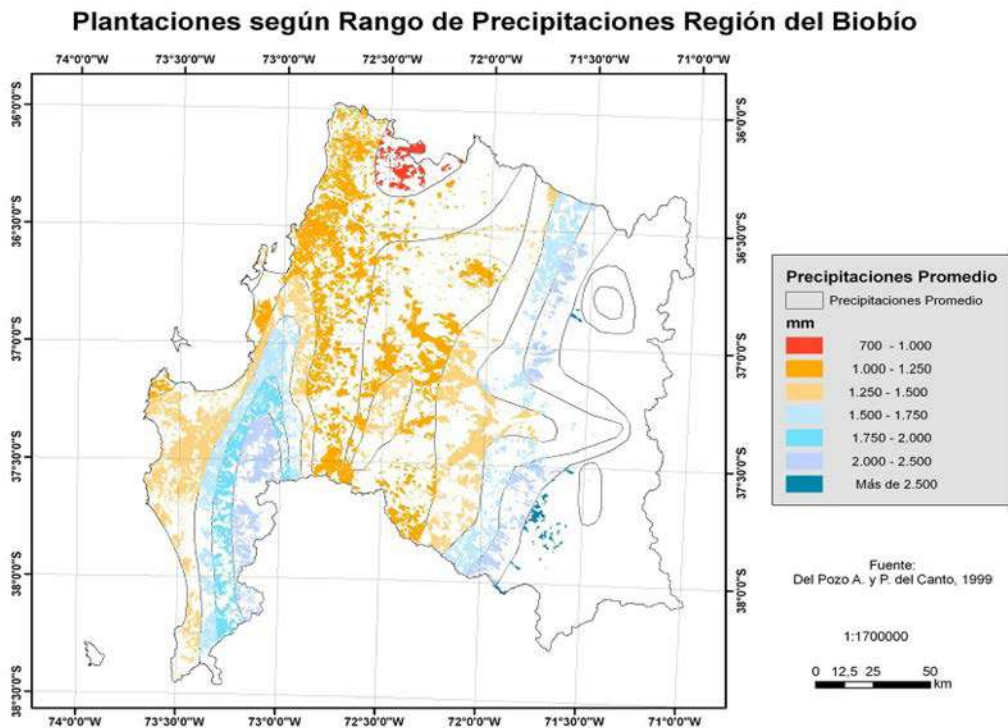


Figura 11.5. Distribución de los bosques plantados según rango de precipitaciones en la Región del Biobío, Chile.

Solo un 2 por ciento de la superficie plantada en la Región del Biobío (Figura 11.5) se estableció en una zona crítica, puesto que el consumo es mayor a la precipitación. El 98 por ciento de los bosques plantados se localiza en áreas donde el consumo es menor que el monto de precipitaciones, con un balance hídrico positivo.

Considerando aspectos fisiológicas apoyados por estudios de campo sobre el consumo de agua en las principales especies forestales cultivadas en Chile y de acuerdo a la experiencia internacional (O'Loughlin y Nambiar 2001), se pueden plantear algunas generalizaciones sobre el consumo de agua.

En condiciones de suelos con buenos niveles de humedad:

- Bosques plantados de *Eucalyptus globulus* transpiran agua hasta alcanzar la máxima tasa posible.
- Bosques plantados de *Pinus radiata* transpiran agua cerca del 70 por ciento de la máxima tasa posible.
- Cuando el aire está muy seco, *Pinus radiata* transpira más agua que *Eucalyptus globulus*.

En condiciones de suelos secos:

- El riesgo de muerte en *Eucalyptus globulus* creciendo en ambientes propensos a sequías es muy alto.
- Otras especies de *Eucalyptus* muestran diferentes patrones de uso de agua en suelos secos y probablemente diferente sensibilidad a sequías.

Para todas las condiciones:

- Los árboles de todas las especies interceptan más precipitaciones que cultivos o praderas. Pero la intercepción de cultivos y praderas no es cero.
- Las raíces más profundas de todas las especies de árboles pueden extraer más agua desde el perfil del suelo que cultivos o praderas y reducir la escorrentía superficial.
- Hay variaciones genéticas entre las especies de árboles en su adaptabilidad al uso de agua subterránea.

Todas estas diferencias deberían reconocerse y medirse para proporcionar una mejor base que combine la especie con las características del paisaje para programas de forestación sustentables.

Efecto de los bosques plantados en el régimen de caudales

La forestación por bosques plantados de zonas en que las tierras fueron abandonadas por el alto nivel de deterioro del suelo influencia el régimen de caudales. Entre los principales efectos que se han reportado destaca la reducción de la producción de aguas superficiales y de aguas subterráneas en las cuencas (Vertessy *et al.* 2003). Otros cambios que se producen en el régimen de caudales son la redistribución estacional de la escorrentía, la magnitud y tiempo de los caudales máximos y la persistencia de los caudales de estiaje (Keenan *et al.* 2006). Estos cambios dependerán de la superficie de la cuenca en que se establecen los bosques, el régimen de precipitaciones, la especie, la ubicación altitudinal de los bosques plantados en la cuenca, su dispersión en la cuenca y los regímenes silvícolas, por mencionar los más importantes (Zhang 2010). Los fundamentos de los efectos de los bosques plantados en el régimen de escorrentía superficial,

caudales máximos, aguas subterráneas y caudales base se describen a continuación.

Efecto de los bosques plantados en la escorrentía superficial

La escorrentía superficial se origina, según Horton (1939), cuando la intensidad de la precipitación es superior a la capacidad de infiltración del suelo y constituye la respuesta de la escorrentía de una cuenca a una tormenta en particular, la que puede ser incrementada por la escorrentía subsuperficial (Linsley *et al.* 1977). La vegetación influye en la escorrentía superficial a través de dos mecanismos: la intercepción y la transpiración de las plantas. Sin embargo, el conocimiento de estos fenómenos es aún limitado y complejo, por lo cual no es fácil cuantificar el efecto de los bosques plantados en la escorrentía superficial.

Para explicar el efecto de los bosques plantados sobre la escorrentía media anual, Vertessy y Bessard (1999) construyeron curvas de escorrentía anual en cuencas con cobertura de praderas, bosques plantados de *Eucalyptus*, bosques nativos de *Eucalyptus* y bosques plantados de *Pinus radiata* (Figura 11.6), que explican el 82 por ciento de la variación en la escorrentía media anual en 28 subcuencas de Australia.

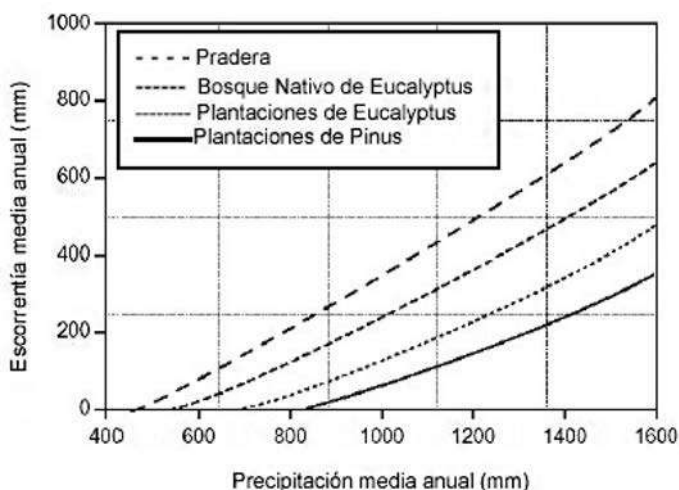


Figura 11.6. Curvas de escorrentía anual para distintos tipos de cobertura de la tierra.

Fuente: Vertessy y Bessard (1999).

De la Figura 11.6, es posible deducir la reducción en la escorrentía media anual que podría atribuirse a bosques plantados de *Pinus radiata* y *Eucalyptus* si se comparan con praderas: 1) las reducciones en la escorrentía media anual son mayores en áreas con altos niveles de precipitación y 2) la reforestación con *P. radiata* presenta mayor impacto en la escorrentía que *Eucalyptus*. En áreas con 800 mm año⁻¹ de precipitación anual, en las praderas escurren 210 mm año⁻¹, en cambio en *Eucalyptus* escurren 165 mm año⁻¹ y en *P. radiata* 210 mm año⁻¹. En áreas con 1.200 mm año⁻¹ de precipitación las praderas producen 493 mm año⁻¹ y si se reforestan completamente con especies arbóreas, la escorrentía se reduce entre 265 a 350 mm año⁻¹. Vertessy y Bessard (1999) determinaron los

potenciales de reducción de la escorrentía anual (Figura 11.7), después de establecido bosques plantados de *P. radiata* y *Eucalyptus* que cubrieron totalmente dos cuencas en Nueva Zelandia (Glendhu y Waiwhiu) y dos cuencas en Australia (Lidsdale y Tumut).

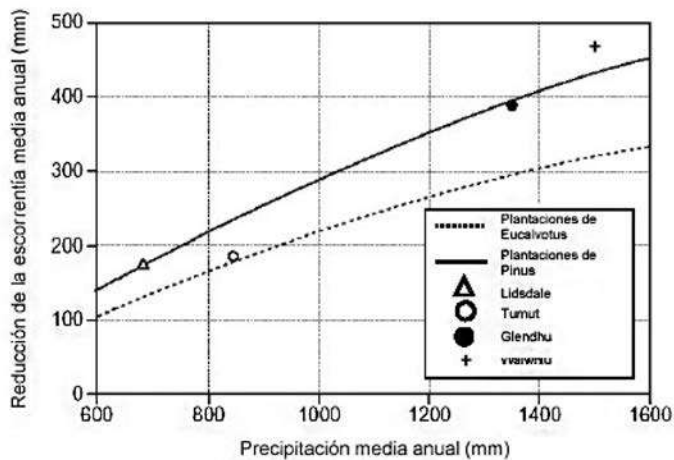


Figura 11.7. Potencial de reducción de la escorrentía media anual como resultado de la forestación de praderas con *Eucalyptus* y *Pinus radiata*.

Fuente: Vertessy y Bessard (1999).

Como se desprende de la Figura 11.7, las reducciones en la escorrentía anual serán mayores en áreas de alta precipitación y el impacto de un bosque plantado con *Pinus radiata* será mayor que con *Eucalyptus*. Si se establece como base de comparación la escorrentía anual de praderas, los bosques plantados de *Eucalyptus* y *P. radiata* reducirían entre el 79 y 100 por ciento la escorrentía superficial anual cuando la precipitación es menor de 800 mm año⁻¹. Con precipitaciones sobre los 1.200 mm año⁻¹, estas reducciones son de 54 a 71 por ciento en *P. radiata* y *Eucalyptus*, respectivamente (Vertessy y Bessard 1999). Los efectos en la reducción de la escorrentía serán sustancialmente diferentes según la productividad de los bosques plantados, la fracción de superficie forestada en la cuenca y el régimen de manejo.

Los efectos en la reducción de la escorrentía por bosques plantados también fue estimada por Scott *et al.* (1998) en Sudáfrica, que atribuyen una disminución en la escorrentía superficial de 98,6 mm año⁻¹ por unidad de área plantada. Farley *et al.* (2005) analizando 26 pares de cuencas con datos de India, Gran Bretaña y Alemania, encontraron que la escorrentía anual se redujo en promedio en un 44 y 31 por ciento cuando se reforestaron pastizales y matorrales, respectivamente. En Chile, Little *et al.* (2009) determinaron en dos cuencas de la zona semiárida (Purapel y Cauquenes), el efecto en la escorrentía superficial por cambios en la cobertura vegetal causado por la sustitución de bosque nativo por bosques plantados. La cubierta de bosque nativo de la cuenca Purapel que cubría una superficie del 52,3 por ciento disminuyó a 14,2 por ciento, mientras que la superficie de bosques plantados de *Pinus radiata* aumentó de 12 por ciento a 55 por ciento, en un período de 25 años. En la cuenca Cauquenes, la sustitución disminuyó la superficie

de bosque nativo a un 8,1 por ciento, y la superficie de bosques plantados de *P. radiata* aumentó de un 4,7 por ciento a un 42 por ciento. Como consecuencia de la sustitución, la escorrentía superficial disminuyó de 13,1 a 7,5 mm en verano en la cuenca Purapel y de 7,3 a 5,0 mm en la cuenca Cauquenes, por la mayor intercepción y demanda evapotranspirativa de las especies exóticas (Little *et al.* 2009).

La estacionalidad de la escorrentía también puede ser afectada por el establecimiento de bosques plantados. Bosch y Von Gadow (1990) compararon el comportamiento en la estacionalidad de los flujos hídricos entre bosques plantados de *Pinus radiata* con praderas. Determinaron que las reducciones absolutas son mayores en meses lluviosos, del orden del 30 por ciento, aunque fueron proporcionalmente mayores en los meses secos, alcanzando una reducción del 60 por ciento. Tendencias que fueron atribuidas al hecho que las praderas están en estado de latencia en los meses más secos.

Se puede concluir con cierto fundamento que los árboles, al evapotranspirar una cantidad de agua mayor que otros cultivos o usos de la tierra, reducirán la escorrentía superficial. Ello significa que las cuencas cubiertas con bosques plantados dispondrán de una menor cantidad de agua para otros usos. Sin embargo, la magnitud del impacto en la producción de agua de la cuenca estará directamente relacionada con la proporción de área plantada en la cuenca, el régimen de lluvias, la disposición en altitud de los bosques plantados en el paisaje y factores del suelo. A su vez, en áreas con bajos regímenes de precipitaciones, el impacto de bosques plantados será mayor, al punto que no se pudiera observar escorrentía superficial en épocas secas (Vertessy y Bessard 1999).

Alguna de las principales generalidades que se pueden formular respecto de los efectos de bosques plantados en la escorrentía son:

- La escorrentía anual de las cuencas decrece con el cambio de uso de las tierras de praderas a árboles y la reducción se puede estimar usando un simple modelo de balance hídrico.
- La reducción en la escorrentía media anual depende de las características de la especie. Los bosques plantados de *Pinus radiata* disminuyen más la escorrentía que los bosques plantados de *Eucalyptus*, debido principalmente a la mayor intercepción de las lluvias. A su vez, la sustitución de bosque nativo por especies exóticas provoca una disminución en la escorrentía superficial.
- La reducción de la escorrentía es generalmente proporcional al porcentaje de cobertura arbórea de una cuenca. En pequeñas cuencas, es difícil detectar cambios en la producción de agua cuando se ha forestado menos del 20 por ciento de la cuenca.
- También la reducción de la escorrentía aumenta con la intensificación de la preparación de sitios mediante la preparación de suelo, la fertilización y la mayor densidad de la plantación.

Según Brown *et al.* (2005) existe consenso científico acerca del impacto del uso de la tierra en la reducción y estacionalidad de la escorrentía superficial anual, la que varía debido al régimen de precipitaciones, características de la vegetación, geomorfología de la cuenca y las prácticas de manejo de los bosques plantados.

Efecto de los bosques plantados en el régimen de caudales de cuencas productoras de agua para consumo humano

Una inquietud relevante en la sociedad y particularmente en comunidades locales es el efecto del régimen hidrológico en cuencas que han sido seleccionadas para la producción de agua para la satisfacción de necesidades humanas. En efecto, ante la escasez hídrica en diversas zonas rurales de Chile, en verano los Municipios deben satisfacer las necesidades de agua potable de sus habitantes transportando el agua en camiones aljibes, ya que las cuencas destinadas a este fin son incapaces de producir el agua en cantidad suficiente para cubrir las demandas. El problema de suyo complejo tiene varias explicaciones. Una de ellas, es que se atribuye la disminución de caudales tanto a consecuencia del Cambio Climático como a los cambios drásticos en el uso de la tierra. Diversos estudios no han encontrado tendencias o no han podido separar el efecto de las variaciones en las temperaturas y la precipitación debidas al Cambio Climático de los efectos de las intervenciones humanas en las cuencas, como cambios de uso de la tierra y construcción de embalses con distintos fines (Rosenzweig *et al.* 2007).

Por otra parte, se ha reportado que las variaciones interanuales en el régimen de caudales de ríos están más bien influenciadas por patrones de circulación atmosférica a gran escala asociados a fenómenos como las corrientes de la niña o el niño, sistemas que se presentan en el plazo de decenas de años y en múltiples escalas temporales (Rosenzweig *et al.* 2007). De esta forma, en Chile los principales efectos del cambio climático y los fenómenos del niño o la niña explican el daño potencial a la oferta hídrica. Por esta razón se ha fundamentado que los cambios en el régimen de caudales en la Zona Central imponen la necesidad de rediseñar el marco regulatorio de los recursos hídricos (Rosenzweig *et al.* 2007) para privilegiar la satisfacción de necesidades humanas. Por otra parte, los cambios de uso de la tierra han intensificado el uso de los recursos naturales y profundizado la degradación de las tierras, de tal forma que el efecto combinado de la acción humana y el cambio climático han dado lugar a una disminución continua de la cobertura de vegetación nativa a tasas demasiado altas, lo que también tiene efectos en el régimen de caudales (Rosenzweig *et al.* 2007).

En particular en Chile, los cambios en el uso de la tierra se han explicado por la tala de bosques, las prácticas agrícolas de subsistencia, la intensificación de la producción agrícola y la expansión de los centros urbanos, lo que ha cambiado drásticamente el paisaje (Aguayo *et al.* 2009). En el centro y sur de Chile las transformaciones han estado asociadas inicialmente a la expansión de la frontera agropecuaria, lo que permitió satisfacer tanto las necesidades internas como la creciente demanda externa por productos agrícolas. Sin embargo, posteriormente un fuerte incentivo a la forestación, por parte del Estado, generó un acelerado proceso de desarrollo forestal que explica, en gran medida, la actual configuración del paisaje en esta zona (Aguayo *et al.* 2009). Puesto que este es un importante cambio de uso, se hace necesario analizar la influencia de los bosques plantados en el régimen hidrológico.

La conversión del bosque nativo a bosques plantados de *Pinus radiata* o *Eucalyptus globulus* ha provocado un rápido decrecimiento de caudales de estiaje (Otero *et al.* 1994). Otero *et al.* (1994) reportaron que los caudales en las cuencas cubiertas con bosques de

P. radiata no presentaron diferencias significativas con respecto a una cuenca cubierta con bosque nativo, para caudales instantáneos superiores a $60 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$. Sin embargo, las cuencas de *P. radiata* presentaron registros de caudal instantáneo de mayor magnitud, lo que indicaría una tendencia a generar escorrentías de alta intensidad. Además, las cuencas presentan diferencias significativas en el rendimiento hídrico en las estaciones del año, cuando el año hidrológico se ha presentado con bajas precipitaciones (caudales inferiores a $60 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$). En cambio, las cuencas cubiertas por bosque nativo alcanzan niveles superiores de hasta un 28 por ciento en la cantidad de agua en la época de verano. Lara *et al.* (2009) encontraron una positiva correlación entre la cobertura de bosque nativo con el coeficiente de escorrentía de caudales de estiaje y el coeficiente de escorrentía de caudales anuales, si se compara con bosques plantados, lo que se explica por las altas tasas de transpiración de *P. radiata* y *E. globulus*. A su vez, encontraron una correlación negativa entre los coeficientes de escorrentía y la magnitud (%) de la cobertura de bosques plantados. Ello implica que un aumento en un 10 por ciento en el porcentaje de cobertura de bosque nativo en una cuenca podría incrementar en un 14,1 por ciento los caudales de estiaje; de la misma forma un aumento en un 10 por ciento en la cobertura de bosques plantados de *P. radiata* o *E. globulus* produciría una reducción de los caudales de estiaje en un 20,4 por ciento (Lara *et al.* 2009). Sin embargo, no se indica si los suelos en estas cuencas presentaron disturbios, ya que el flujo base depende fundamentalmente de las propiedades del suelo (Grandry *et al.* 2013).

Dada la complejidad de la gestión hídrica en las cuencas productoras de agua, por su tamaño, la propiedad de la tierra, el estado de degradación del bosque nativo incluyendo la invasión de especies exóticas como *Acacia melanoxylon* o *A. dealbata*; la presencia de bosques plantados de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* pertenecientes a grandes, medianos y pequeños propietarios; la carencia de legalidad de los Comités de Agua Potable en zonas rurales, por destacar algunos factores que explican la diversidad de intereses, sólo es posible priorizar la producción de agua para consumo humano mediante una gestión integrada de cuencas, como ha sido explicitado por Oppliger (2013). Desde la perspectiva de Oppliger (2013), solo es posible incrementar el rendimiento hídrico mediante el desarrollo de un conjunto de actividades a través de un sistema de gestión apropiado. Sumariamente, se podrían destacar las siguientes estrategias técnicas:

- Restaurar bosques nativos degradados, mediante la sustitución de la vegetación exótica invasora de alto consumo hídrico por especies nativas, pero con técnicas de protección de suelos.
- Restaurar ecosistemas ribereños a partir de las actuales zonas de protección en el caso de bosques plantados de grandes superficies, mediante programas de manejo de cauces que permita conservar el recurso hídrico en épocas de estiaje y/o mejorar la calidad del agua en épocas de crecidas.
- Además, en cuencas degradadas, desarrollar programas de protección de suelos en base a cubiertas vegetales protectoras en sectores desnudos sujetos a procesos erosivos, combinado con técnicas que permitan aumentar la recarga de napas freáticas mediante técnicas de infiltración del agua (Rodríguez 2015).

Obviamente, estas son ideas de estrategias muy generales, a las que podrían agregarse

otras de tanto o mayor interés que las aquí señaladas. Sin embargo, además de lograr un establecimiento adecuado de las especies adecuadas, lo que ya es complejo, el éxito de proyectos de restauración destinados a mejorar la provisión de agua dependerá de un cambio sustancial en el uso de indicadores, de tal forma que los aspectos ecológicos y ambientales sean deseables en la medida que puedan reconocerse cambios graduales y comprobables en la estructura de los ecosistemas a diferentes escalas espaciales, para lograr una mejor respuesta hidrológica de la cuenca; por ejemplo un aumento de caudales base o la menor recurrencia e intensidad de eventos extremos, lo que solo es posible mediante experimentos de manipulación y seguimiento en el largo plazo (Little y Lara 2010).

Efecto de los bosques plantados en los caudales máximos

Los caudales máximos tienen una importancia relevante en hidrología forestal, ya que las crecidas son el resultado de tormentas que trasladan a los cauces una mayor cantidad de agua de lo que éstos son capaces de transportar. Por tanto, el agua desborda los canales y causa inundaciones en sectores aledaños y pueden afectar la calidad de vida de la población que habita los sectores bajos de las cuencas. Por otra parte, si no existe capacidad de almacenamiento, los caudales de crecidas caen al mar, o se conectan con cuencas menores.

En general, los estudios reportan que los bosques plantados ejercen una influencia beneficiosa por la disminución de los caudales de crecidas en relación a otros usos de la tierra (Tecnologías y Servicios Agrarios 1994) (Figura 11.8).

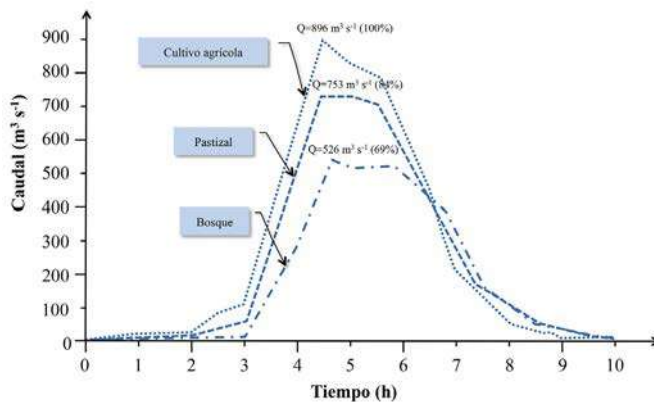


Figura 11.8. Efecto de distintos usos de la tierra en el régimen de caudales máximos.

Fuente: Tecnologías y Servicios Agrarios (1994).

La influencia del uso de la tierra en el caudal máximo (Figura 11.8) ha sido explicada por O'Loughlin y Nambiar (2001), en los siguientes términos:

- Las pérdidas por interceptación en los doseles de árboles reducen la cantidad de precipitación que podría alcanzar el suelo.
- La humedad del suelo se agota a mayores profundidades en bosques plantados, por lo que pueden absorber una proporción más alta de lluvia antes que los suelos lle-

guen a saturarse y ocurran escorrentías superficiales de alto poder erosivo.

- La estructura del suelo en bosques plantados permite una infiltración más fácil que en otros usos de la tierra, por la preparación del sitio y, particularmente, donde el ganado ha compactado el suelo superficial.
- En los bosques plantados, las pequeñas áreas de suelos saturados se presentan adyacentes a los cauces, reduciendo así el volumen de escorrentía de estas áreas.

Del análisis de 28 cuencas a través de Europa, mediante el método de cuencas pares, que abarcó un amplio rango de tipos forestales, condiciones climáticas y condiciones de suelos, Robinson *et al.* (2003) determinaron que los bosques plantados de coníferas en suelos mal drenados en el noroeste de Europa y los bosques plantados de *Eucalyptus* en el sur de Europa producen cambios en los regímenes hidrológicos. Que los cambios de cobertura a escala regional en otros tipos forestales tuvieron efectos relativamente pequeños sobre los caudales máximos y flujo base. Que una vez establecida la plantación, los caudales de crecidas disminuyen en el orden del 10 por ciento. Sin embargo, cuando el dosel se ha cerrado completamente, los caudales de crecidas se reducen en el orden del 10 al 20 por ciento.

En Nueva Zelandia los caudales de crecidas máximos pueden reducirse hasta en un 60 por ciento cuando se han establecido bosques plantados en terrenos abandonados por la degradación de la tierra, debido a la agricultura de secano o la ganadería (Vertessy *et al.* 2003), como es el caso de vastas superficies de bosques plantados establecidos en Chile. Los beneficios por daños de crecidas y la protección contra la erosión de suelos son obvios, ya que se reduce la escorrentía superficial, mejora la estabilidad de las tierras debido a la cobertura de los suelos, se previene la sedimentación de ríos y mejora la calidad del agua.

Los flujos de crecidas que se presentan en cuencas con bosques plantados son más similares a los de bosques nativos, que las tierras denudadas. Por tanto, la forestación probablemente restaure los regímenes de flujos de ríos en la etapa previa a la denudación en aquellas cuencas donde no hay almacenamientos superficiales (Vertessy *et al.* 2003). Un aspecto importante a destacar es la importancia de la tala rasa en el incremento de los caudales de crecidas, aunque estos son moderados, de corta duración y de impacto local, pero pueden afectar usuarios que habiten aguas debajo de la cuenca (Hamilton 2008).

Efecto de las plantaciones en aguas subterráneas. El impacto de los bosques plantados en las aguas subterráneas no es aún tema de discusión en Chile. Sí lo es en países como Australia, país en el cual las agencias del Estado responsables de la gestión de las aguas subterráneas han comenzado a desarrollar políticas públicas para gestionar los impactos potenciales sobre las aguas subterráneas, por la conversión de las tierras degradadas o de pastoreo a bosques plantados (Polglase y Benyon 2009). Se ha reportado que la conversión de las tierras degradadas o de pastoreo a bosques plantados puede influir en las aguas subterráneas de dos maneras: (i) reduciendo la recarga de acuíferos (Allen y Chapman 2001, Keenan *et al.* 2006, Petheram *et al.* 2002) y (ii) dependiendo de condiciones específicas, los árboles pueden acceder directamente a las aguas subterráneas si las raíces más profundas acceden al nivel freático afectando la calidad del agua (George

et al. 1997). De esta forma, en algunas regiones en que la vegetación depende de las aguas subterráneas (zona baja del sureste de Australia), la vegetación leñosa con sistemas radiculares profundos podría tener impactos hidrológicos indeseables al competir por recursos finitos de agua subterránea de buena calidad. Sin embargo, en otras regiones (zona centro-sur de Nueva Gales del Sur), en que se transformaron bosques secos a cultivos anuales, los niveles de agua subterránea aumentaron en más de 30 m y suelos fuertemente meteorizados están degradados por la sal, lo que está poniendo en peligro la viabilidad de la agricultura (George *et al.* 1997). En el caso de América Latina, Jobbágy (2009) ha reportado que no se han observado fenómenos de aumento en los niveles de agua subterránea con la consecuente salinización de los suelos, debido al reemplazo del bosque seco para la agricultura de riego. Sin embargo, llama la atención respecto de la Provincia de San Luis en Argentina, ya que puede tener en el futuro inmediato los impactos ya estudiados en Australia. Para este tipo de problemas, el establecimiento de bosques plantados podría tener efectos hidrológicos beneficiosos, pudiendo ser aplicable en paisajes agrícolas afectados por el incremento de los niveles freáticos y la salinidad de los suelos (Jobbágy 2009).

La reducción de la recarga de acuíferos ha sido reportado por Petheram *et al.* (2002), los que sobre la base de varios estudios de campo modelaron las tasas de recarga del nivel freático bajo diversos tipos de cobertura vegetal (Figura 11.9).

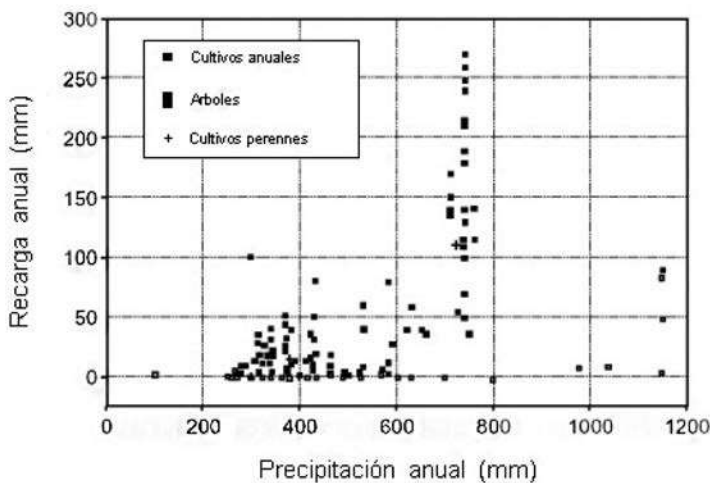


Figura 11.9. Relación entre la recarga media anual y la precipitación media anual para coberturas de plantas anuales, plantas perennes y árboles.

Fuente: Petheram *et al.* (2002).

De Figura 11.9 es posible inferir lo siguiente:

- Que la recarga media anual incrementa en la medida que aumenta la precipitación media anual.
- Esta recarga fue más alta en cultivos anuales y praderas, intermedia en cultivos perennes y más reducida en árboles.

- No hubo recarga de napas freáticas en árboles con precipitaciones sobre los 1.000 mm.
- Por tanto, existen evidencias que los árboles pueden usar cantidades significativas de aguas subterráneas, dependiendo de la profundidad del nivel freático y calidad de las aguas.

En cuanto a la magnitud en el uso de aguas subterráneas, en un estudio realizado en Australia, en condiciones de suelos permeables sobre aguas subterráneas de baja salinidad ($<2.000 \text{ mg L}^{-1}$) y a 6 m de profundidad o menos en un acuífero de alta transmisividad, la evapotranspiración anual de bosques plantados de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* promedió $1.090 \text{ mm año}^{-1}$ (rango $847\text{-}1.343 \text{ mm año}^{-1}$), superior a la precipitación media anual de 630 mm año^{-1} , de lo que se deduce que estos bosques plantados utilizaron aguas subterráneas a una tasa anual media de 350 mm año^{-1} (rango $108\text{-}670 \text{ mm año}^{-1}$) (Benyon *et al.* 2006). En sitios en que el nivel freático tenía una mayor profundidad o bien una capa intermedia del suelo impedía un desarrollo radicular normal, la evapotranspiración anual fue igual o ligeramente menor que la precipitación anual (media de 623 mm año^{-1} , con un rango de $540\text{-}795 \text{ mm año}^{-1}$). A su vez, en sitios en que el agua subterránea presentó un nivel estable de 3 m de profundidad, en suelos de arcilla pesada, alcalino, sódico y subsuelos salinos, bosques plantados de *Eucalyptus grandis* utilizaron muy poco o nada de agua subterránea. Por otra parte, en un sitio con un suelo arenoso neutro y agua subterránea de baja salinidad, bosques plantados de *E. grandis* y *Corymbia maculata* utilizaron entre 380 y 730 mm año^{-1} de aguas subterráneas, es decir entre 41 y 53 por ciento, respectivamente, de la evapotranspiración anual total (Benyon *et al.* 2006). Benyon *et al.* (2006) concluyen que las especies de *Eucalyptus* cultivadas y *P. radiata* son capaces de utilizar aguas subterráneas en una combinación de suelos con texturas suaves o medianas y a un nivel freático de poca profundidad y baja salinidad.

Mahmood *et al.* (2001) reportó la extracción de grandes volúmenes de agua subterránea poco profundas en plantaciones jóvenes de *Eucalyptus*, *Acacia* y *Prosopis* en dos localidades de la provincia de Punjab, Pakistán. La deposición de sales en la zona radicular limitó tasas de crecimiento normales para zonas regadas sin problemas de salinidad, por un período de a lo menos 5 años a partir del establecimiento. No obstante, señalan que es necesario observar en el largo plazo, más allá de la rotación, los efectos de los bosques plantados sobre los suelos y las aguas subterráneas, que permitan dilucidar impactos ambientales a escalas regionales, que garanticen la sostenibilidad de los bosques plantados (Mahmood *et al.* 2001). En Chile, Carrasco (1989) determinó que en arenas depositadas sobre superficies planas, con subsuelos saturados como el cono aluvial del río Laja, a niveles freáticos de $0,75 \text{ m}$ de profundidad, el establecimiento de bosques plantados de *Pinus radiata* presenta serias dificultades de estabilidad debido al escaso desarrollo radicular y los vientos. Sin embargo, en bosques adultos con niveles freáticos entre $1,0$ y $1,5 \text{ m}$ de profundidad, su desarrollo es adecuado debido al acceso del sistema radicular de los árboles a aguas subterráneas; aunque no registra los montos de aguas utilizadas.

En síntesis, los bosques plantados impactan la recarga de las aguas subterráneas y provocan la disminución del nivel freático, pudiendo reducir los flujos de la corriente,

dependiendo del nivel freático y salinidad de las aguas. En cambio, si el objetivo de la forestación es la reducción en la descarga de agua subterránea salina, entonces este cambio de uso de la tierra bien puede servir a este propósito (Dean *et al.* 2015). Es necesario considerar que el impacto de bosques plantados sobre los recursos hídricos subterráneos en una cuenca dependerá del balance entre el agua subterránea en relación a la escorrentía superficial. Para definir impactos específicos locales se deben considerar las complejas relaciones entre diversos factores como especie, cobertura forestal, precipitación, infiltración, evapotranspiración, la distribución espacial del nivel piezométrico, la anisotropía natural del sistema de circulación escorrentía superficial/aguas subterráneas (Allen y Chapman 2001) y la calidad de las aguas, especialmente la salinidad (Benyon *et al.* 2006, Mahmood *et al.* 2001).

Resumiendo, algunas generalidades que se pueden inferir respecto del efecto de bosques plantados en la recarga de acuíferos son (Benyon *et al.* 2006):

- La recarga de napas subterráneas bajo bosque plantados es menor que en praderas y cultivos, a menudo cercana a cero.
- Los bosques plantados pueden bajar los niveles freáticos debido al consumo. Sin embargo, los daños o beneficios dependerán de la calidad de las aguas subterráneas y particularmente de la salinidad.
- La respuesta de las aguas subterráneas a un cambio de cobertura vegetal es mucho más lento que la respuesta de la escorrentía superficial. La evolución de las descargas se presentan después de largos períodos, generalmente décadas.
- Hay variaciones genéticas entre las especies de árboles en su adaptabilidad al uso de agua subterránea.

Dean *et al.* (2015) señalan que se deben considerar aspectos hidrogeológicos y económicos para el establecimiento y desarrollo de bosques plantados con fines comerciales. Si la conservación para la recarga de las aguas subterráneas es un objetivo primordial, debe evitarse el establecimiento de bosques plantados en la zona dominante de recarga y concentrarse en laderas superiores, donde la recarga es lo suficientemente baja y cualquier reducción adicional en la recarga tendrá impactos mínimos. Además, evitar el establecimiento de bosques plantados próximo a las líneas de drenaje, incluyendo las superficies de topografía baja, lo que puede ser relevante para zonas con pluviometría limitada y de alta evaporación.

Efecto de los bosques plantados en el caudal base

El flujo mínimo o caudal base se define como el flujo de agua en un cauce durante un período prolongado de ausencia de precipitaciones (Smakhtin 2001). Su importancia radica en que constituye un recurso valioso para las comunidades rurales para consumo humano o del ganado y es una de las principales fuentes de conflicto del desarrollo forestal basado en bosques plantados, debido a su impacto en la magnitud y persistencia de los caudales mínimos en los meses secos. El drenaje de las aguas gravitatorias para la recarga de napas freáticas y el agua que fluye por la vía subsuperficial por las laderas hacia los cauces constituyen el flujo base y es el mecanismo de transporte hídrico que mantiene el flujo en la época seca (Zhang 2010). Ello explica que las mayores tasas de

recarga de napas freáticas dan como resultado flujos más altos en primavera y verano. A su vez, el mecanismo de transporte hídrico depende, fundamentalmente, de las características del suelo. Por lo tanto, cualquier factor que disminuya el agua del suelo tiene un efecto directo en la magnitud de la escorrentía y el flujo base entre tormentas (Linsley *et al.* 1977).

Generalmente, en cuencas hidrográficas donde se han construidos grandes embalses, la estacionalidad de los flujos hídricos es regulada mediante almacenamiento de los ríos, para liberar el agua a los usuarios en los meses secos. Sin embargo, donde los ríos no son regulados, los flujos estacionales o de estiaje son más relevantes que los flujos medios anuales. En condiciones de épocas secas, la evapotranspiración continua en ausencia de precipitaciones, el agua del suelo se agota rápidamente, ya que el agua proveniente del drenaje de los suelos de la cuenca que sustenta el flujo base comienza a agotarse hasta secarse, cesando la escorrentía superficial. En estas condiciones, un aumento en la evapotranspiración de los bosques plantados puede afectar en forma significativa el caudal base (Zhang *et al.* 2010). Al respecto, Bosch y Von Gadow (1990) al comparar la distribución de frecuencia acumulativa de los flujos diarios de cuencas con cubierta vegetal de praderas, respecto de cuencas plantadas con *Pinus radiata* (Figura 11.10), registraron cambios significativos en la duración de los flujos diarios. En la cuenca forestada con *P. radiata*, durante el 40 por ciento del tiempo, asumiendo un flujo de 0,001 mm por día, no se registraron caudales base. En cambio, en la cuenca con cubierta vegetal de praderas, el caudal base se presenta casi todo el año (Bosch y Von Gadow 1990).

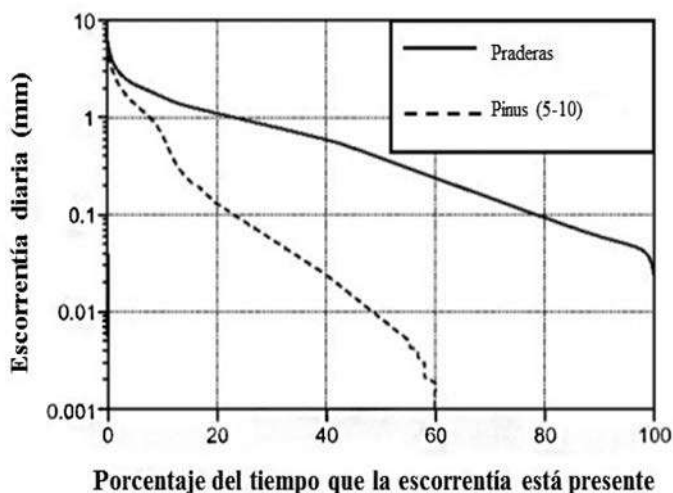


Figura 11.10. Distribución de frecuencia acumulativa de flujos diarios en las cuencas de Kileys Run (cobertura de praderas) y Tedhill (cobertura de *Pinus radiata*) ubicadas cerca de Tumut, Australia, período 1985-1989.

Fuente: Bosch y Von Gadow (1990).

Sin embargo, es necesario señalar que atribuir a los bosques plantados un efecto significativo en el flujo base, con la poca información disponible, puede conducir a conclusiones erradas. En efecto, Robinson *et al.* (2003) han sugerido que el potencial de los

bosques plantados para reducir el caudal base puede no ser detectable o ser moderado y de efectos locales, en cuencas de superficies mayores de 100 ha. Grandry *et al.* (2013) indican que en el estado actual del conocimiento existe poca información que permita evaluar el efecto de bosques plantados en el flujo base y sus consecuencias para los usuarios. En Chile, por lo general los bosques plantados han sido establecidos en suelos altamente degradados que han perdido los horizontes clásicos de un suelo desarrollado y sus propiedades físicas. Al perderse el suelo y sus propiedades físicas, se afecta considerablemente el aporte de la escorrentía subsuperficial (incrementa la superficial) al flujo base, el que no depende de la cobertura vegetal sino de las propiedades físicas del suelo (Smakhtin 2001). Investigaciones futuras debieran orientarse a esclarecer el efecto de los bosques plantados en el flujo base.

Considerando el efecto de los bosques plantados en la reducción de la escorrentía superficial, el nivel de aguas subterráneas o posiblemente en el flujo base, se pueden establecer algunas generalidades para mitigar el efecto de los bosques plantados en las variables hidrológicas ya citadas (GWA 2009) (Tabla 11.3).

Tabla 11.3. Efecto de los bosques plantados en la reducción del régimen de caudales y el nivel de aguas subterráneas.

Reducciones significativas en el régimen de caudales o nivel freático del acuífero está relacionada con:	Pequeñas reducciones en el régimen de caudales o nivel freático del acuífero está relacionada con:
Bosques plantados establecidos en grandes superficies (mayores de 500 ha).	Bosques plantados establecidos en pequeñas superficies.
Bosques plantados establecidos en valles y cerca de arroyos o esteros.	Bosques plantados establecidos en las zonas altas de las cuencas.
Rodales de alta densidad.	Rodales de baja densidad.
Rodales que no se intervienen mediante raleos o cosecha.	Rodales que se intervienen mediante raleos o cosecha.
Rodales con copas grandes.	Rodales con copas pequeñas.
Sitios con suelos de textura ligera o media.	Sitios con suelos arcillosos.
Sitios con aguas subterráneas de buena calidad.	Sitios con aguas subterráneas salinas.
Sitios con aguas subterráneas poco profundas.	Sitios con aguas subterráneas profundas.

Fuente: GWA (2009).

Estrategias de mitigación de los impactos hidrológicos de bosques plantados

De acuerdo a los antecedentes expuestos en el desarrollo de este capítulo, la magnitud de la superficie de bosques plantados que se establezca y su localización puede alterar el balance hidrológico y el régimen de caudales, por la vía de la intercepción, del aumento de la evapotranspiración, el aumento del consumo hídrico, la reducción de la escorrentía anual, la reducción de los niveles freáticos, la reducción del caudal base y la reducción beneficiosa de los caudales de crecidas. No obstante, es posible establecer ciertos

principios de planificación y manejo de bosques plantados, que permitirían reducir los impactos hidrológicos negativos:

La proporción del área de la cuenca en que se deben establecer los bosques plantados.

El factor clave a considerar es el porcentaje de la superficie de la cuenca que debe ser plantada. En cualquier cuenca, raramente los programas de establecimiento de bosques plantados cubren la totalidad de ésta, ya que pueden existir áreas que no están disponibles para ser plantadas, o bien, compiten con otros tipos de usos de la tierra. Aun así, existe una fuerte evidencia que la magnitud de los cambios en la escorrentía anual está linealmente correlacionada con la fracción de superficie plantada de la cuenca (Stednick 1996).

Localización altitudinal de bosques plantados en la cuenca.

En general, la posición topográfica en que se ubica el bosque plantado puede influir en la reducción de la escorrentía. Vertessy *et al.* (2003) desarrollaron modelos numéricos para predecir la influencia de la localización altitudinal de la plantación en la cuenca, demostrando que plantando un 30 por ciento en los sectores bajos de la cuenca se tiene un impacto muy superior que si se planta el 30 por ciento de la parte superior de la cuenca. Por ello, es recomendable establecer los bosques plantados en los sectores altos de las cuencas y distribuirlos en rodales pequeños (Parsons *et al.* 2007).

Efecto de la distribución de las clases de edades de los bosques plantados en la cuenca.

Aunque la cuenca sea plantada completamente, en la práctica los bosques plantados no se establecen simultáneamente, sino que en distintos períodos de tiempo. De acuerdo con Scott y Smith (1997), los máximos impactos hidrológicos de bosques plantados de *Pinus* y *Eucalyptus* se alcanzan entre los 10 y 15 años de edad. Por tanto, una cuenca con una base significativa de bosques plantados jóvenes no alcanza el potencial de impactos hidrológicos (Scott *et al.* 1998). Paralelamente, existe evidencia que indica que las tasas de evapotranspiración en rodales de bosques plantados maduros de *Pinus* y *Eucalyptus* son menores que rodales que están creciendo vigorosamente (Vertessy *et al.* 2003), estimándose que la tasa de reducción de la evapotranspiración comienza a partir de los 35 años. Por ello, una cuenca que presente un rango de clases de edad de bosques plantados, implicará que el impacto hidrológico puede disminuir significativamente.

Efecto de la densidad del rodal en el régimen hidrológico.

Se ha observado que a mayor densidad, mayor será el consumo de agua, por lo cual el raleo también puede reducir el potencial de impacto de los bosques plantados en el régimen hidrológico. En rodales manejados de *Pinus radiata* se practican usualmente dos o tres raleos hasta que son cosechados. Cada vez que el rodal es intervenido, se reduce el área foliar, lo que podría causar una disminución de la tasa de evapotranspiración y por tanto aumentar la escorrentía. Sin embargo, tales efectos sólo serán significativos si los raleos son fuertes. Por ello, es aconsejable que a nivel de cuenca los rodales sean intervenidos sistemáticamente para incrementar el rendimiento hídrico de la cuenca (Keenan *et al.* 2006, Parsons *et al.* 2007).

Efecto de la productividad de bosques plantados en el ciclo hidrológico. La variabilidad en la productividad de los sitios que se presentan en una cuenca también puede afectar la magnitud y cambios del régimen hidrológico. En efecto, si las tasas de crecimiento son bajas, las tasas de evapotranspiración también serán bajas, lo cual explica una menor reducción de la escorrentía. Sin embargo, si se incrementa el área foliar mediante la fertilización, entonces la tasa de evapotranspiración aumentará por lo que se reducirá la escorrentía. Con un manejo adecuado del suelo y la nutrición es posible incrementar la madera del fuste más que el follaje, reduciendo el efecto de la fertilización en la evapotranspiración (Nambiar 1990). Tales ganancias en la eficiencia en el uso del agua (unidad de producción de madera por unidad de consumo de agua) también pueden obtenerse mediante una adecuada selección de genotipos (Olbrich *et al.* 1993), contribuyendo a reducir el impacto hidrológico de la plantación.

Referencias

- Aguayo M, A Pauchard, G Azócar, O Parra. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural* 82(3): 361-374.
- Allen A, D Chapman. 2001. Impacts of afforestation on groundwater resources and quality. *Hydrogeology Journal* 9(4): 390-400.
- Battaglia M, P Sands. 1997. Modelling site productivity of *Eucalyptus globulus* in response to climatic and site factors. *Australian Journal of Plant Physiology* 24(6): 831-850.
- Benyon RG, S Theiveyanathan, TM Doody. 2006. Impacts of tree plantations on groundwater in south-eastern Australia. *Australian Journal of Botany* 54(2): 181-192.
- Bosch J, K Von Gadow. 1990. Regulating afforestation for water conservation in South Africa. *South African Forestry Journal* 153(1): 41-54.
- Brown A, L Zhang, T McMahon, A Western, R Vertessy. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310(1): 28-61.
- Bruijnzeel L. 1997. Hydrology of forest plantations in the tropics. In Nambiar S, A Brown eds. Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests. Canberra, Australia. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR). p. 125-167.
- Calder I. 2002. Forests and hydrological services: reconciling public and science perceptions. *Land use and water resources research* 2(2): 1-12.
- Carrasco P. 1989. Efecto de los niveles freáticos altos en las plantaciones de pino radiata. Documento Técnico 40. Santiago, Chile. Chile Forestal. 4 p.
- Cornish P. 1989. The effect of radiata plantation establishment and management on streamflows and water yield quality: A review. New South Wales, Australia. Forestry Commission of NSW. 53 p.
- Chow V, D Maidment, L Mays. 1994. Hidrología aplicada. Bogotá, Colombia. McGraw-Hill. 584 p.
- Dean JF, JA Webb, GE Jacobsen, R Chisari, PE Dresel. 2015. A groundwater recharge perspective on locating tree plantations within low-rainfall catchments to limit

- water resource losses. *Hydrology and Earth System Sciences* 19(2): 1107-1123.
- Del Pozo A, P del Canto. 1999. Áreas agroclimáticas y sistemas productivos en la VII y VIII regiones. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional Quilamapu. Chillán, Chile. 115 p.
- Dunin F, S Mackay. 1982. Evaporation of eucalypt and coniferous forest communities. *In The First National Symposium on Forest Hydrology*, Barton ACT, Australia. Proceedings. p. 18-25.
- Dye P. 1996. Climate, forest and streamflow relationships in South African afforested catchments. *The Commonwealth Forestry Review*: 31-38.
- Farley K, E Jobbágy, R Jackson. 2005. Effect of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11: 1565-1576.
- Feikema P, C Beverly, J Morris, J Collopy, T Baker, P Lane. 2007. Predicting the impacts of plantations on catchment water balances using the 3-PG forest growth model. *In MODSIM International Congress on Modelling and Simulation*, Christchurch, New Zealand. Proceedings. p. 2237-2243.
- Gash J. 1979. An analytical model of rainfall interception by forests. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 105(443): 43-55.
- George R, D McFarlane, B Nulsen. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. *Hydrogeology Journal* 5(1): 6-21.
- Grandry M, S Gailliez, C Sohier, A Verstraete, A Degré. 2013. A method for low-flow estimation at ungauged sites: a case study in Wallonia (Belgium). *Hydrology and Earth System Sciences* 17(4): 1319-1330.
- GWA. 2009. Plantation forestry and water management guideline. Perth, Australia. Government of Western Australia (GWA), Department of Water. 23 p.
- Hamilton L. 2008. Forests and water. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 93 p.
- Holmes J, J Sinclair. 1986. Water yield from some afforested catchments in Victoria. *In Hydrology and Water Resources Symposium (17th)*, National conference publication, Brisbane, Qld. Australia. Proceedings. p. 214-218.
- Horton R. 1939. Analysis of runoff-plat experiments with varying infiltration-capacity. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 20(4): 693-711.
- Huber A, D López. 1993. Cambios en el balance hídrico provocados por tala rasa de un rodal adulto de *Pinus radiata* (D. Don), Valdivia, Chile. *Bosque* 14(2): 11-18.
- Huber A, R Trecaman. 1993. Consecuencias de las plantaciones forestales sobre la disponibilidad del recuso hídrico en suelos rojos arcillosos de la zona de Collipulli, IX Región, Chile. *In Sextas Jornadas del Comité Chileno para el Programa Hidrológico Internacional [PHI]*, 25-28 de mayo, Santiago, Chile. Proceedings. p. 18.
- Jobbágy E. 2009. Regímenes hidrológicos según uso de la tierra: Efectos de la actividad forestal en sistemas semiáridos y húmedos. *In Donoso P et al. eds. Tala rasa: Implicaciones y desafíos*. Valdivia, Chile. Documento de extensión de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. p. 7-16.
- Keenan RJ, A Gerrand, S Nambiar, M Parsons. 2006. Plantations and Water. Plantation impacts on stream flow. Barton, ACT. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry.
- Landsberg J. 1997. The biophysical environment. *In Nambiar S, AG Brown eds. Man-*

- agement of soil, water and nutrients in tropical plantation forests. Canberra, Australia. Australian Center for International Agricultural Research (ACIAR). p. 65-96.
- Landsberg J, N Coops. 1999. Modeling forest productivity across large areas and long periods. *Natural Resource Modeling* 12(4): 383-411.
- Landsberg J, S Gower. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. San Diego, CA. Academic Press. 354 p.
- Lara A, C Little, R Urrutia, J McPhee, C Alvarez-Garretón, C Oyarzún, D Soto, P Donoso, L Nahuelhual, M Pino, I Arismendi. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258(4): 415-424.
- Linsley R, M Kohler, J Paulhus. 1977. Hidrología para ingenieros. Bogotá, Colombia. McGraw-Hill Latinoamericana. 386 p.
- Little C, A Lara. 2010. Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque* 31(3): 175-178.
- Little C, A Lara, J McPhee, R Urrutia. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374(1): 162-170.
- Mahmood K, J Morris, J Collopy, P Slavich. 2001. Groundwater uptake and sustainability of farm plantations on saline sites in Punjab province, Pakistan. *Agricultural Water Management* 48(1): 1-20.
- Nambiar S. 1990. Management of forests under nutrient and water stress. *Water, Air, and Soil Pollution* 54(2): 209-230.
- O'Loughlin E, S Nambiar. 2001. Plantations, farm forestry and water: A discussion paper. Canberra, Australia. Rural Industries Research and Development Corporation (RIRDC). 37 p.
- Olbrich B, D Le Roux, A Poulter, W Bond, W Stock. 1993. Variation in water use efficiency and levels in *Eucalyptus grandis* clones. *Journal of Hydrology* 150(2): 615-633.
- Oppliger A. 2013. Bases para un proceso de gestión integrada en las microcuencas hidrográficas de Mashue, con énfasis en la producción de agua potable rural, comuna de La Unión, Región de Los Ríos, Chile. In Lara A, P Laterra, R Manson, G Barrantes eds. Servicios ecosistémicos hídricos: Estudios de caso en América Latina y el Caribe. Valdivia, Chile. Red ProAgua CYTED. p. 189-212.
- Otero L, A Contreras, L Barrales. 1994. Efectos ambientales del reemplazo de bosque nativo por plantaciones (estudio en cuatro microcuencas en la provincia de Valdivia). *Ciencia e Investigación Forestal* 8: 252-276.
- Parsons M, I Frakes, A Gerrand. 2007. Plantations and water use. Canberra, Australia. Australian Government, Bureau of Rural Sciences. 12 p.
- Petheram C, G Walker, R Grayson, T Thierfelder, L Zhang. 2002. Towards a framework for predicting impacts of land-use on recharge: 1. A review of recharge studies in Australia. *Soil Research* 40(3): 397-417.
- Pilgrim D, D Doran, I Rowbottom, S Mackay, J Tjendana. 1982. Water balance and runoff characteristics of mature and cleared pine and eucalypt catchments at Lidsdale. In New South Wales. The First National Symposium on Forest Hydrology.

- Australia, The Institution of Engineers, National Conference publication. Proceedings. p. 103-110.
- Polglase P, R Benyon. 2009. The impacts of plantations and native forests on water security: Review and scientific assessment of regional issues and research needs. Canberra, ACT. CSIRO Sustainable Ecosystems. 72 p.
- Putuhena W, I Cordery. 2000. Some hydrological effects of changing forest cover from eucalypts to *Pinus radiata*. *Agricultural and Forest Meteorology* 100(1): 59-72.
- Robinson M, AL Cognard-Plancq, C Cosandey, J David, P Durand, HW Führer, R Hall, MO Hendriques, V Marc, R McCarthy, M McDonnell, C Martin, T Nisbet, P O’Dea, M Rodgers, A Zollner. 2003. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European perspective. *Forest Ecology and Management* 186(1-3): 85-97.
- Rodríguez R. 1989. Impactos del uso de la tierra en la alteración del régimen de caudales, la erosión y sedimentación de la cuenca superior del río Reventazón y los efectos económicos en el proyecto hidroeléctrico de Cachi, Costa Rica. Tesis Magíster. San José, Costa Rica. Universidad de Costa Rica, CATIE. 155 p.
- Rodríguez R. 2015. Plan de ordenación y manejo para la microcuenca Tapihue, Región del Biobío. Informe Técnico. Concepción, Chile. Empresa de Servicios Sanitarios Región del Biobío (ESSBIO). 41 p.
- Rosenzweig C, G Casassa, DJ Karoly, A Imeson, C Liu, A Menzel, S Rawlins, TL Root, B Seguin, P Tryjanowski. 2007. Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. In Parry ML, OF Canziani, JP Palutikof, PJ van der Linden, CE Hanson eds. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK. Cambridge University Press. p. 79-131.
- Rutter A, K Kershaw, P Robins, A Morton. 1972. A predictive model of rainfall interception in forests, 1. Derivation of the model from observations in a plantation of Corsican pine. *Agricultural Meteorology* 9: 367-384.
- Scott D, R Smith. 1997. Preliminary empirical models to predict reductions in total and low flows resulting from afforestation. *Water South Africa* 23(2): 135-140.
- Scott D, D Le Maitre, D Fairbanks. 1998. Forestry and streamflow reductions in South Africa: a reference system for assessing extent and distribution. *Water South Africa* 24(3): 187-199.
- Smakhtin V. 2001. Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology* 240(3): 147-186.
- Stednick J. 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *Journal of Hydrology* 176(1): 79-95.
- Tecnologías y Servicios Agrarios. 1994. Restauración hidrológico-forestal de cuencas y control de la erosión. Madrid, España. Ediciones Mundi-Prensa. 901 p.
- Vertessy R. 2001. Impacts of plantation forestry on catchment runoff. In *Plantations, Farm Forestry and Water: Proceedings of a national workshop, 20-21 July 2000, Melbourne, Australia*. Proceedings. p. 9-19.
- Vertessy R, Y Bessard. 1999. Anticipating the negative hydrologic effects of plantation expansion: Results from a GIS-based analysis of the Murrumbidgee Basin. In *Forest Management for the Protection of Water Quality and Quantity*. Second

- Erosion in Forests Workshop, May 4-6, Warburton, Victoria, Australia. Proceedings. p. 69-74.
- Vertessy R, L Zhang, W Dawes. 2003. Plantations, river flows and river salinity. *Australian Forestry* 66(1): 55-61.
- Waring R, S Running. 2010. Forest ecosystems: analysis at multiple scales. London, UK. Elsevier Academic Press. 440 p.
- Waring R, J Rogers, W Swank. 1981. Water relations and hydrologic cycles. In Reichle DE ed. Dynamic Properties of Forest Ecosystems. New York, NY. Cambridge University Press. p. 205-264.
- White D, C Beadle, M Battaglia, R Benyon, F Dunin, J Medhurst. 2001. A physiological basis for management of water use by tree crops. In Plantations, Farm Forestry and Water: Proceedings of a national workshop Melbourne, Australia. Proceedings. p. 20-27.
- Zhang L. 2010. Predicting impacts of plantations on water availability. Canberra, Australia. Water for a Healthy Country Flagship & CSIRO Land and Water. 24 p.
- Zhang L, G Walker, W Dawes. 1999. Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance. Clayton, Victoria, Australia. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. 35 p.
- Zhang L, W Dawes, G Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water resources research* 37(3): 701-708.
- Zhang L, F Zhao, A Brown, Y Chen, A Davidson, R Dixon. 2010. Estimating impact of plantation expansions on streamflow regime and water allocation Western Australia. CSIRO: Water for a Healthy Country National Research Flagship. 74 p.

12. Certificación ambiental y de manejo sustentable en bosques plantados

Francis Dube y Fernando Muñoz

Introducción

La actividad forestal, especialmente aquella caracterizada por la aplicación intensiva de silvicultura, y dada su naturaleza y complejidad, debe siempre someterse a ciertas regulaciones y directrices que eviten o minimicen los impactos ambientales de su aplicación.

La certificación ambiental surge ante la creciente y sostenida sensibilidad medioambiental expresada por algunas organizaciones, lo que motivó a los países a aplicar normas ambientales a los procesos productivos. Sin embargo, la gran diversidad de situaciones existentes entre un país y otro determinó la conveniencia de establecer un indicador universal que evaluara los esfuerzos de una organización por alcanzar una protección ambiental confiable, adecuada y creíble. Fue durante la Convención de Río de Janeiro de 1992 que se determinó que las industrias podrían participar en el mejoramiento del medio ambiente y que este propósito se alcanzaría a través del desarrollo de una serie de **estándares** de gestión de impactos ambientales asociados a las operaciones industriales.

El resultado de este acuerdo es el desarrollo de la serie ISO (International Organization for Standardization), siendo la ISO 14000 una de las Normas de acuerdo con las cuales una empresa se puede certificar. Se basa en dos conceptos: el de mejora continua y el de cumplimiento legal. Existen varias Normas internacionales; las más conocidas son:

- ISO 9001:2008 para Sistemas de Gestión de la Calidad e ISO 14001:2004 para Sistema de Gestión Ambiental, ambas publicadas por la International Organization for Standardization (ISO del griego *ISOS* que significa igual).
- OHSAS 18001:2008 (Occupational Health and Safety Management Systems) para Sistemas de Seguridad y Salud Ocupacional, publicada por el British Standard Institute (BSI).

Las Normas del Sistema de Gestión Internacional se deben ajustar a la diversidad internacional y a la complejidad de los negocios (e.g. industria informática, producción de automóviles, celulosa y papel, manejo forestal).

Sistemas de Gestión Ambiental (SGA)

La ISO 14001 es una Norma de Sistema de Gestión Ambiental diseñada para ayudar a las empresas u organizaciones a alcanzar objetivos y metas de mejoramiento ambiental.

Es una Norma genérica, diseñada para ser utilizada por todo tipo de industrias en todos los países del mundo.

La Norma exige que la empresa autodefina objetivos medioambientales y un sistema de gestión necesario para cumplir estos objetivos. Además, la norma exige que la empresa cumpla con los procesos, procedimientos y actividades de ese sistema. Los principales elementos de la ISO 14001 son:

- Compromiso a nivel corporativo.
- Declaración de una política ambiental.
- Mejoramiento continuo.
- Aspectos ambientales significativos.
- Objetivos y metas ambientales.
- Comunicación interna y externa.
- Auditorías externas.

Todos estos elementos trabajan juntos para crear un sistema de gestión, mediante el cual una compañía instaura un sistema de gestión formal para establecer y alcanzar metas ambientales. Existen dos tipos de metas ambientales: las previstas en la legislación y las metas adicionales que la compañía establezca para sí misma.

ISO 14001 aplicada al sector forestal

Los siete elementos señalados de la Norma ISO 14001 pueden dividirse en dos grupos: aquellos que le dan “fuerza” (sistema de gestión, compromiso corporativo, comunicación, mejoramiento continuo, auditorías de terceras partes) y aquellos que le dan “corazón” (declaraciones de política, objetivos y metas ambientales).

Para la gestión forestal, la declaración de política y las metas ambientales constituyen el corazón. Éstas contienen los objetivos que se intenta alcanzar. Para determinar cuáles políticas y metas establecer, los expertos forestales pueden acceder a la lista de criterios y de indicadores para el Manejo Forestal Sustentable, desarrollados por los procesos ITTO (The International Tropical Timber Organization) de Helsinki y de Montréal y el FSC (Forest Stewardship Council).

Las declaraciones de políticas y las metas ambientales no pueden residir en un estándar, dada la diversidad de situaciones existente en el mundo. Éstas deben ser desarrolladas por cada organización y deben ser sustanciales, de lo contrario, la certificación no logrará su objetivo.

En el caso de los bosques, la diversidad se materializa en las diferencias de suelo, en los regímenes de humedad, en las especies arbóreas que lo constituyen y la vegetación asociada, la elevación y el clima, entre otros, así como en la historia del uso humano y los procesos naturales que gobiernan el ecosistema. Estos elementos no pueden adscribirse a un estándar internacional, sino que deben ser desarrollados *in situ* por forestales experimentados, que conozcan la situación cultural, social y económica que los rodea, así como la legislación bajo la cual trabajan.

Beneficios potenciales asociados a un Sistema de Gestión Ambiental ISO 14001

Un sistema de gestión ambiental basado en la norma ISO 14001 presenta, entre otros, los siguientes beneficios:

- Mejoramiento de la capacidad analítica del personal.
- Mejoramiento de la eficacia y del control de las operaciones debido a una superior capacitación y entrenamiento de los empleados.
- Gestión eficaz de las fuentes de polución y contaminación.
- Control de costos de operación actuales y futuras.
- Optimización en la utilización de los recursos.
- Mejoramiento del desempeño ambiental.
- Mejoramiento de las relaciones industria-gobierno.
- Mejoramiento de la imagen corporativa de la empresa (solidaria con el medioambiente).

Marco del Sistema de Gestión Ambiental ISO 14001

El estándar ISO 14001 comporta una mezcla de autoridad, oportunidad y responsabilidad. En el caso de una empresa forestal, ésta tiene la oportunidad de establecer no sólo su propia política de gestión forestal sino también sus propias metas. Utiliza para ello el conocimiento que tiene del recurso que maneja (e.g. bosque, aserradero, planta de celulosa) y de las personas que trabajan en la empresa, sin dejar de lado las necesidades de la comunidad en la cual está inserta. Es una oportunidad que implica también un alto grado de responsabilidad. La política y las metas establecidas deben conducir la organización hacia la gestión sostenible.

Dada su naturaleza, la gestión forestal involucra, en muchos casos, extensas superficies de terreno (bosques) y largos períodos de tiempo, manteniendo la productividad y sanidad de los bosques en el tiempo y en el espacio. Ello requiere de los usuarios de los recursos forestales:

- Respetar la legislación, las normas regulatorias y las políticas públicas imperantes.
- Conservar la calidad de suelos y aguas y la biodiversidad.
- Compartir los beneficios sociales, económicos (vida silvestre y hábitat) y ciclos ecológicos globales (derechos de otros usuarios de los recursos forestales).

ISO 14001 de cerca: Terminología y conceptos

Se puede considerar la política ambiental como el pilar principal del sistema de gestión ambiental de una organización. La política ambiental que se establezca debe estar en consonancia con la naturaleza de la actividad desarrollada, su magnitud e impactos ambientales. Su adopción implica un compromiso de mejoramiento continuo, de prevención de la contaminación y cumplimiento de la legislación y reglamentos ambientales. Debe ser documentada, implementada y comunicada a todos los empleados y estar disponible al público.

El aspecto ambiental se refiere a las características de las actividades, productos o servicios de una organización, susceptible de interacciones con el medio ambiente. Por

ejemplo, la producción de desechos sólidos durante las operaciones forestales. Un aspecto ambiental es significativo cuando tiene o puede tener un impacto ambiental significativo. Por ejemplo, un desecho sólido no peligroso podría tornarse significativo si la organización lo juzga necesario.

El impacto ambiental se define entonces como cualquier modificación al medioambiente –negativa o benéfica– como resultado total o parcial de las actividades, productos o servicios de una organización. Por ejemplo, la contaminación de los cursos de agua.

Otros instrumentos de gestión ambiental

Códigos de buenas prácticas. Los Códigos de Buenas Prácticas constituyen normas de carácter voluntario elaborado en base a un trabajo colaborativo entre distintas instancias técnicas de un sector productivo. Los Códigos de Buenas Prácticas son, por lo tanto, un conjunto ordenado de prescripciones, procedimientos, conceptos, estilos y guías de trabajo estandarizados aplicables a las actividades productivas sectoriales, con el objeto de minimizar sus impactos adversos.

En Chile varias instituciones han elaborado Códigos de Buenas Prácticas que tienen como foco las actividades agrícolas y forestales, entre otras.

Acuerdos de producción limpia. Según la norma chilena oficial NCh. 2796 Of 2003, un Acuerdo de Producción Limpia (APL) es un convenio celebrado entre un sector empresarial, empresas y los organismos públicos con competencia en las materias del acuerdo, cuyo objetivo es aplicar producción limpia a través de metas y acciones específicas.

Estos acuerdos se caracterizan porque son suscritos por una asociación empresarial representativa del sector y por cada empresa individualmente, así como por cada institución pública competente en las materias comprometidas en el convenio, estableciendo al mismo tiempo un plazo determinado para cumplir las metas y acciones. El objetivo general de los APL es servir como un instrumento de gestión que permite mejorar las condiciones productivas, ambientales, de higiene y seguridad laboral, de eficiencia energética, de eficiencia en el uso del agua y otras materias abordadas por esta herramienta, de las empresas de un determinado sector productivo que lo suscriben.

Los APL tienen respaldo gubernamental, a través de normas oficiales del Estado de Chile, que permite acreditar ante otros estados el cumplimiento de las iniciativas. Además permiten disminuir brechas tecnológicas entre empresas de un mismo sector productivo frente a mercados globales.

Certificación de manejo forestal sustentable

El manejo forestal sustentable es aquel que mantiene y mejora la salud y vitalidad a

largo plazo de los ecosistemas forestales, preservando sus características ecológicas, económicas, sociales y culturales para beneficio de generaciones presentes y futuras.

Dado que el concepto de sustentabilidad presenta un carácter multiescalar (rodal, bosque, cuenca, paisaje, región, país) y multidimensional (ecológico, económico, social), la operacionalización del término requiere establecer la escala a la que será aplicada la certificación. Se identifican así en un territorio dado, las Unidades de Manejo Forestal (UMF) –que pueden alcanzar unas pocas o miles de hectáreas– en las cuales se aplica la certificación del manejo forestal.

Para certificar una UMF se realiza una auditoría por terceros. Un estándar de manejo forestal sustentable debe ser visto como una herramienta complementaria a la Norma ISO 14001, pero de naturaleza prescriptiva. El estándar garantiza que las empresas certificadas cumplan con un nivel específico de prácticas forestales internacionalmente reconocidas y adaptadas a la realidad nacional del país, más allá de los requisitos básicos de la ISO 14001. Un estándar ayuda a identificar las organizaciones con alto compromiso ambiental y un muy buen desempeño forestal. En la mayoría de las empresas forestales medianas y grandes, la experiencia internacional muestra que es imprescindible contar primero con un sistema de gestión ambiental ISO 14001, para luego poder seguir con la implementación y certificación de cualquier sistema de manejo forestal sustentable.

Más específicamente, un estándar es un documento establecido por consenso y aprobado por un ente reconocido que proporciona, para uso común y repetido, reglas, directrices o especificaciones para las actividades o sus resultados, con el objetivo de alcanzar un óptimo grado de coherencia en un contexto dado. Los estándares están basados en los resultados consolidados de la ciencia, tecnología y experiencia y deben promover los mejores beneficios posibles para la colectividad.

La estructura de un estándar incluye normalmente:

- Principios (base conceptual, objetivos de manejo forestal a mediano y largo plazo).
- Criterios (claves, dimensiones y procesos que definen, limitan y permiten la aplicación práctica de los Principios).
- Indicadores (elementos descritos o medidos en cantidad y calidad para evaluar periódicamente las tendencias y el nivel de cumplimiento de un aspecto específico de un Criterio).

La verificación del cumplimiento de una empresa forestal con un estándar involucra la consulta con toda parte interesada en las actividades de la empresa. Existen varios estándares de manejo forestal sustentables, algunos nacionales, como el CERTFOR (Chile), CERFOAR (Argentina), CERFLOR (Brasil), CSA (Canadá), SFI (EE.UU.), y otros internacionales, como el FSC (genérico e iniciativas nacionales como FSC Chile).

Estudio de caso: CERTFOR MFS

CERTFOR es el estándar chileno de Manejo Forestal Sustentable (MFS) para bosques plantados. Fue desarrollado el año 2002 por Fundación Chile, con la asistencia del IN-

FOR y CORFO, y homologado por el PEFC (Programa para la Homologación de Sistemas de Certificación Forestal) en octubre de 2004 (Cubbage *et al.* 2010). El PEFC es una organización no gubernamental, independiente, sin fines de lucro y de ámbito mundial, que promueve el MFS con el fin de lograr el equilibrio ambiental, social y económico de la industria forestal y de productos madereros. PEFC reconoce y homologa sistemas nacionales de certificación forestal, siendo éstos desarrollados con la participación de las partes interesadas y adaptados a las realidades y prioridades de cada país. Es el sistema de certificación forestal con mayor superficie certificada a nivel global, equivalentes al 67 por ciento de la superficie certificada (244 millones de hectáreas). PEFC está presente en 37 países y reconoce 33 sistemas nacionales de certificación forestal (CERTFOR 2015).

Desde la creación del estándar CERTFOR, la superficie certificada en Chile ha aumentado sostenidamente. El sistema cuenta con una superficie total certificada de 1,9 millones de hectáreas (incluyendo bosque nativo con fines de conservación), de las cuales 1,3 millones de hectáreas corresponden a bosques plantados (CERTFOR 2015).

Las empresas forestales del país adscritas al sistema CERTFOR son Forestal Arauco S.A., con un patrimonio total certificado de 1.116.180 ha; Forestal Mininco S.A. con 693.658 ha; Forestal Anchile Ltda. con 58.544 ha y Volterra S.A. con 19.086 ha; además de un grupo de 20 propietarios (Grupo Mininco de Certificación Forestal), con un total de 38.636 ha, certificados en Manejo Forestal Sustentable para Plantaciones (CERTFOR 2015). Esto lo convierte en el mayor sello de certificación de Chile, consolidando la tendencia internacional (Cubbage *et al.* 2010).

El estándar consiste en 9 Principios, 43 Criterios y 190 indicadores. Los principios son (CERTFOR 2013c):

PRINCIPIO 1: PLANIFICACIÓN A LARGO PLAZO. El uso de los recursos forestales debe ser planificado y manejado de modo de proveer un flujo sostenido de productos y servicios en sucesivas rotaciones.

PRINCIPIO 2: CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD. El uso de los recursos debe ser planificado y manejado de modo que el valor ambiental de los ecosistemas nativos sea protegido y se minimicen los impactos negativos en la biodiversidad.

PRINCIPIO 3: MANTENCIÓN DE LA PRODUCTIVIDAD. Los recursos forestales deberán manejarse de modo de mantener su sanidad, vitalidad y productividad, protegiéndolos de incendios y otros agentes dañinos.

PRINCIPIO 4: PROTECCIÓN DE SUELO Y AGUA. Los recursos forestales deben manejarse de modo de favorecer la conservación del recurso suelo y minimizar los impactos adversos en la calidad y la cantidad de las aguas, considerando en particular las necesidades de las comunidades aguas abajo.

PRINCIPIO 5: SUSTENTABILIDAD DE COMUNIDADES. Los responsables del ma-

nejo forestal deben respetar usos y costumbres tradicionales y derechos de las comunidades aledañas, mantener relaciones de buena vecindad con ellas y apoyar el desarrollo de capacidades que contribuyan al mejoramiento de su calidad de vida.

PRINCIPIO 6: ETNIAS ORIGINARIAS. Los responsables del manejo forestal deben respetar los acuerdos declarados, los compromisos documentados y los derechos legalmente establecidos, así como tener en consideración el conocimiento tradicional de las etnias originarias para el uso y manejo de sus tierras y recursos.

PRINCIPIO 7: CONDICIONES LABORALES. Los responsables del manejo forestal deben respetar derechos de trabajadores forestales directos e indirectos, compensarlos adecuada y equitativamente, salvaguardando su salud y seguridad en el trabajo.

PRINCIPIO 8: LEYES, ACUERDOS Y TRATADOS. Los responsables de la UMF deben respetar leyes chilenas, convenios y tratados internacionales jurídicamente vinculantes y considerar los acuerdos que no tengan ese carácter, de los cuales el país sea signatario.

PRINCIPIO 9: MONITOREO Y MEDICIÓN. A los recursos forestales, al sistema de manejo y a las empresas y propietarios responsables del manejo de la UMF, se les practicara, a intervalos regulares, un seguimiento con el propósito de evaluar el grado de avance en el cumplimiento de los Principios anteriormente enunciados.

Indicadores como herramientas de medición

La medición constituye la primera etapa para el control de una situación, seguida posteriormente de su mejoramiento. Si no se puede medir, no se puede entender. Si no se puede entender, no se puede controlar. Y si no se puede controlar no puede ser mejorada.

Ejemplo de Indicador en la Norma ISO 14001

- Aspecto significativo: sedimentación en los cursos de agua.
- Objetivo: preservar la calidad del agua en todos los cruces secundarios.
- Meta: turbidez del agua saliendo de la alcantarilla inferior a 2 por ciento en relación al río arriba.
- Indicador: por ciento de partículas en suspensión.
- Programa: quién, qué, cómo, cuándo, dónde tomar las mediciones (plan de acción).

Ejemplo de indicadores en el estándar CERTFOR

El criterio 4.3 y sus indicadores correspondientes contemplan también el problema de la sedimentación:

- En el **indicador 4.3.1** (los caminos se planifican y diseñan de modo de minimizar la erosión, movimientos de tierra y arrastre de sedimentos a cursos de agua) se verifica si hay una planificación documentada de caminos y si en esta planificación se minimiza la construcción de caminos que atraviesan cursos de agua.

- En el **indicador 4.3.2** (los caminos se construyen y mantienen de modo de minimizar la erosión y arrastre de sedimentos a cursos de agua) se verifica si hay erosión importante en caminos y sus alrededores, si hay existencia de un programa de mantenimiento de caminos, si los caminos cruzan ríos y drenajes con el ángulo apropiado, si existen alcantarillas con una capacidad adecuada al flujo de agua, y si las alcantarillas se encuentran en buen estado.
- En el **indicador 4.3.3** (los caminos se usan bajo las condiciones para los cuales fueron diseñados) se verifica si se respetan las condiciones de diseño y estacionalidad de uso.

Las Figuras 12.1 a 12.3 ilustran el resultado alcanzado con la implementación de esos indicadores.



Figura 12.1. Preservación de la calidad del agua en predios forestales mediante construcción de alcantarillas.

Fuente: Dube *et al.* (2004).



Figura 12.2. Preservación de la calidad del agua mediante construcción de alcantarillas, control de la erosión y del arrastre de sedimentos.

Fuente: Dube *et al.* (2004).



Figura 12.3. Control de la erosión, del arrastre de sedimentos y de los desmoronamientos en caminos forestales mediante programa de mantenimiento.

Fuente: Dube *et al.* (2004).

Los indicadores 4.1.2 y 4.2.7 requieren la existencia de una cartografía que identifica las características de los cursos y masas de agua, y que los desechos de cosecha sean dispuestos en el sitio de modo tal que permita el reciclaje de nutrientes y evite la erosión del suelo, respectivamente. El indicador 4.5.5 requiere que se dejen franjas de protección a orillas de cursos o masas de agua. Su ancho debe estar relacionado con el tipo de cauce, la pendiente del terreno y las necesidades de calidad de este recurso aguas abajo. La Figura 12.4 muestra los requerimientos de dichos indicadores.



Figura 12.4. Fotografía aérea ilustrando cómo se puede controlar la erosión mediante la preservación de franjas de vegetación natural en la orilla de los cursos de agua y disposición de los desechos de corte siguiendo las curvas de nivel.

Fuente: Dube *et al.* (2002).

Conclusión

Los indicadores son la “sustancia” de cualquier tipo de estándar de certificación forestal. Deben ser comprensibles, fiables, medibles, previsibles, económicos y dinámicos. No obstante, los indicadores son sólo herramientas. Su verdadero valor proviene de lo que se aprendió con el paso del tiempo y de cómo se interpreta, se analiza y se incorpora este aprendizaje en un proceso de toma de decisión, de planificación y de manejo forestal adecuado.

Cadena de custodia

La Cadena de Custodia (CdC) es el proceso por el que la fuente de un producto es verificada y se garantiza que no se produjeron mezclas con productos no certificados durante todo el proceso de transformación y comercialización (Martínez 2001). Para que los productos provenientes de fuentes certificadas sean elegibles para portar el sello CERTFOR, FSC, PEFC, SFI u otro, la madera tiene que ser seguida desde el bosque y a través de todos los pasos del proceso de producción hasta su llegada al usuario final.

La Certificación de la CdC es el mecanismo que verifica que la madera utilizada por la industria de la transformación procede de bosques gestionados de acuerdo a criterios de sostenibilidad. Constituye la etapa posterior a la Certificación del Manejo Forestal Sustentable y es un procedimiento necesario para conocer el origen del producto comprado.

Propósito de la certificación de la CdC

La certificación de la CdC involucra la verificación de que los productos que son vendidos actualmente como certificados contienen material certificado. Los puntos clave que el asesor requiere verificar son (Martínez 2001):

- La materia prima comprada es certificada y está cubierta por un certificado válido de cadena de custodia.
- Todos los puntos en que pueda ocurrir mezcla entre material certificado y no certificado (puntos críticos de control) fueron identificados.
- En cada punto crítico se ha asegurado la existencia de medidas para asegurar que no ocurran mezclas.
- Todos los productos certificados son claramente identificados.
- Cualquier uso de la marca registrada del CERTFOR es correcto.

Proceso de Evaluación de la CdC

La evaluación de la CdC se realiza tomando en cuenta (Martínez 2001):

- Áreas donde la materia prima llega y es almacenada.
- Área donde se almacena la información de compras.
- Facilidades de procesamiento y manufactura.
- Área donde se almacenan los registros de capacitación.
- Áreas de almacenamiento de productos y departamento de ventas.
- En cada sitio visitado se examinarán los procedimientos, registros y métodos utili-

zados para la identificación (e.g. etiquetado del material certificado) y segregación (e.g. áreas separadas para material certificado).

Estudio de caso: CERTFOR CdC

Actualmente, el sistema chileno de Cadena de Custodia cuenta con 61 CdC certificadas por las entidades acreditadas para ello. Los certificados son válidos por 5 años a contar de la fecha de certificación. La tendencia hacia la certificación en Chile comenzó en el año 2004, registrándose una gran incorporación en el 2005, producto de las mayores exigencias internacionales en términos de etiquetado. El 2009 fue un año de crecimiento explosivo del sistema, registrándose la incorporación de 16 nuevas empresas, el mayor crecimiento desde el inicio del sistema. El año 2010 fue similar al 2009 en términos de nuevas CdC, incorporándose 15 nuevas empresas. A agosto de 2015, hay un total de 64 empresas (principalmente aserraderos, celulosa y papel, forestales, imprentas y paneles) certificadas bajo este estándar (<http://www.certfor.org/>).

Al estar homologados internacionalmente con PEFC, las empresas certificadas por CERTFOR pueden obtener sus respectivas licencias para la utilización del logo PEFC en productos y materiales de promoción y difusión. A la fecha, son más de 9.800 empresas certificadas en Cadena de Custodia reconocidas por PEFC alrededor del mundo (<http://www.certfor.org/>).

Modalidades de contabilización de la madera certificada

El estándar de Cadena de Custodia contempla las principales modalidades de contabilización de la madera certificada utilizadas a nivel mundial (CERTFOR 2013b):

- a) Separación Física.
- b) Control de Inventarios y Flujos de Madera.

La “Separación Física” es un procedimiento por el cual se mantienen separadas las materias primas/productos forestales de categorías diferentes, con el fin de que el cliente que use o al que le sean transferidas dichas materias primas/productos forestales conozca su categoría. La separación física se puede llevar a cabo en las instalaciones de la propia organización, por ejemplo, en zonas de almacenaje separadas o diferentes dentro de la misma planta, o por una marca o rótulo que permita una identificación clara y fácil de los materiales de diferentes categorías (CERTFOR 2013c).

El “Control de Inventario” es una modalidad de contabilización que consiste en la medición del flujo de materias primas/productos forestales certificados por medio de un control de la documentación que acompaña la materia prima durante el proceso de producción. Esta modalidad está diseñada para aquellos casos en que la Separación Física no es factible por el tamaño o características de las operaciones de la empresa (e.g. planta de celulosa). Este método se aplica a las organizaciones que mezclan materias primas/productos forestales certificados con materias primas de otras categorías. La organización debe aplicar los requisitos del proceso de CdC establecidos a cada grupo de productos específico. Se calcula el porcentaje de materias primas/productos forestales certificados, a través de una de las siguientes modalidades:

- a) Porcentaje Directo.
- b) Porcentaje Promedio Móvil.

El “Porcentaje Directo” se basa en el cálculo del porcentaje de materias primas/productos forestales certificados a partir de las materias primas/productos forestales utilizados para la producción del mismo grupo de productos. Esto implica que el valor del porcentaje certificado no se puede asignar a un grupo de productos antes de haber completado su ciclo de producción. Un ejemplo es un trabajo de impresión en el que el porcentaje de certificación se calcula a partir de la materia prima adquirida y usada para ese trabajo de impresión en particular (CERTFOR 2013c).

El “Porcentaje Promedio Móvil” consiste en el cálculo del porcentaje de certificación basado en la compra de materias primas/productos forestales durante un periodo determinado, previo a la fabricación o comercialización del producto. Este porcentaje se calcula a partir de las materias primas/productos forestales utilizados para la producción del grupo de productos precedentes. Esto permite obtener el valor del porcentaje de un grupo de productos, sin haber terminado la evaluación del ciclo de producción del grupo de productos actuales, ocupando los datos de grupos de productos precedentes. Para estos cálculos es posible ocupar datos de grupos de productos producidos hasta un máximo de 12 meses antes (CERTFOR 2013c).

Una vez calculado el porcentaje de las materias primas/productos forestales certificados de acuerdo a lo señalado anteriormente, este porcentaje se puede transferir a los productos finales, según dos Métodos de Cálculo:

- a) Declaración de Porcentaje Promedio.
- b) Créditos de Volumen.

La “Declaración de Porcentaje Promedio” consiste en que el porcentaje de materias primas/productos forestales certificados de un grupo de productos específico puede transferirse al grupo de productos completo, especificando el porcentaje de contenido certificado. Por lo tanto, el producto al final del proceso no es 100 por ciento certificado, sino tan sólo en el porcentaje declarado de materias primas/productos forestales certificados. Se debe controlar que la mezcla de materias primas/productos forestales certificados y otras materias primas se efectúe en la proporción declarada en el certificado del producto, durante un periodo de tiempo definido (CERTFOR 2013c).

El “Método de Créditos de Volumen” consiste en transferir el porcentaje conocido de materias primas/productos forestales certificados que ingresa a un proceso (grupo de productos de entrada) a una parte del volumen de producción (grupo de productos de salida), de tal forma que la proporción de productos certificados, equivalentes al porcentaje de materias primas/productos forestales certificados, pueda salir con el atributo de 100 por ciento certificados o un porcentaje menor que satisfaga los requerimientos o umbrales de la empresa; es decir, el volumen de producción certificada (grupo de productos de salida), multiplicado por el porcentaje establecido, debe ser equivalente

al volumen de materias primas/productos forestales certificados que ingresa al proceso (grupo de productos de entrada).

La empresa decide los productos del grupo de productos que reciben el atributo de certificado y el porcentaje asignado a éstos, resguardando que el volumen de producción certificada multiplicado por el porcentaje asignado por la empresa sea equivalente al volumen de materias primas/productos forestales certificados que ingresan al proceso. Sin embargo, para que esto suceda los productos dentro de un grupo de productos deben tener ciertas características:

- a) Las mismas unidades de cálculo de volúmenes.
- b) Los productos tienen la misma proporción entre volúmenes de entrada y volúmenes de salida (rendimiento del proceso).

Los créditos generados pueden utilizarse inmediatamente en el grupo de productos de salida asignado o acumularse hasta por un periodo de 12 meses. Al mes 13 se deben eliminar los créditos no utilizados del mes 1.

Las organizaciones que certifiquen CdC podrán optar por cualquiera de estas modalidades, ciñéndose a las exigencias definidas en este Estándar. El principio 3 se ocupa de los requerimientos de estas modalidades. Los aspectos generales tales como documentos, registros, procedimientos de entrada y salida, entre otros, se enuncian en los Principios 1, 2 y 4, y son válidos para ambas modalidades (CERTFOR 2013d).

El cumplimiento de exigencias ambientales y sociales durante los procesos certificados bajo este estándar no es un requisito habitual de un estándar de CdC. No obstante, CERTFOR recoge este elemento de consecuencia en su Principio 5 y hace suyo el compromiso de minimizar los impactos ambientales asociados a las actividades que se realizan en los procesos certificados bajo CdC y sociales. El objetivo de este principio es verificar que los aspectos negativos, sociales y ambientales de los procesos incluidos en la CdC certificada por CERTFOR, cumplan con la legislación ambiental y social aplicable a la actividad. El estándar consiste en 5 Principios y 33 Criterios (3 para la modalidad “Separación Física” y 6 para “Control de Inventarios”). Los principios son (CERTFOR 2013d):

PRINCIPIO 1: La organización está comprometida con la gestión de la Cadena de Custodia y asegura la integridad y validez de ésta y de los productos que produce. La organización provee todos los recursos humanos, tecnológicos y financieros necesarios para la implementación y control de la CdC.

PRINCIPIO 2: Existe un sistema para verificar la categoría de la materia prima que ingresa a la Cadena de Custodia.

PRINCIPIO 3: a) Cuando se elige el sistema de Separación Física, se asegurará que no haya mezclas de materias primas/productos forestales certificados con otras materias

primas/productos; b) Cuando se elige la modalidad de Control de Inventario, existe un sistema que vincula los ingresos de materias primas/productos forestales certificados con los productos finales, y es capaz de determinar el porcentaje de certificación del producto.

PRINCIPIO 4: Existe un sistema para asegurar que todos los productos forestales que salen de la Cadena de Custodia como “certificado” estén adecuadamente documentados y es posible prevenir la sustitución de productos forestales certificados por otros productos.

PRINCIPIO 5: La organización se compromete a minimizar los posibles impactos ambientales y sociales negativos durante los procesos certificados bajo este Estándar.

La enmienda 2013 del Estándar CERTFOR de Cadena de Custodia reconoce las siguientes categorías de materias primas/productos forestales:

- a) Materia prima certificada.
- b) Materia prima neutral.
- c) Otras materias primas (CERTFOR 2013b).

La “Materia Prima Certificada” corresponde a materia prima que se encuentra cubierta por una certificación de MFS/CdC CERTFOR o PEFC. La “Materia Prima Neutral” corresponde a cualquier otra materia prima que no sea forestal. La categoría “Otras Materias Primas” se refiere a todo material forestal que no sea materia prima certificada.

Sistema de Debida Diligencia (SDD)

El Sistema de Debida Diligencia (DN-02-03) consiste en un marco de procedimientos y medidas, esto es, la recopilación de información, evaluación de riesgos y mitigación de riesgos, para el ejercicio de la debida diligencia. En la enmienda 2013 del Estándar CdC CERTFOR, se incorpora el Sistema de Debida Diligencia (SDD) CERTFOR/PEFC, el cual elimina y reemplaza al “Sistema para evitar materias primas de fuentes controversiales”. El nuevo SDD que aplica ahora para todas las empresas certificadas a través del control de materias primas certificadas y no certificadas, constituye también un elemento integral y obligatorio de los documentos normativos de la CdC. De acuerdo al control aplicable por el SDD, ya no se refiere a “materias primas no certificadas”, sino a “otras materias primas” (CERTFOR 2013d).

La organización no podrá usar madera conflictiva, es decir madera que ha sido comercializada en algún punto de la cadena de custodia por grupos armados, ya sean facciones rebeldes o soldados regulares, o por una administración civil que participa en conflictos armados o sus representantes, bien para perpetuar el conflicto, bien para aprovecharse del mismo de forma personal. Por otra parte, la organización no deberá incluir en productos cubiertos por su SDD de CERTFOR/PEFC materia prima forestal procedente de organismos genéticamente modificados. Finalmente, no deberá incluir en productos cubiertos por su SDD materia prima forestal procedente de la conversión de bosques

en otro tipo de vegetación, incluyendo la conversión de bosques primarios en bosques plantados (CERTFOR 2013c).

Conclusiones

La certificación es una herramienta importante para evaluar el buen manejo forestal, convirtiéndose en una forma de control social que pretende alcanzar el aprovechamiento de los bosques de manera que éste sea amigable con el ambiente, socialmente benéfico y económicamente viable. Las empresas que hasta hoy se han certificado son aquellas que por lo general son innovadoras y desarrollan sus actividades dentro del marco de la sostenibilidad. Las proyecciones indican que el consumo de madera en el mundo aumentará en los próximos años (ver capítulo 2), demanda que estará caracterizada por mayores exigencias ambientales, debido a que los consumidores han comenzado a tomar en cuenta criterios ambientales y sociales para seleccionar lo que compran (Martínez 2001).

Además, la certificación facilita la aplicación de una silvicultura legal y responsable, que tiene beneficios sociales (e.g. preservación de los derechos de los pueblos indígenas), ambientales (e.g. conservación de la biodiversidad, protección de especies amenazadas) y económicos (e.g. mejora el acceso a los mercados, a nuevas fuentes de capital).

Referencias

- CERTFOR. 2013a. Estándar CERTFOR de manejo forestal sustentable para plantaciones (DN-02-05, Enmienda diciembre de 2013). Disponible en www.certfor.org/documentacion.php. Consultado 12 de junio de 2014.
- CERTFOR. 2013b. Estándar CERTFOR de cadena de custodia (DN-02-07, Enmienda diciembre de 2013). Disponible en www.certfor.org/documentacion.php. Consultado 12 de junio de 2014.
- CERTFOR. 2013c. Análisis comparativo de las modificaciones del estándar CERTFOR de cadena de custodia (DN-02-07), Enmienda 2011 v/s Enmienda 2013. Disponible en www.certfor.org/documentacion.php.
- CERTFOR. 2013d. Sistema de debida diligencia CERTFOR-PEFC (DN-02-03, Enmienda septiembre 2013). Disponible en www.certfor.org/documentacion.php.
- CERTFOR. 2015. CERTFOR/PEFC. Disponible en <http://www.certfor.org/index.php>. Consultado 12 de agosto de 2015.
- Cubbage F, D Díaz, P Yapura, F Dube. 2010. Impacts of forest management certification in Argentina and Chile. *Forest Policy and Economics* 12(7): 497-504.
- Dube F, G Gignac, M Miranda, E Melo. 2004. CERTFOR: A new sustainable forestry management standard for Chile's forest plantations. *The Forestry Chronicle* 80(6): 672-677.
- Dube F, L Couto, M Silva, H Leite, R García, G Araujo. 2002. A simulation model for evaluating technical and economic aspects of an industrial *eucalyptus* based agroforestry system in Minas Gerais, Brazil. *Agroforestry systems* 55(1): 73-80.

Martínez H. 2001. La certificación forestal y cadena de custodia. Aspectos técnicos y retos para su puesta en práctica. Buenos Aires, Argentina. Ministerio de Agricultura. 41 p.

13. Sistemas agroforestales - Estudio comparativo de productividad entre sistemas silvopastoriles y bosques plantados

Francis Dube

Introducción

Los bosques plantados se establecen, usualmente, para producir madera de uso industrial, con una sola especie y siguiendo una ordenación espacial definida; plantaciones que son manejadas intensivamente. También pueden establecerse en combinación con especies agrícolas y/o ganado para generar diferentes tipos de productos en una ocupación más plena del sitio. Son los llamados cultivos agroforestales.

Los árboles han sido utilizados en sistemas de cultivos desde el inicio de la agricultura. Una de las primeras descripciones de uso múltiple de árboles en Sistemas Agroforestales (SAF) en antiguas escrituras indígenas (1000 a.C.), mencionan el uso múltiple de *Prosopis cineraria* como fuente de forraje. Escritores de la época romana describían una gran variedad de sistemas agroforestales, entre los cuales la combinación de árboles y ganado (MacDicken y Vergara 1990, Nair 1993).

Alrededor del año 7000 a.C., durante el período Neolítico, nace la práctica agrícola de corte de árboles, quema de desechos y siembra posterior de cultivos agrícolas en los suelos enriquecidos con cenizas. La combinación del empobrecimiento de los suelos, causado por la erosión y por la extracción de nutrientes a través de las cosechas y de la invasión de malezas, forzó a los campesinos a mudarse a nuevos sitios y repetir nuevamente el proceso, que se conoce como agricultura migratoria (*shifting cultivation*).

La agricultura migratoria era una práctica común en Europa hasta la era medieval. En algunos casos, los árboles fueron plantados antes, al mismo tiempo o luego de la siembra del cultivo agrícola. Este sistema ha sido bastante utilizado en Finlandia hasta finales del siglo XIX y practicado en algunos lugares de Alemania hasta 1920 (Nair 1993).

A fines de siglo XIX se desarrolló en Birmania (Myanmar) un sistema conocido como *Taungya*, que significa cultivo de laderas. El origen del sistema Taungya se remonta a 1862, cuando los colonos británicos emplearon a las tribus Taungya para cultivar plantaciones de teca junto con los campos de arroz. Este sistema se propagó a otras partes del Imperio Británico: alrededor de 1896 fue introducido en África del Sur, en la India y en Bangladesh (MacDicken y Vergara 1990).

No fue sino hasta la década de los '70 que se inician acciones para desarrollar prácticas agroforestales mejoradas. Se crea un consejo internacional de investigación en Sistemas

Agroforestales (SAF) y posteriormente el International Council for Research in Agroforestry (ICRAF), hoy conocido como World Agroforestry Center. La investigación en SAF se desarrolló rápidamente desde inicios de 1980 y permitió una mejor comprensión de esta ciencia. La investigación procuraba conocer los SAF tradicionales y desarrollar el método Taungya. En la década de los '90, las investigaciones se orientaron a solucionar los problemas de producción agrícola (conservación de suelos, baja productividad y degradación de áreas de pastoreo) y a desarrollar alternativas para la producción forestal (MacDicken y Vergara 1990, Nair 1993).

Conceptos, clasificación e importancia

Definiciones de sistemas agroforestales (SAF)

- Son sistemas viables de uso del suelo que combinan, simultánea o secuencialmente, cultivos agrícolas, arbóreos y plantas forrajeras y/o animales, aplicando prácticas de manejo compatibles con la cultura de la población local (Bene *et al.* 1977).
- Plantación deliberada de árboles o de otras plantas leñosas perennes, con cultivos agrícolas y/o animales, en la misma unidad de tierra o en alguna otra forma de arreglo espacial o temporal (Nair 1984, Nair 1993).

En los sistemas agroforestales se originan interacciones tanto ecológicas como económicas entre sus diferentes componentes. Así, la integración de árboles y cultivos agrícolas puede dar como resultado una utilización más eficiente del agua, nutrientes y radiación solar de lo que generalmente es posible en monocultivos forestales o agrícolas (Bene *et al.* 1977).

Adicionalmente, los árboles en sistemas agroforestales pueden también servir como cortaviento para brindar protección a los cultivos o el ganado, favoreciendo así la estabilización del suelo en condiciones de topografía abrupta y contribuir a regular la humedad del suelo (Brooks *et al.* 1991).

Clasificación

Los sistemas agroforestales se clasifican (Combe y Budowski 1979, MacDicken y Vergara 1990, Nair 1993) como:

- Sistemas silvoagrícolas.
- Sistemas silvopastoriles.
- Sistemas agrosilvopastoriles.

a) Sistemas Silvoagrícolas: árboles asociados a cultivos agrícolas, para producción simultánea de cultivos forestales y agrícolas. Las principales prácticas de este sistema son:

- *Método Taungya:* siembra de especies agrícolas en los primeros años de la plantación forestal.

- *Cultivos intercalados*: establecimiento de árboles en hileras o fajas con cultivos agrícolas.
- *Árboles de uso múltiple en áreas de cultivos*: árboles plantados aleatoriamente o en bordes, terrazas o fajas.
- *Cultivos arbóreos con cultivos agrícolas*: plantaciones multiestratificadas con árboles para sombra, cultivos arbóreos y herbáceos.
- *Jardines domésticos*: combinación multiestratificada de árboles y cultivos agrícolas alrededor de viviendas.
- *Árboles para mejora o conservación del suelo*: árboles plantados en fajas y terrazas.
- *Cercas vivas y cortinas cortaviento*: árboles plantados alrededor de cultivos diversos.

b) Sistemas Silvopastoriles: árboles asociados a animales y/o pastura para producción de madera, celulosa, frutos, carbón y alimento para animales domésticos. Los principales sistemas encontrados en la mayoría de los países son:

- *Árboles en praderas naturales o artificiales*: árboles plantados o de regeneración natural en praderas naturales o artificiales.
- *Pasturas en área reforestada*: pradera bajo plantación forestal.
- *Banco de proteínas*: plantío de árboles para la producción de proteínas para corte o pastoreo directo.
- *Árboles para apicultura*: plantío de árboles para la producción de miel.
- *Árboles para producción de forraje (caída de hojas y frutos) para peces*: plantación de árboles en los taludes de tranques y represas.

c) Sistemas Agrosilvopastoriles: árboles asociados a cultivos agrícolas y a animales y/o a pastura, al mismo tiempo o en secuencia temporal. Es una combinación de los sistemas silvoagrícola y silvopastoril. Las prácticas más comunes son:

- *Jardines domésticos con animales*: plantío multiestratificado de árboles, animales y cultivos agrícolas alrededor de viviendas.
- *Sistemas agrosilvopastoriles en áreas de plantío forestal*: método Taungya seguido de pastura durante la fase de crecimiento del bosque.

Algunos ejemplos de sistemas agroforestales

Sistemas silvoagrícolas

En el secano interior de las Regiones del Libertador General Bernardo O'Higgins y del Maule, sistemas silvoagrícolas con *Eucalyptus camaldulensis* y *Pinus radiata* y cultivos agrícolas intercalados, se han utilizado con el objetivo de controlar la erosión avanzada de suelos (debilitados por una agricultura intensiva) y para el cultivo de cereales y forrajeras de forma sustentable. Para ello se realizan varias obras de control de erosión, tales como zanjas de infiltración, canales de desviación, empalizadas y diques de contención. La Figura 13.1A ilustra un sistema silvoagrícola con plantación de pino radiata y siem-

bra de trigo intercalado con pradera natural para producción de forrajeras.

En el centro oeste de Brasil, cultivos de *Eucalyptus* sp. con maíz (Figura 13.1B) son cada vez más frecuentes como alternativa de uso más eficiente y sustentable del suelo.



Figura 13.1. (A) Sistema silvoagrícola con plantación de pino radiata y siembra de trigo intercalado con pradera natural. (B) Maíz creciendo entre hileras de eucalipto (CMM, Minas Gerais, Brasil).

En Canadá y en el norte de EE.UU., la erosión provocada por el viento afecta la producción agrícola al disminuir la humedad del suelo. El viento puede destruir y dislocar las plantas, cubrirlas con desechos diversos o exponer las raíces, además del efecto abrasivo de las partículas de suelo contenidas en el aire. En estos casos, las cortinas cortaviento son una opción conveniente de protección de un cultivo.

Cortinas cortaviento

Una cortina cortaviento consiste en una plantación de una o más hileras de árboles dispuestos en forma perpendicular al viento, alrededor de cultivos agrícolas, construcciones rurales, etc., para disminuir la intensidad de los vientos fuertes, entregar protección a los cultivos o ganado y proteger el suelo contra la erosión.

En Canadá, cortinas cortaviento formadas por especies como *Pinus strobus* y *Picea glauca* e híbridos de *Populus* sp., frecuentemente son utilizadas para disminuir las acumulaciones de nieve en las carreteras. En la ex Unión Soviética, más de 1 millón de km de cortinas cortaviento han sido plantadas desde 1930 (Dube 1999).

Dependiendo de la densidad de la cortina cortaviento, su orientación con respecto a la dirección del viento y la distancia desde la cortina se puede disminuir notablemente la velocidad del viento. La distancia efectiva de protección se expresa como múltiplos de la altura (H) de los árboles del cortaviento. Su efecto alcanza una distancia de protección que puede fluctuar entre 15-20H después y 2-5H antes del cortaviento. La Figura

13.2 ilustra el efecto de varios tipos de cortinas cortaviento en cuanto a su permeabilidad, sobre la reducción de la velocidad del viento.

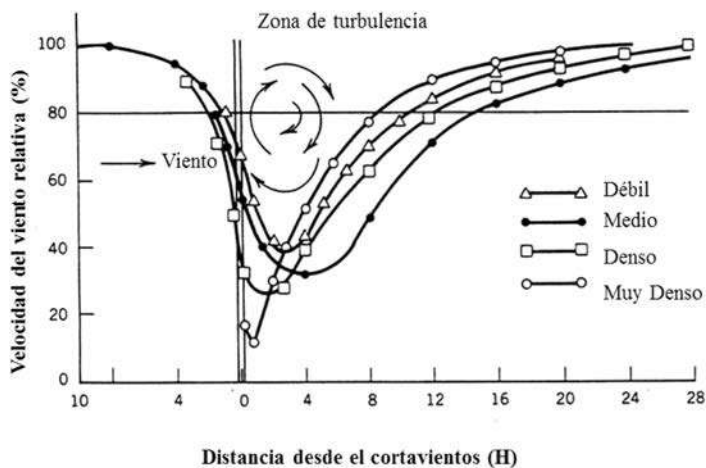


Figura 13.2. Efecto de la permeabilidad del cortaviento sobre la reducción de la velocidad del viento.

Fuente: MacDicken y Vergara (1990).

Existen dos tipos de cortinas cortaviento arbóreas:

- Fajas o hileras simples de árboles.
- “Shelterbelts” (normalmente tres fajas o más con un ancho inferior a dos veces la mayor altura del componente arbóreo).

Las cortinas cortaviento son también usadas para proteger los sistemas de crianza de ganado. La protección contra el viento y la nieve puede reducir el estrés animal y mejorar su salud, disminuir la mortalidad y los costos de alimentación, y mejorar el acceso del ganado a los pastizales y otros sitios para su alimentación (Garrett *et al.* 2000). Hay dos tipos de cortina cortaviento para producción animal:

- “Feedlots”: Son diseñados para garantizar el drenaje adecuado y el acceso para eliminar las grandes cantidades de residuos de origen animal. Se ubican generalmente cerca de la infraestructura de un predio y se utilizan durante casi todo el año.
- Cortinas cortaviento ubicadas en plena pradera que son usadas intermitentemente por el ganado como abrigo durante los períodos con condiciones climáticas adversas.

Sistemas silvopastoriles

Bajo ciertas condiciones edafoclimáticas y ambientales (e.g. suelos erosionados, zonas frías y vientos fuertes, pendiente pronunciada) los sistemas silvopastoriles han mostrado ser muy ventajosos:

- En el Bien Nacional Protegido Ranchillo Alto, administrado por la Facultad de Cien-

cias Forestales de la Universidad de Concepción, en la pre Cordillera de los Andes, Región del Biobío, se instaló un ensayo silvopastoril intensivo de gran escala (Dube *et al.* 2016). Los principales objetivos específicos de este proyecto son: (i) rejuvenecer eficazmente con especies nativas el recurso forestal sobremaduro; (ii) evaluar la cantidad y calidad del pasto sembrado bajo diferentes grados de cobertura arbórea y su efecto sobre la producción animal, y (iii) asesorar el establecimiento de módulos silvopastoriles en las propiedades de las comunidades aledañas al predio, que permitan unir experiencia campesina e innovación científica. Se identificaron 3 grados de cobertura, a saber: abierto, semiabierto y semicerrado, en una superficie de 24 ha. Se establecieron plantaciones complementarias con plantas de roble y raulí de entre 1,0 y 1,6 m de altura, debidamente protegidas. Previo a la siembra de mezclas entre gramíneas y leguminosas para el silvopastoreo, se preparó el suelo con un arado cincel y se fertilizó. Se cercaron todas las parcelas para poder establecer un sistema de pastoreo rotativo, además de proteger las quebradas y cursos de agua con alambres. Simultáneamente, se prepararon áreas de producción de fardos de avena-vicia (6 ha) para asegurar la alimentación del ganado bovino en invierno. Los principales resultados esperados son: (i) identificación de los beneficios del pastoreo rotativo para la pradera y el suelo, además de la producción anual de avena y vicia para producción de fardos como forraje invernal; (ii) imposición de elementos de sustentabilidad en el uso pastoril de robledales de la Región; (iii) mejora de la calidad de vida y del bienestar de los productores rurales, usando los conocimientos adquiridos del sistema silvopastoril propuesto, y (iv) aporte de herramientas para CONAF para evaluar la sustentabilidad de actividades de silvopastoreo para reglamentar el aprovechamiento inadecuado del bosque nativo con respecto a este uso no maderero.

- En la Patagonia Chilena cerca de Coyhaique, un sistema silvopastoril con pino ponderosa y pino contorta que también actúa como cortina cortaviento, ha permitido mayores producciones anuales de la pradera y engorda de los animales comparada con la pradera abierta adyacente con ganado puro (Alvaro Sotomayor, comunicación personal).
- En la Patagonia Chilena en la Región de Magallanes, Schmidt *et al.* (2013) estudiaron los efectos del manejo silvopastoril en un renoval de lenga (*Nothofagus pumilio*). Los tratamientos establecidos en 2010 incluyeron un testigo, un renoval de 1.000 árb ha⁻¹, uno de 600 árb ha⁻¹ y una faja de tala rasa. Al fin del mismo año, sembraron pasto ovillo (*Dactylis glomerata*), pasto miel (*Holcus lanatus*) y trébol blanco (*Trifolium repens*). Posteriormente, midieron la cobertura y altura de los árboles, así como el peso seco y composición botánica de la pastura. En 2013, terneras Hereford de 250 kg de peso vivo fueron introducidas para pastorear el ensayo durante 30 días. Los resultados registrados el año 2012 mostraron que la cobertura de especies forrajeras aumentó de 1 a 48 por ciento en las fajas de tala rasa, mientras que en el bosque raleado con densidades de 1.000 y 600 árb ha⁻¹, las coberturas herbáceas alcanzaron 20 y 29 por ciento de ganancia, respectivamente. Un año después, las coberturas forrajeras cubrían el 79 por ciento en la faja de tala rasa, 34 por ciento en el tratamiento de 1.000 árb ha⁻¹, y 72 por ciento en el de 600 árb ha⁻¹. En cuanto a las malezas, las principales fueron diente de león, cicuta y margarita. El ganado bovino tuvo una

ganancia promedia diaria de 380 g de peso vivo. Este ensayo fue acompañado por un meticuloso monitoreo de factores microclimáticos.

- Peri (2012) y Peri *et al.* (2016) señalan que en la Patagonia Argentina aproximadamente el 70 por ciento de los bosques de *Nothofagus*, específicamente de ñirre (*Nothofagus antarctica*), tienen algún uso silvopastoril. La principal silvicultura aplicada en estos bosques consiste en raleos, con 40 a 70 por ciento de remoción de cobertura de copa según la calidad de sitio (régimen de precipitaciones). La producción ganadera se sustenta en un pastizal natural de *Festuca* sp., *Poa* sp., *Deschampsia* sp. y *Carex* sp., y especies naturalizadas de alto valor forrajero como *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Trifolium pratense* y *T. repens*. El tipo de animal es principalmente el ganado bovino (Hereford) y producción mixta (bovino con ovino Corriedale), con una carga promedio de $0,65 \pm 0,15$ ovinos ha^{-1} . Los bosques de ñirre proveen de protección al ganado de los fuertes vientos y/o bajas temperaturas en época de parición y/o forraje de calidad. Las principales limitantes para el desarrollo de este tipo de sistema es la falta de planes de manejo que incluyan ajustes de carga animal, conectividad para la fauna silvestre, continuidad de la regeneración arbórea y cuidado de los recursos hídricos.
- En Nueva Zelanda, los sistemas silvopastoriles con ovejas tienen ventajas sobre la plantación tradicional, siempre y cuando: a) los espaciamientos sean mayores, b) las podas más frecuentes, c) el raleo más temprano y d) las rotaciones más cortas (Schreiner 1991). La introducción de ovejas en plantaciones de pino radiata de más de 1 m de altura ha mostrado ser efectiva para el control de la vegetación competitiva (Almeida 1990, Goh *et al.* 1996).

Especies de árboles pertenecientes a los géneros *Acacia*, *Eucalyptus*, *Leucaena*, *Pinus* y *Populus* son frecuentemente utilizadas en sistemas silvopastoriles (Couto *et al.* 1994, Dube 1999, Dube *et al.* 2002, Thevathasan y Gordon 2004) ya que contribuyen a aumentar la producción de materia orgánica, mejorar la estructura del suelo y la retención de agua y reducir los extremos microclimáticos.

La introducción de forrajeras leguminosas aumenta el nitrógeno disponible a través de la fijación simbiótica y favorece el recambio de nutrientes a través de la caída de hojas y de la descomposición de ramas y raíces (Almeida 1995, García y Couto 1991, Goh *et al.* 1996). El sistema productivo puede:

- Ser diseñado e implementado desde su inicio para silvopastoreo propiamente dicho.
- Establecerse en una pradera ya existente donde se introduce el componente forestal.
- Establecerse en un bosque nativo o en uno ya plantado, donde se incorpora la pradera.

De esta forma, raleos y podas deben efectuarse periódicamente para que penetre suficiente luz solar hasta el sotobosque, favoreciendo así la actividad microbiológica, el ciclaje de nutrientes y el crecimiento de la pradera. La densidad inicial de plantación puede variar entre 400 - 1.000 arb ha^{-1} , con una densidad final entre 150 - 250 arb ha^{-1} ,

dependiendo de la especie forestal a utilizar. Se recomienda conservar una cobertura de copa entre 35 y 40 por ciento para beneficiar la pradera (RAN 2004). La Figura 13.3 muestra esta práctica con *Eucalyptus* sp. y ovejas para la producción de lana, en Brasil.



Figura 13.3. Sistema silvopastoril formado por eucaliptos y forrajeras leguminosas en el sur de Brasil, con ovejas pastoreando el sotobosque para producción de lana.

Los sistemas silvopastoriles se usan normalmente en terrenos llanos, pendientes medias y en áreas frágiles con pendientes más fuertes y erosión incipiente. El pastoreo en plantaciones forestales permite reducir el costo de control de malezas en períodos de alto crecimiento vegetativo, especialmente en los primeros años después de la plantación de las especies forestales (Doescher *et al.* 1987). El uso de herbicidas y otros tratamientos mecánicos no es siempre factible y ambientalmente deseable, además de sus elevados costos. Adicionalmente, el ganado hace aportes orgánicos fácilmente incorporables al suelo.

La intensidad del pastoreo se debe controlar para proteger los árboles y las plantas forrajeras. El control se realiza a través de un régimen de adecuación de la presión de pastoreo, tal como el pastoreo con rotación periódica de los animales para evitar el sobrepastoreo.

Sistemas agrosilvopastoriles

La utilización de sistemas agrosilvopastoriles, con cultivos intercalares en plantaciones de álamo y eucalipto, es una práctica bastante común, que se realiza con el objetivo de utilizar el espacio de terreno descubierto que queda entre las hileras de los árboles. Especies de estos géneros han sido establecidas en hilera a orillas de caminos, rodeando los sectores donde se realizan cultivos, como deslindes, cercos vivos o cortinas.

a) Sistemas agrosilvopastoriles con álamo

Entre los cultivos asociados a plantaciones con álamo, se encuentran hortalizas, cereales o especies forrajeras. Por ejemplo, remolacha, maíz, trigo, papas, porotos, soja, algodón

y sandía. El aporte de fertilizantes y el laboreo del suelo del cultivo agrícola, tiene un efecto positivo para el álamo, el que a su vez los protege del viento (RAN 2004).

La Figura 13.4 muestra un sistema agrosilvopastoril con álamos híbridos en la Compañía Agrícola y Forestal El Álamo Ltda. La densidad de plantación es de 278 arb ha⁻¹, con espaciamiento de 6 × 6 m. El manejo consiste en podas de formación, levante y desyemes. Los cultivos agrícolas incluyen maíz, remolacha, papas y trigo.

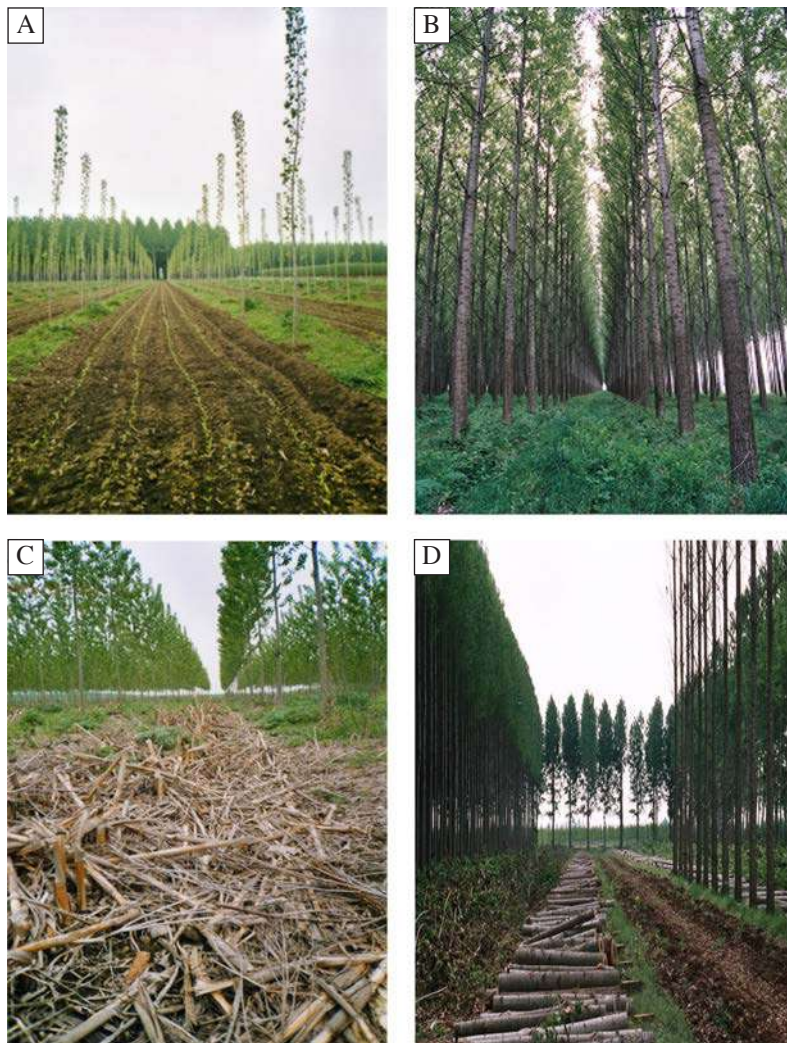


Figura 13.4. Sistema agrosilvopastoril con álamos híbridos. **(A)** Siembra de hortalizas entre hileras de álamo. **(B)** Pasto creciendo entre hileras de álamo, podados hasta una altura de 6 m. Se puede apreciar la cantidad de luz disponible en el sotobosque. **(C)** Residuos de cosecha agrícola dejados entre hileras de álamo (labranza mínima) como medio de protección y conservación del suelo. **(D)** Cosecha del álamo como último componente del sistema agrosilvopastoral. Se puede apreciar la proporción de copa viva de los árboles (Compañía Agrícola y Forestal El Álamo).

b) Sistemas agrosilvopastoriles con eucaliptos

En el sureste de Brasil se han usado con éxito clones híbridos de *Eucalyptus* sp. bien adaptados a las condiciones edafoclimáticas locales, con cultivos anuales intercalados en los primeros años de establecimiento del bosque, seguidos posteriormente por la siembra de forrajeras perennes para engorde de ganado. Estas prácticas permiten amortizar los costos iniciales de implementación y mantenimiento de las plantaciones forestales, generando un flujo constante de dinero en efectivo a lo largo del período de crecimiento del bosque, además de proporcionar ingresos complementarios (Oliveira y Macedo 1996).

Al establecimiento del sistema agrosilvopastoril rotativo se utilizan clones de eucalipto plantados a una distancia de 10 m entre líneas y 4 m entre árboles, dentro de los cuales se puede sembrar arroz (*Oryza sativa*) en el primer año (Figura 13.5A), soja (*Glycine max*) en el segundo año (Figura 13.5B y 13.5C), y pastura (*Brachiaria brizantha*) a partir del tercer año (Figuras 13.6 y 13.7), con una capacidad de soporte estimada en 1,0 UA (unidad animal) por ha⁻¹ en el invierno y 2,0 UA por ha⁻¹ en el verano. En el período de 90 días posteriores a la implantación de las pasturas se introduce el ganado en el sistema (Dube 1999).



Figura 13.5. Sistema silvopastoril rotativo. (A) Eucaliptos plantados en camellones en el medio del cultivo de arroz. (B) Aplicación de herbicida al suelo húmedo entre las hileras de eucalipto, antes de sembrar la soja. (C) Soja formada entre las hileras de eucalipto (CMM, Minas Gerais, Brasil).

Para disminuir los efectos de la competencia del eucalipto con los cultivos agrícolas y proporcionar mayor valor agregado a los fustes, los árboles son podados a los dos años de edad hasta una altura de 4 m. En el tercer año, en los módulos con pastura, se manejan animales para engorda y se realiza una segunda poda hasta una altura de 6 m (Figuras 13.6 y 13.7).



Figura 13.6. (A) Siembra de *Brachiaria brizantha* entre las hileras de eucaliptos, podados hasta una altura de 4 m desde el suelo. (B) Pasto de *Brachiaria brizantha* formado entre las hileras de eucaliptos, podados hasta una altura de 4 m (CMM, Minas Gerais, Brasil).



Figura 13.7. Inicio del sistema silvopastoril, con bueyes pastoreando forrajeras perennes en una plantación de eucalipto (CMM, Minas Gerais, Brasil).

Ventajas y Desventajas de los Sistemas Agroforestales

Ventajas biológicas

a) *Mejor ocupación del sitio:* La asociación de plantas con diferentes exigencias de luz, agua y nutrientes posibilita el uso más eficiente de estos factores de producción, dando como resultado una mejor producción de biomasa total (MacDicken y Vergara 1990, Nair 1993).

- b) *Mejoramiento de las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo*: Los árboles promueven el reciclaje de nutrientes en las capas más profundas del suelo hacia las capas superficiales, vía translocación de esos nutrientes en las ramas, hojas y otras partes de la planta que, al caer posteriormente al suelo, originarán un aumento de la cantidad de materia orgánica.
- c) *Aumento de la productividad*: La producción integrada de los SAF es frecuentemente superior a los monocultivos.
- d) *Control de la erosión del suelo*: Los SAF que incluyen cultivos intercalares entre árboles, pueden reducir el impacto de las lluvias y los riesgos de erosión del suelo.
- e) *Reducción de las variables microclimáticas*: El dosel de las copas de los árboles en SAF funciona como protector del suelo contra la radiación solar directa durante el día e impide que se pierda energía durante la noche, disminuyendo las amplitudes de variación de temperaturas y humedad locales.
- f) *Reducción del riesgo de pérdida de producción*: La biodiversidad inherente a un SAF puede reducir el riesgo de pérdida de producción debido al ataque de plagas y enfermedades o a condiciones climáticas desfavorables.
- g) *Tutor o soporte para trepadoras*: Los árboles pueden funcionar como tutores o soportes para especies trepadoras de valor económico.
- h) *Uso adecuado del sombreado*: Principalmente en lugares donde las condiciones del suelo no son adecuadas, cuando las lluvias son muy abundantes o cuando la temperatura es muy alta.

Ventajas socioeconómicas

- a) *Aumento de las oportunidades económicas por unidad de superficie*: Los SAF aumentan los retornos financieros del productor rural.
- b) *Mayor variedad de productos y/o servicios*: La utilización de SAF permite la obtención de un número mayor de productos y/o servicios a partir de una misma área de tierra, cuando se compara con monocultivos.
- c) *Mejora de la alimentación y de la nutrición humana*: La gran diversidad de plantas y las diferentes alternativas de asociación de especies agrícolas con árboles y especies arbustivas permiten la obtención de varios productos para el consumo humano.
- d) *Diversidad de cultivos y reducción de riesgos*: La gran diversidad de plantas y las diferentes alternativas de asociación de especies agrícolas con árboles y especies arbustivas permiten la obtención de una variada gama de productos.
- e) *Amortización de los costos de plantación y mantenimiento forestal*: Los costos de establecimiento de plantaciones forestales pueden ser reducidos cuando otros cultivos son establecidos simultáneamente, o si se utilizan asociaciones con bovinos y ovinos.
- f) *Aumento y mejora de la distribución de mano de obra rural a lo largo del año*: Hay aumento de la demanda y mejor distribución de la mano de obra a lo largo del año, en comparación con los monocultivos.
- g) *Reducción de las necesidades de control de malezas*: La presencia de cobertura arbórea puede reducir la radiación solar a nivel de la superficie del suelo, disminuyendo, por consiguiente, el crecimiento de hierbas invasoras no tolerantes a la sombra.

h) *Contribución al manejo del paisaje*: La recomposición paisajística de un área degradada puede ser mejorada con sistemas agroforestales, pues éstos proporcionan mayor diversidad cultural y belleza escénica que los monocultivos arbóreos.

Desventajas biológicas

- a) *Aumento de la competencia interespecífica*: Los árboles compiten con los cultivos anuales por nutrientes, espacio para crecimiento, energía solar y humedad del suelo, pudiendo reducir su producción. No obstante, árboles con sistemas radiculares más profundos pueden evitar la competencia con cultivos de raíces superficiales. Así mismo, árboles de copas menos densas permiten mayor paso de radiación solar.
- b) *Potencial para pérdida acelerada de nutrientes*: Los árboles promueven el reciclaje de nutrientes de capas más profundas del suelo. Sin embargo, los nutrientes depositados en la superficie del suelo pueden ser perdidos por lixiviación o por erosión eólica.
- c) *Daños mecánicos resultantes de tratamientos intermedios o de la cosecha*: Estas actividades pueden causar daños a los plantíos asociados de árboles y cultivos agrícolas, especialmente si se trata de especies forestales de gran valor. La mecanización es siempre difícil en estos casos a causa de los espaciamientos irregulares de los componentes arbóreos y agrícolas. La realización de labores agrícolas intermedias puede causar daños a los árboles y la cosecha forestal puede dañar los cultivos agrícolas.
- d) *Daños causados por el componente pecuario*: El pastoreo de bovinos y ovinos puede dañar los árboles en las asociaciones silvopastoriles. Ello puede resultar especialmente grave si las hojas de los árboles son palatables a los animales. También, alta carga animal provoca compactación del suelo, disminuyendo el rendimiento de los cultivos.
- e) *Alelopatía*: La germinación de las semillas y el crecimiento de las plantas pueden ser inhibidos por compuestos químicos liberados naturalmente por raíces y tejidos aéreos de otras plantas. El potencial de ocurrencia de efectos alelopáticos de árboles sobre cultivos agrícolas o viceversa es grande en SAF, porque muy poco se conoce sobre las interacciones entre especies y también porque hay muchas combinaciones agroforestales posibles.

Desventajas socioeconómicas

- a) *La producción total de los sistemas agroforestales* puede ser menor que la de monocultivos.
- b) *Los sistemas agroforestales son más complejos* y menos extendidos que los monocultivos.
- c) *Usualmente es escaso el personal capacitado* para trabajar en los sistemas agroforestales.

Estudio comparativo de productividad entre sistemas silvopastoriles y bosques plantados

Introducción

Se estima que entre 1850 y 2014 la concentración atmosférica de CO₂ aumentó de 280 a 400 ppm, siendo el incremento de 5 por ciento en los últimos 10 años (Tans 2010). Cambios en los usos del suelo (e.g. deforestación) y la combustión de energías fósiles son dos factores antropogénicos que han contribuido a este incremento.

Barker *et al.* (2007) plantean que el uso de sistemas agroforestales en tierras agrícolas degradadas tiene un enorme potencial de secuestro de carbono. Los árboles, por su naturaleza perenne actúan como sumidero de CO₂ atmosférico de largo plazo. Por lo tanto, la introducción de árboles de rápido crecimiento en sistemas de cultivo agrícola, sobre todo cultivos perennes, puede aumentar la captura de carbono e incrementar a corto plazo los sumideros terrestres (Nair *et al.* 2010). Una serie de estudios realizados en regiones templadas del mundo han demostrado que los sistemas agroforestales pueden secuestrar más C que los monocultivos agrícolas, praderas y plantaciones forestales y, por lo tanto, son considerados sumideros reales de carbono (Dube *et al.* 2011, Peichl *et al.* 2006).

En regiones remotas como la Patagonia chilena, que se caracteriza por sus extensas praderas degradadas y sus suelos volcánicos erosionados, varios pequeños y medianos productores tienen cada vez más dificultades para mantener la productividad de sus sitios de cría de ganado, una actividad tradicional que es también a veces su única fuente de ingresos. Ya que pocos de ellos pueden cambiar de rubro para dedicarse exclusivamente a la actividad forestal, el Instituto Forestal de Chile (INFOR) incentiva la adopción de sistemas silvopastorales, como una práctica más sustentable del uso de sus tierras, a fin de cubrir sus necesidades socioeconómicas y, a su vez, contribuir con la mitigación del aumento de la concentración de CO₂ atmosférico (Teuber y Ganderats 2009).

En la Región de Aysén, la gestión de la mayoría de las propiedades ganadero-forestales medianas y grandes se caracteriza por una mentalidad pionera de corto plazo y su manejo no es sustentable, es decir, no existe una orientación hacia beneficios equitativos para las futuras generaciones (Silva 2004). Según el Gobierno Regional de Aysén (2002), es necesario evaluar experiencias extranjeras y adaptarlas a la realidad de la zona, implementando por ejemplo prácticas silvopastorales. Con la reciente ratificación del Protocolo de Kioto por Chile, la adopción progresiva de sistemas silvopastorales representa hoy más que nunca una forma de uso del suelo adaptada a la realidad climática y económica de la región.

Los escasos estudios sobre sistemas agroforestales en Chile, y la ausencia de investigaciones científicas que permitan modelar los balances de C en sistemas silvopastorales ubicados en la zona templada del hemisferio sur, más aun aquellos establecidos sobre suelos volcánicos degradados, hacen necesario estudiar y comparar los reservorios de C de estos sistemas con aquellos encontrados en praderas naturales y bosques plantados.

En la Región de Aysén los pastizales cubren más de 1 millón de hectáreas y los bosques plantados con especies exóticas un área superior a 40.000 ha (INFOR 2015).

Para ello se evaluó el potencial de captura de C (sobre y bajo tierra) en dos ecosistemas establecidos sobre suelos volcánicos degradados en la Patagonia Chilena. Los objetivos del estudio fueron: 1) medir el tamaño de las reservas de C presentes en una plantación raleada y podada de *Pinus ponderosa* de 18 años de edad (PPP; Figura 13.8A) y en un sistema silvopastoral con pinos (SPS; Figura 13.8B) con fajas de praderas de 21 m de ancho establecidas entre fajas de árboles de 6 m de ancho y 2), determinar el efecto de las leguminosas *Trifolium* spp. sobre el crecimiento del componente arbóreo.

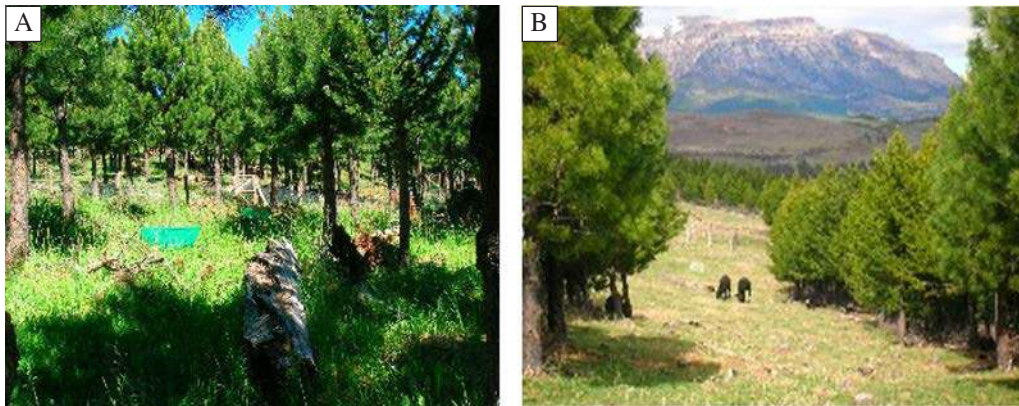


Figura 13.8. Parcelas permanentes establecidas en (A) una plantación podada y raleada de *Pinus ponderosa* (PPP) y (B) un sistema silvopastoral con vacas Angus Negro pastoreando entre hileras de pino (SPS).

Fuente: (Dube *et al.* 2011).

Distribución de concentraciones y stocks de C en pinos

Las concentraciones (%) y stocks (kg arb^{-1} y kg ha^{-1}) de carbono de diferentes componentes arbóreos en plantaciones de *Pinus ponderosa* (PPP) y en sistemas silvopastorales con pinos en fajas (SPS) se presentan en la Tabla 13.1. Las concentraciones de C de los componentes aéreos individuales y totales fueron similares en ambos tratamientos; sólo se detectó diferencia significativa para las acículas de pino, siendo mayor el valor en SPS.

Las concentraciones de C en PPP fueron $\text{Conos} \geq \text{Acículas} \geq \text{Ramillas} > \text{Raíces} > \text{Ramas} \geq \text{Troncos}$, y $\text{Total aéreo} \geq \text{Total subterráneo}$. Se detectaron diferencias significativas entre Conos y Ramas y entre Troncos y Raíces; Acículas fue también estadísticamente diferente de Ramas y Troncos. En SPS, las concentraciones relativas de C en los componentes arbóreos individuales fueron $\text{Acículas} > \text{Conos} > \text{Ramas} \geq \text{Ramillas} \geq \text{Raíces} \geq \text{Troncos}$, y $\text{Total aéreo} \geq \text{Total subterráneo}$. Acículas fue estadísticamente diferente de todos los componentes del árbol salvo Conos. Tanto en PPP como en SPS, Troncos fue el componente con la menor concentración de C.

Tabla 13.1. Concentraciones (%) y stocks (kg arb⁻¹ y kg ha⁻¹) de carbono en diferentes componentes arbóreos en plantaciones de *Pinus ponderosa* (PPP) de 18 años y sistemas silvopastorales con pinos en fajas (SPS) en la Patagonia chilena (promedio ± desviación estándar).

Componentes arbóreos	C%		kg C arb ⁻¹		kg C ha ⁻¹	
	PPP	SPS	PPP	SPS	PPP	SPS
Troncos	51,4 ± 1,0 a D	51,7 ± 0,8 a C	19,2 ± 4,8 a	23,0 ± 4,9 a	15350 ± 3829 a	9216 ± 1947 b
Ramas	52,8 ± 0,5 a CD	53,4 ± 1,0 a BC	9,1 ± 5,9 a	12,6 ± 3,4 a	7291 ± 4755 a	5054 ± 1379 a
Ramillas	53,7 ± 0,8 a ABC	53,2 ± 1,2 a BC	2,3 ± 1,2 a	3,7 ± 1,1 b	1832 ± 952 a	1478 ± 436 a
Acículas	55,2 ± 0,3 a AB	56,2 ± 0,7 b A	7,6 ± 1,6 a	13,4 ± 4,1 b	6066 ± 1288 a	5341 ± 1636 a
Conos	55,5 ± 1,0 a A	54,4 ± 0,1 a AB	0,2 ± 0,1 a	0,4 ± 0,04 b	144 ± 80 a	157 ± 15 a
Raíces	53,2 ± 1,3 a BCD	52,5 ± 1,4 a BC	21,3 ± 2,4 a	23,4 ± 4,8 a	17057 ± 1922 a	9372 ± 1912 b
Total aéreo	53,7 ± 0,4 a ABC	53,8 ± 0,4 a B	38,4 ± 13,2 a	53,1 ± 12,7 b	30683 ± 10577 a	21247 ± 5086 b
Total subterráneo	53,2 ± 1,3 a BCD	52,5 ± 1,4 a BC	21,3 ± 2,4 a	23,4 ± 4,8 a	17057 ± 1922 a	9372 ± 1912 b
Total árbol	53,6 ± 0,5 a	53,6 ± 0,4 a	59,7 ± 15,5 a	76,5 ± 17,3 b	47740 ± 12379 a	30619 ± 6902 b

Valores con la misma letra minúscula en un mismo componente arbóreo y entre tratamientos (PPP y SPS) por grupo (% , kg arb⁻¹ o kg ha⁻¹) no son significativamente diferentes (Test t de Student, ****P** < 0,01). Valores con la misma letra mayúscula en una columna y entre componentes arbóreos (troncos, ramas, ramillas, acículas, conos, raíces) o entre totales (total aéreo y subterráneo) no son significativamente diferentes (Test HSD de Tukey, ***P** < 0,05).

Fuente: Dube *et al.* (2012).

En una base por árbol, el stock de C fue mayor en todos los componentes de SPS al compararlos con los de PPP (Tabla 13.1 y Figura 13.9A), pero se encontraron diferencias significativas sólo en Ramillas (61 por ciento mayor), Acículas (76 por ciento) y Conos (100 por ciento), Total aéreo (38 por ciento) y Total árbol (28 por ciento). En PPP y SPS, respectivamente, el 64 y 69 por ciento del C total del árbol se almacenó como biomasa aérea, y el porcentaje restante, 36 y 31 por ciento, en el sistema radicular. Además, el 32 y el 39 por ciento del C total en PPP y SPS, respectivamente, se almacenó en Ramas, Ramillas, Conos y Acículas, los que conjuntamente representan un aporte potencial de C al stock de C del suelo vía caída de litera foliar y poda (Tabla 13.1; Figura 13.9B) (Dube *et al.* 2012).

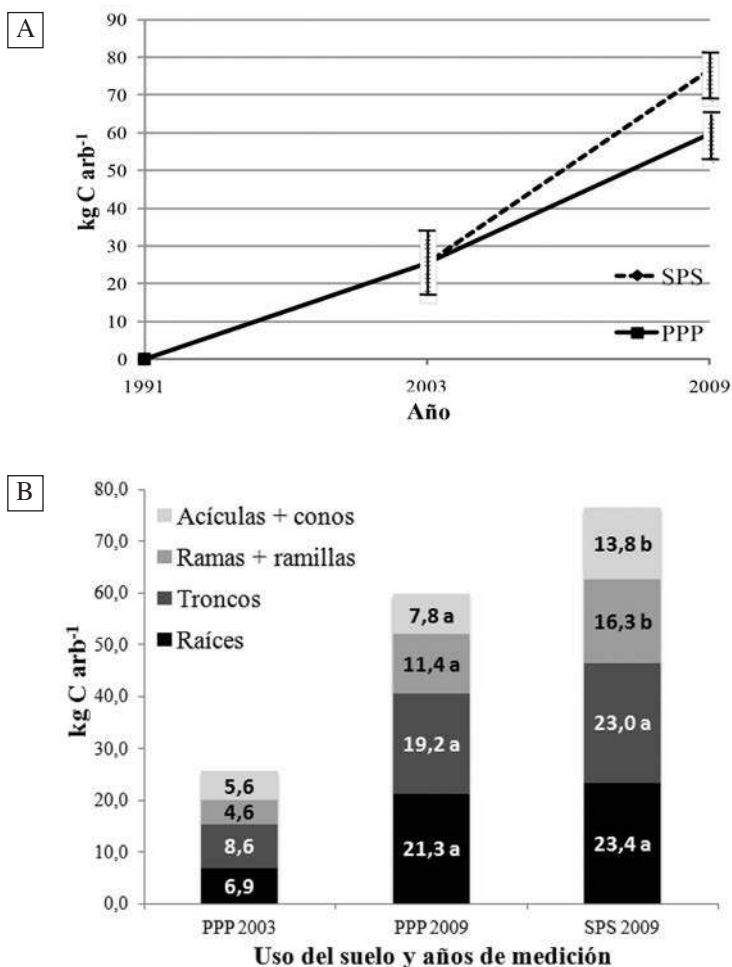


Figura 13.9. (A) Cambio en la tasa de captura de C influenciada por un cambio en la densidad arbórea, desde el establecimiento de una plantación de *Pinus ponderosa* en 1991 a una densidad de 1.514 arb ha⁻¹, seguido de un raleo en 2003 con una densidad resultante de 800 arb ha⁻¹ y 400 arb ha⁻¹ después de la conversión a un sistema silvopastoral en fajas (PPP). Las barras verticales indican el error estándar de la media. (B) Distribución de los stocks de C (kg) por compartimento del árbol antes de ralear y en PPP y SPS seis años después de ralear. Valores con la misma letra minúscula en un mismo componente arbóreo y entre tratamientos en 2009 no son significativamente diferentes (Test t de Student, ** $P < 0,01$)

Fuente: Dube *et al.* (2012).

Al expandir los datos a la hectárea, en la plantación de pino hubo una de stock de C significativamente mayor en los componentes Raíces (82 por ciento mayor) y Troncos (67 por ciento). La diferencia entre PPP y SPS se redujo a sólo un 44 por ciento al compararlo con los stocks de C total aéreo, lo que implica que en SPS el almacenamiento de C por árbol es más eficiente.

Dada las diferencias de densidad de los árboles entre tratamientos, era esperable encontrar mayores cantidades de C por hectárea en PPP que en SPS (Tabla 13.1). Sin embargo, las mayores dimensiones de los árboles en SPS explican que éstos secuestren un 38 y un 28 por ciento más C en la biomasa aérea y total, respectivamente, en comparación con PPP; ello sugiere que un incremento moderado en la densidad arbórea con una leve modificación al diseño del sistema podría aumentar aún más la tasa de secuestro de C en los componentes del árbol. También, el uso de especies de rápido crecimiento con altos potenciales de secuestro de C, como los álamos (*Populus* spp.), podría permitir mayores almacenamientos de C en períodos más cortos (Peichl *et al.* 2006).

Crecimiento y productividad

Los resultados de los inventarios forestales anuales realizados durante el período experimental (2007-2009) a fin de comparar el crecimiento de los árboles bajo diferentes escenarios de manejo, se presentan en la Tabla 13.2. En términos generales, el Dap aumentó aproximadamente 1 y 2 cm por año en PPP y SPS, respectivamente, y fue significativamente mayor cada año en SPS que en PPP (5, 6 y 8 por ciento, respectivamente). Al comparar la altura total (Ht), no se registraron diferencias significativas, aunque los árboles en SPS eran en promedio 20 cm más altos. En términos de área basal (AB), aunque SPS tuvo una tasa de ganancia mayor debido al mayor incremento en diámetro de los árboles, éste es significativamente menor a PPP en un 80, 77 y 69 por ciento en 2007, 2008 y 2009, respectivamente.

Tabla 13.2. Incremento en diámetro altura de pecho (Dap), altura total (Ht) y área basal (AB) durante un período de dos años en una plantación de *Pinus ponderosa* (PPP) y un sistema silvopastoral en fajas (SPS) en la Patagonia chilena (media \pm desviación estándar).

Año	Dap medio (cm)		Ht media (m)		AB media (m ² ha ⁻¹)	
	PPP	SPS	PPP	SPS	PPP	SPS
2007	20,7 \pm 1,2a	21,7 \pm 1,9b	6,8 \pm 0,4 a	6,9 \pm 0,3a	27,4 \pm 3,0 a	15,2 \pm 2,7b
2008	21,9 \pm 1,4a	23,2 \pm 1,9b	7,4 \pm 0,4 a	7,6 \pm 0,4a	30,9 \pm 3,7 a	17,5 \pm 2,8b
2009	23,2 \pm 1,4a	25,1 \pm 1,9b	8,1 \pm 0,4 a	8,3 \pm 0,4a	34,5 \pm 3,9 a	20,4 \pm 3,1b

Valores con la misma letra minúscula en un mismo año y entre tratamientos por cada grupo (Dap, Ht o AB) no son significativamente diferentes (Test t de Student, $**P < 0,05$).

Fuente: Dube (2010).

La tasa de secuestro de C aumentó con la disminución de la densidad arbórea en la plantación de pino y fue significativamente más alta luego de la conversión de la plantación a un sistema silvopastoral en fajas (Figura 13.9A). El raleo hecho a diferentes densidades en 2003 dio como resultado más C secuestrado en SPS que en PPP en los componentes troncos (20 por ciento más), Ramas + Ramillas (43 por ciento más), Acículas + Conos (77 por ciento más) y Raíces de cada árbol (10 por ciento más) en 2009 (Figura 13.9B).

Los resultados obtenidos indican que los árboles en SPS han experimentado un mayor crecimiento que en PPP debido a su menor densidad y a que el N adicional en el suelo que provee la pradera compuesta por leguminosas, da como resultado el secuestro de grandes cantidades de C. Los árboles en SPS han secuestrado casi un 30 por ciento más de C en la biomasa total que en PPP. Un aumento moderado en la densidad arbórea, junto con algunas modificaciones al diseño del sistema (arreglo espacial) podría aumentar aún más el secuestro de C en los árboles, con el beneficio agregado de la producción de biomasa para distintos usos (e.g. energía). Establecer nuevos SPS sobre la base de semillas mejoradas permitiría ganar varios años de beneficios de la agroforestería comparado con la conversión de plantaciones ya existentes a SPS, evitando así todos los problemas relacionados con la eliminación de los desechos de corta asociado al proceso de conversión (Dube 2010).

Consideraciones finales

Los sistemas silvopastorales son capaces de secuestrar grandes cantidades de C, pudiendo ser una alternativa viable para contrarrestar la fuente de C que representa, por ejemplo, la extensa superficie de pastizales existentes en la Patagonia chilena (sobre un millón de ha).

Así mismo, la introducción de sistemas silvopastorales en bosques naturales puede ser una buena alternativa de manejo para los bosques ubicados en las fincas ganaderas, siempre que los rodales sean raleados para abrir su dosel, y que la pastura leguminosa sea establecida en el sotobosque para optimizar el secuestro de C en los componentes vegetales y el suelo.

La utilización de árboles nativos de larga vida en sistemas silvopastorales permitiría el secuestro de grandes cantidades de C en la biomasa y el suelo, preservaría la calidad del carbono orgánico del suelo y mantendría un adecuado balance entre las preocupaciones medioambientales y económicas relacionadas al uso de la tierra. Para muchos pequeños propietarios, el silvopastoreo es de un valor más alto para su sustento que el uso maderero. De hecho, se desconocen las cargas animales que soportan la mayoría de los muy diversos ecosistemas forestales, siendo los daños en parte visibles y otras no visibles y que van desde el empobrecimiento de la biodiversidad, pasando por un impedimento de los procesos de regeneración natural hasta la compactación de los suelos y/o el aumento de la erosión.

Diversos estudios realizados en regiones templadas del mundo han demostrado que la agroforestería, como un sistema de uso integrado del suelo, posee un potencial de secuestro de C mayor que los sistemas de monocultivo agrícolas, e incluso que los bosques plantados (Abohassan 2004, Dube *et al.* 2011, Gordon y Thevathasan 2005, Montagnini y Nair 2004, Nair y Nair 2003, Oelbermann *et al.* 2006, Peichl *et al.* 2006, Sharrow e Ismail 2004, Thevathasan y Gordon 2004). La adopción de sistemas silvopastorales en la Patagonia chilena, así como en áreas similares, es una práctica sustenta-

ble para optimizar la productividad del suelo, preservar e incrementar las reservas de C (durante décadas o siglos) además de contribuir con la reducción del CO₂ atmosférico.

Referencias

- Abohassan RA. 2004. Carbon dynamics in a temperate agroforestry system in southern Ontario, Canada. Tesis Master of Science. Guelph, Canada. University of Guelph, Department of Environmental Biology. 122 p.
- Almeida J. 1990. Comportamento inicial do *Eucalyptus citriodora* Hooker, em áreas submetidas ao pastejo com bovinos e ovinos no Vale do Rio Doce, Minas Gerais. Tesis Magíster. Minas Gerais, Brazil. Universidade Federal de Viçosa. 34 p.
- Almeida N. 1995. Crescimento inicial de eucaliptos consorciados com leguminosas na região de cerrado em Minas Gerais. Tesis Magíster. Viçosa, Brasil. Universidad Federal de Viçosa. 105 p.
- Barker T, O Davidson, W Davidson, S Huq, D Karoly, V Kattsov, J Liu, U Lohmann, M Manning, T Matsuno. 2007. Climate change 2007: Synthesis report. Valencia, Spain. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPPC). 103 p.
- Bene J, H Beall, A Côté. 1977. Trees, food, and people: Land management in the tropics. Ottawa, Canada International Development Research Centre. 52 p.
- Brooks K, P Folliott, H Gregersen, J Thames. 1991. Hydrology and the management of watersheds. Ames, IA. Iowa State University Press. 392 p.
- Combe J, G Budowski. 1979. Clasificación de las técnicas agroforestales: una revisión de literatura. In Taller Sistemas Agroforestales en América Latina, Turrialba, Costa Rica. Proceedings. p. 17-48.
- Couto L, R Roath, D Betters, R García, J Almeida. 1994. Cattle and sheep in eucalypt plantations: a silvopastoral alternative in Minas Gerais, Brazil. *Agroforestry systems* 28(2): 173-185.
- Doescher P, S Tesch, M Alejandro-Castro. 1987. Livestock grazing: a silvicultural tool for plantation establishment. *Journal of Forestry* 85(10): 29-37.
- Dube F. 1999. Estudos técnicos e econômicos de sistemas agroflorestais com *Eucalyptus* sp. no noroeste do Estado de Minas Gerais: O caso da Companhia Mineira de Metais. Tesis Mestrado em Ciência Florestal. Viçosa, Brasil. Universidade Federal de Viçosa. 146 p.
- Dube F. 2010. Dinámica del carbono y otras interacciones en agroecosistemas con *Pinus ponderosa* (Dougl. Ex Laws) y praderas naturales establecidos en suelos volcánicos degradados en la Región de Aysén, Patagonia chilena. Tesis Doctor en Ciencias Forestales. Concepción, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. 139 p.
- Dube F, L Couto, M Silva, H Leite, R García, G Araujo. 2002. A simulation model for evaluating technical and economic aspects of an industrial *eucalyptus* based agroforestry system in Minas Gerais, Brazil. *Agroforestry systems* 55(1): 73-80.
- Dube F, M Espinosa, NB Stolpe, E Zagal, NV Thevathasan, AM Gordon. 2012. Productivity and carbon storage in silvopastoral systems with *Pinus ponderosa* and *Trifolium spp.*, plantations and pasture on an Andisol in Patagonia, Chile. *Agroforestry systems* 86(2): 113-128.

- Dube F, N Thevathasan, A Gordon, E Zagal, N Stolpe, M Espinosa. 2011. Carbon sequestration potential of silvopastoral and other land use systems in the Chilean Patagonia. *In* Kumar B, P Nair eds. Carbon Sequestration Potentials of Agroforestry Systems. Opportunities and Challenges. Advances in Agroforestry 8. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 101-127.
- Dube F, A Sotomayor, V Loewe, B Müller-Using, N Stolpe, E Zagal, M Doussoulin. 2016. Silvopastoral systems in temperate zones of Chile. *Silvopastoral Systems in Southern South America*. Springer. p. 183-211.
- García R, L Couto. 1991. Sistemas silvipastoris - experiências no estado de Minas Gerais. *In* Anais do 2º Congresso Brasileiro de Economia e Planejamento Florestal, Curitiba, Brasil. Proceedings. p. 201-210.
- Garrett H, W Rietveld, R Fisher. 2000. North American agroforestry: an integrated science and practice. Madison, WI. American Society of Agronomy. 401 p.
- Gobierno Regional de Aysén. 2002. Plan regional de ordenamiento territorial: Región de Aysén 2002. Coyhaique, Chile. Gobierno Regional de Aysén. 75 p.
- Goh K, I Mansur, D Mead, G Sweet. 1996. Biological nitrogen fixing capacity and biomass production of different understorey pastures in a *Pinus radiata*-pasture agroforestry system in New Zealand. *Agroforestry systems* 34(1): 33-49.
- Gordon A, N Thevathasan. 2005. How much carbon can be stored in Canadian agroecosystems using a silvopastoral approach? *In* Mosquera-Losada M, A Rigueiro-Rodríguez, J McAdam eds. Silvopastoralism and sustainable land management. Wallingford, UK. CABI Publishing. p. 210-218.
- INFOR. 2015. Anuario forestal 2014. Boletín estadístico 144. Santiago, Chile. Instituto Forestal. 159 p.
- MacDicken KG, NT Vergara (eds.) 1990. Agroforestry: classification and management. New York, NY: John Wiley and Sons. 382 p.
- Montagnini F, P Nair. 2004. Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry systems* 61(1-3): 281-295.
- Nair P. 1984. Soil productivity aspects of agroforestry. Nairobi, Kenya. International Council for Research in Agroforestry. 85 p.
- Nair P. 1993. An introduction to agroforestry. Norwell, MA. Kluwer Academic Publishers. 489 p.
- Nair P, V Nair. 2003. Carbon storage in North American agroforestry systems. *In* Kimble JM, R Lal, RA Birdsey, LS Heath eds. The potential of US forest soils to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Boca Raton, FL. CRC Press. p. 333-346.
- Nair P, V Nair, B Kumar, J Showalter. 2010. Carbon sequestration in agroforestry systems. *In* Kumar B, P Nair eds. Advances in Agronomy. Dordrecht, The Netherlands. Burlington Academy Press. p. 237-307.
- Oelbermann M, R Voroney, N Thevathasan, A Gordon, D Kass, A Schlonvoigt. 2006. Soil carbon dynamics and residue stabilization in a Costa Rican and southern Canadian alley cropping systems. *Agroforestry systems* 68(1): 27-36.
- Oliveira A, R Macedo. 1996. Sistemas agroflorestais: considerações técnicas e econômicas. Lavras, Minas Gerais, Brasil. Universidade Federal de Lavras. 255 p.
- Peichl M, N Thevathasan, A Gordon, J Huss, R Abohassan. 2006. Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, southern Ontario, Ca-

- nada. *Agroforestry systems* 66(3): 243-257.
- Peri PL. 2012. Implementación, manejo y producción en SSP: Enfoque de escalas en la aplicación del conocimiento aplicado. *In* Actas del 2° Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, 9 al 11 de mayo de 2012, Santiago del Estero, Argentina. Proceedings. p. 430.
- Peri PL, NE Hansen, HA Bahamonde, MV Lencinas, AR von Müller, S Ormaechea, V Gargaglione, R Soler, LE Tejera, CE Lloyd. 2016. Silvopastoral systems under native forest in Patagonia Argentina. *Silvopastoral Systems in Southern South America*. Springer. p. 117-168.
- RAN. 2004. Cartilla agroforestal N° 3: Sistemas agrosilvícolas. *In* INFOR ed. Modelos agroforestales sistema productivo integrado para una agricultura sustentable de la agricultura forestal campesina. Concepción, Chile. Red Agroforestal Nacional (RAN), Intituto Forestal (INFOR). p. 4.
- Schmidt H, A Schmidt, M Alonso. 2013. Manejo silvopastoril en el renoval de lenga (*Nothofagus pumilio*). *In* 2° Congreso Internacional Agroforestal Patagónico, 16-17 de mayo, El Calafate, Argentina. Proceedings. p. 106.
- Schreiner H. 1991. Viabilidade dos sistemas agrofloretais no sul do Brasil. *In* Encontro brasileiro de economia e planejamento florestal, Curitiba, Anais. Proceedings. p. 123-137.
- Sharrow S, S Ismail. 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry systems* 60(2): 123-130.
- Silva F. 2004. Final report on the ecological status of the Aysén Region. Santiago, Chile. SAG-Agricultural Ministry, Government of Chile. 143 p.
- Tans P. 2010. Recent Monthly Average Mauna Loa CO₂. Disponible en <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends>. Consultado 23 de octubre de 2015.
- Teuber O, S Ganderats. 2009. Características geográficas y edafoclimáticas de la Región de Aysén. *In* Teuber O ed. Sistemas agroforestales para la Región de Aysén: Cortinas cortaviento y silvopastoreo. Coyhaique, Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). p. 9-16.
- Thevathasan N, A Gordon. 2004. Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: Experiences from southern Ontario, Canada. *Agroforestry systems* 61(1-3): 257-268.

14. Glosario de algunos conceptos silviculturales

Miguel Espinosa y Jaime García

Introducción

La silvicultura comprende muchos términos, asociado al amplio campo de acción que comprende su aplicación. En algunos casos es necesario distinguir entre la definición ecológica y la legal (es decir, aquella emanada por una ley o decreto). Por lo general, la definición legal es propia de una región o país, lo que dificulta la comprensión general del término y su posible comparación con otras localidades o países. Por ejemplo, la definición de bosque parece simple, pero ello no es así: ¿cuántos árboles constituyen un bosque? (o qué constituye un bosque). Lund (2014) encontró más de 800 definiciones diferentes del término bosque en una exploración global. La definición de bosque que se emplee es de particular importancia, por cuanto determina la extensión de la superficie boscosa existente en un país o región, lo cual a su vez impacta en las políticas de desarrollo que se implementen. Lo mismo puede decirse de términos como forestación o deforestación. En un intento por normalizar la información proveniente de los países, la Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas (FAO, en sus siglas en inglés), ha concordado en definiciones globales, lo que permite una base de comparación aplicable a nivel general.

Este capítulo tiene como objetivo fundamental presentar una serie de términos forestales utilizados en el texto que se definen según la legislación vigente en el país y por aquella propuesta por la FAO. Además de algunos otros cuya significación se considera relevante para una correcta comprensión de la silvicultura.

Algunos conceptos silviculturales básicos

Términos definidos según legislación vigente

Árbol: Planta de fuste generalmente leñoso que en su estado adulto y en condiciones normales de hábitat puede alcanzar, a lo menos, cinco metros de altura, o una menor en condiciones ambientales que limiten su desarrollo (MINAGRI 2008). Según FAO (2006b) los árboles deberían poder alcanzar una altura mínima de 5 m.

Bosque: En términos *prácticos*, un bosque es un ecosistema dominado por una cubierta más o menos densa y extensa de árboles, que cubren un área lo suficientemente grande de modo que el bosque tiene un conjunto de condiciones climáticas y ecológicas locales que son distintas de las que imperan fuera de él. Según FAO (2006b) con este término se designa a la tierra con una cubierta de copa de más del 10 por ciento de la zona y una superficie superior a 0,5 ha (5.000 m²). Los bosques están determinados por la presen-

cia de árboles y la ausencia de otros usos predominantes de la tierra. Se incluye en la categoría de bosque a los bosques naturales y a los bosques plantados (plantaciones forestales); también a rodales jóvenes en los que todavía no se ha alcanzado una densidad de cubierta de copa del 10 por ciento o una altura de los árboles de 5 m, pues se trata de zonas desarboladas temporalmente. El término incluye bosques utilizados con fines de producción, protección, conservación, preservación o usos múltiples (e.g. bosques que integran áreas protegidas, cortavientos y fajas protectoras de árboles con un ancho de más de 20 m). El término excluye específicamente plantaciones de árboles establecidos principalmente para la producción agrícola (e.g. plantaciones de árboles frutales y los árboles plantados en sistemas agroforestales).

Desde el punto de vista legal, en Chile, corresponde a un sitio poblado con formaciones vegetales en las que predominan árboles y que ocupa una superficie de por lo menos 5.000 m², con un ancho mínimo de 40 m, con cobertura de copa arbórea que supere el 10 por ciento de dicha superficie total en condiciones áridas y semiáridas y el 25 por ciento en circunstancias más favorables (MINAGRI 1974, MINAGRI 2008).

Bosque natural (o nativo): La legislación forestal chilena define bosque nativo como el constituido naturalmente por especies autóctonas provenientes de generación natural, regeneración natural, o plantación bajo dosel con las mismas especies existentes en el área de distribución original, que pueden tener presencia accidental de especies exóticas distribuidas al azar (MINAGRI 2008). Según FAO (2001), los bosques naturales son bosques compuestos por árboles autóctonos, no plantados por el hombre.

Bosques plantados: Bosque establecido mediante plantación y/o siembra en el proceso de forestación o reforestación, con especies introducidas o autóctonas (FAO 2006b). Se distinguen dos subgrupos: plantaciones productivas (principalmente destinadas a la provisión de madera, fibra y productos no madereros) y plantaciones de protección (destinadas a la provisión de servicios ambientales, como protección de suelos y aguas, rehabilitación de tierras degradadas, estabilización de taludes, protección de vida silvestre). Las plantaciones forestales corresponden a una subcategoría de los bosques plantados. Según el Forest Stewardship Council (FSC 2012). Las plantaciones son áreas de bosque que carecen de la mayoría de las principales características y elementos claves de los ecosistemas nativos, y que resultan de las actividades humanas de plantación o siembra. Sin embargo, reconoce también que con el tiempo algunos bosques establecidos o modificados ampliamente por regeneración artificial pueden llegar a tener muchos de los valores de los bosques naturales y entonces pueden ser clasificados como tales.

Los bosques pueden ser clasificados de acuerdo a un continuum según su cercanía (o lejanía) de su estado natural y según el impacto que su ordenación tiene en la estructura y composición del mismo. De acuerdo con ello, la FAO distingue las clases de bosques: Natural (primario y alterado), Seminatural (con regeneración natural o plantación) y Plantación (productiva y de protección). Los bosques plantados comprenden las plantaciones forestales y la parte plantada de los bosques seminaturales (FAO 2006a). La Figura 14.1 muestra el continuum de los diferentes tipos de bosques según la FAO (Carle y Holmgren 2008).

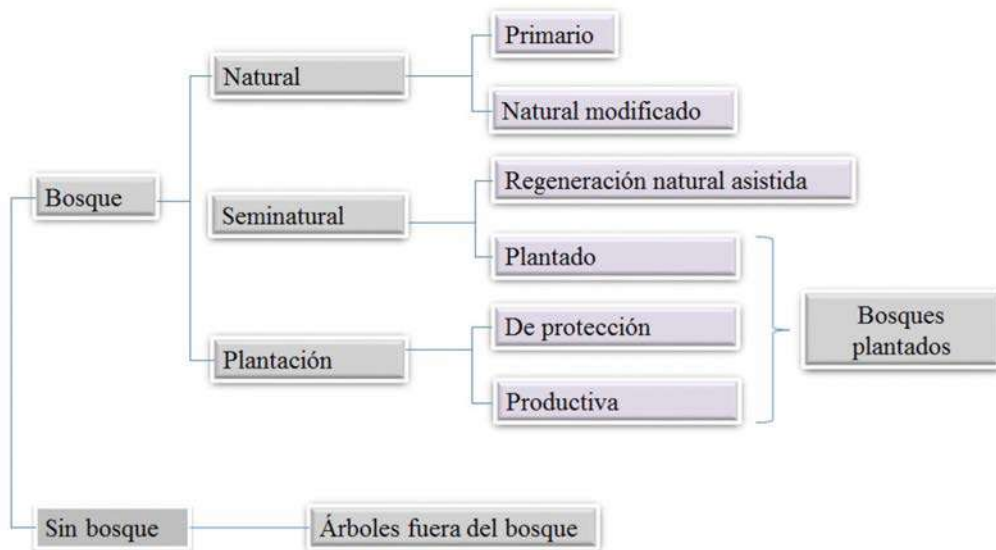


Figura 14.1. Tipos de bosques según FAO.

Fuente: Carle y Holmgren (2008).

Plantación forestal: (ver Bosques plantados).

Rodal: Corresponde a la vegetación contenida en una superficie dada de terreno, definida en función de la prescripción silvícola a efectuar (e.g. poda, raleo) y de la homogeneidad de factores tales como composición de especies, estructura, exposición, pendiente, sanidad u otros, cuya ponderación la determinará el propietario (o silvicultor). Corresponde, entonces, a la **unidad de manejo**, que es donde se hace efectiva la prescripción silvícola. Así:

- Desde un punto de vista ecológico: corresponde a una comunidad identificable de plantas.
- Desde un punto de vista de manejo: corresponde a los lugares donde las prescripciones silviculturales son implementadas.

Como unidades de manejo, los rodales deben ser (a) fácilmente localizables y reconocibles en terreno; (b) de un tamaño razonable (lo que dependerá de la composición del bosque (i.e. “valor” de las especies), de los objetivos del propietario, de la topografía del terreno); (c) dispuestos de manera tal que las intervenciones practicadas en él (e.g. tala rasa, aplicación de herbicidas, fertilización química) no impacten negativamente a los rodales adyacentes.

Los rodales forestales no son unidades ecológicas “perfectas”, por lo general son establecidos por razones prácticas. Usualmente presentan una gran variación interior, dado por accidentes naturales (e.g. diferencias en calidad de sitio, factores topográficos, zo-

nas ribereñas) o causados por el hombre (e.g. caminos, carreteras, tendidos eléctricos). Esta variación no debe ser ignorada, ya que puede afectar la respuesta del rodal a los tratamientos silviculturales. Así mismo, es también una importante tarea silvicultural visualizar cómo afectará a un rodal –y a los que lo rodean– la ausencia de tratamientos silvícolas.

Desde la perspectiva legal, en Chile, se trata de una agrupación de árboles que, ocupando una superficie de terrenos determinada, es suficientemente uniforme en especie, edad, calidad o estado, lo cual permite distinguirlo del arbolado contiguo (MINAGRI 1974).

Deforestación: Transformación del bosque en otro uso de la tierra o reducción a largo plazo de la cubierta de copa por debajo del umbral mínimo de 10 por ciento. Implica la pérdida duradera o permanente de la cubierta forestal y la transformación del bosque en tierras dedicadas a otros usos. Pérdida causada o mantenida por una perturbación continua de origen natural o antrópico (e.g. zonas destinadas a agricultura, establecimiento de pastizales, embalses o núcleos urbanos). No se aplica a aquellos lugares en los que se han extraído los árboles en el curso de actividades de aprovechamiento o explotación y en los que se confía en regenerar el bosque de forma natural o con ayuda de medidas silvícolas (FAO 2006c).

Forestación: Establecimiento de bosques en tierras que hasta ese momento no estaban clasificadas como bosque o que no hayan tenido cubierta forestal durante un largo periodo. Implica la transformación en bosque de tierras no forestadas (FAO 2001). Desde el punto de vista legal, en Chile se define como la acción de poblar con especies arbóreas o arbustivas terrenos que carezcan de ellas, o que estando cubiertas de dicha vegetación, ésta no sea susceptible de ser manejada para constituir una masa arbórea o arbustiva con fines de preservación, protección o producción. El Reglamento del DL 701 (MINAGRI 1974) incentiva la forestación para la prevención de la degradación, protección y recuperación de los suelos del territorio nacional. A partir de su implementación, vastas superficies de terrenos de aptitud forestal fueron forestadas (ver Capítulo 2); siendo el 2012 el último año de vigencia de lo relacionado con el régimen de bonificaciones forestales.

Reforestación: Establecimiento de plantaciones forestales en tierras desarboladas temporalmente que se consideran bosque (FAO 2001). Desde el punto de vista legal, en Chile se define como la acción de repoblar con especies arbóreas o arbustivas, mediante siembra, plantación o manejo de la regeneración natural, un terreno que haya estado cubierto con bosque y que haya sido objeto de explotación extractiva con posterioridad al 28 de octubre de 1974 (MINAGRI 1974).

Plan de manejo: Desde el punto de vista legal, en Chile, se define como el instrumento que reuniendo los requisitos que se establecen en el D.L. 701 de 1974 y sus reglamentos, regula el uso y aprovechamiento racional de los recursos naturales renovables de un terreno determinado, con el fin de obtener el máximo beneficio de ellos, asegurando

al mismo tiempo la preservación, conservación, mejoramiento y acrecentamiento de dichos recursos y su ecosistema.

El Plan de Manejo es un documento elaborado por un Ingeniero Forestal en el cual el propietario (o empresa forestal) establece claramente los objetivos del manejo forestal que realizará en su predio así como las actividades y los medios a utilizar para lograr esos objetivos. Cuidando de utilizar técnicas de manejo ambientalmente amigables que tengan viabilidad económica y sean socialmente beneficiosas.

Manejo (gestión) forestal sostenible: Según FAO (2015), por manejo (o gestión) forestal sostenible (MFS) se entiende “el uso sostenible y la conservación de los bosques con el objetivo de mantener y mejorar sus múltiples valores a través de la intervención del hombre”. Las Naciones Unidas lo definen como “un concepto dinámico en evolución que tiene por objetivo mantener y aumentar el valor económico, social y medioambiental de todos los tipos de bosques, en beneficio de las generaciones presentes y futuras” (ONU 2008). Elson (2012) lo define como “el manejo de un bosque para alcanzar un flujo continuo de productos y servicios forestales sin provocar una reducción del valor heredado del bosque y productividad futura, y sin provocar efectos no deseados en el ambiente físico y social”, integrando conceptos de productividad sostenida y producción forestal sustentable. El MFS es un concepto multidimensional, ya que incorpora los tres pilares de la sostenibilidad: los aspectos económicos, sociales y ambientales. La dimensión ambiental, cuyo objetivo es el mantenimiento perpetuo de los recursos; la dimensión económica, que se concretiza por la producción de bienes y servicios, y la dimensión social, que supone la participación de las personas en los procesos de adopción de las decisiones que incumben al manejo forestal y a la distribución de los beneficios que reportan los bosques. El propósito esencial del MFS es mantener y aumentar el potencial de los bosques en todas las escalas (i.e. global, nacional, de paisaje, de rodal) para asegurar la provisión de los bienes y servicios ambientales que la sociedad requiere.

El término *sostenibilidad*, de amplio uso hoy en día, tiene su origen en el sector forestal. En 1703 Hans Carl von Carlowitz publicaba su libro *Silvicultura económica* que abogaba por la conservación, el cultivo y la utilización de la madera de una manera continuada, estable y sostenible (Schmithüsen 2013). Si bien este concepto se desarrolló principalmente para asegurar la producción sostenible de madera y garantizar el cumplimiento de objetivos económicos, ha evolucionado para abarcar, además, los valores sociales, culturales y ambientales del bosque.

Otros términos silvícolas

Composición: Se refiere a la diversidad de especies que integran un rodal o una formación vegetal, expresada como proporción del número total de árboles, área basal o volumen de cada especie. La composición de un rodal es la base para la clasificación de los tipos forestales.

Ecosistema forestal: Un ecosistema forestal no es simplemente una colección de árboles. Los bosques contienen componentes vivos (o bióticos) y componentes no vivos (o abióticos). Además de árboles, la parte viva del bosque incluye hierbas, arbustos, otras plantas, animales y microorganismos como bacterias y hongos. Las partes no vivas del bosque incluyen árboles en descomposición en el piso del bosque (desechos orgánicos), las rocas subyacentes de la cual el suelo está formado y el suelo mismo (su fauna, microflora y rol de reservorio de carbono), que proporciona agua, nutrientes y sustento para las plantas. La atmósfera y el clima forman parte también del ecosistema. Incendios, heladas, sequías, tormentas de viento, erupciones volcánicas y otras perturbaciones regularmente influyen en el desarrollo y crecimiento del bosque (Perry *et al.* 2008).

Los rodales son ecosistemas forestales. Luego cuando se analiza un rodal para determinar si se intervendrá silvícolamente, se debe hacer bajo la perspectiva de un ecosistema, esto es, analizando los componentes del sistema tanto internos como externos al rodal. A nivel de paisaje, se pueden distinguir varios ecosistemas que interactúan entre sí, abarcando grandes extensiones de terreno, con independencia de la propiedad de éstos.

Estructura de rodales: La estructura se refiere a la disposición y organización espacial (y temporal) de los árboles de un rodal. La estructura se representa usualmente por la distribución de los diámetros y por un perfil vertical de la vegetación, respectivamente. La estructura vertical se refiere a la variedad de alturas de planta, desde la copa al piso del bosque. La estructura horizontal a los tipos, tamaños y distribución de árboles y otras plantas en toda la superficie. Un supuesto implícito de describir así la estructura de rodales es que el diámetro de los árboles se correlaciona bien con la edad del árbol. Por ejemplo, un rodal es considerado de estructura coetánea si todos los árboles presentes son de aproximadamente la misma edad (o clase de edad). Por el contrario, si contiene al menos tres clases de edades, se considera de estructura heteroetánea. Cuando este supuesto es válido, cada tipo de estructura de rodales tiene una distribución diamétrica característica (Figura 14.2). La estructura de rodales constituye una herramienta descriptiva fundamental para evaluar las condiciones de crecimiento y desarrollo de un rodal. La estructura espacial de un rodal es también un importante factor para determinar el hábitat y la diversidad de especies. Por ejemplo, bosques con considerable diversidad estructural (caso de bosques naturales) proporcionan una variedad de nichos para especies de fauna silvestre diferentes (Perry *et al.* 2008).

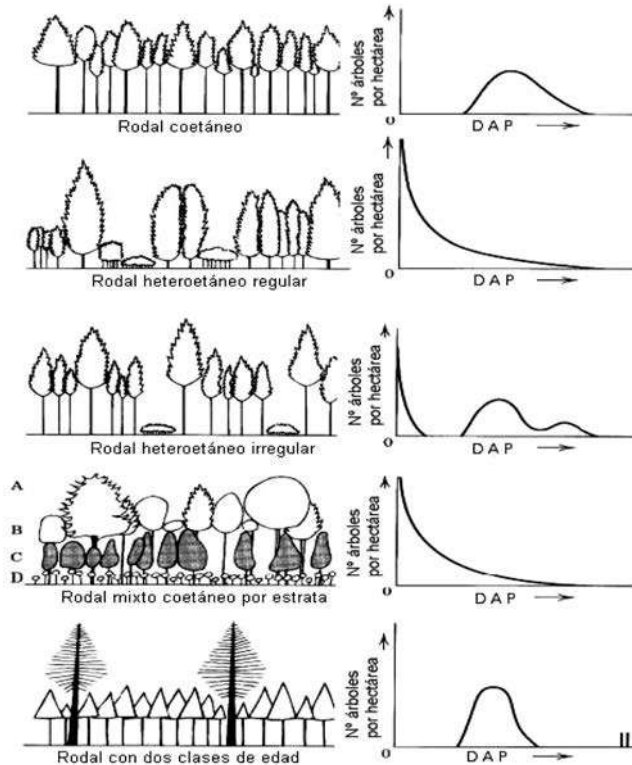


Figura 14.2. Representación de cinco diferentes estructuras de rodales, mostrando su distribución en un corte vertical y los correspondientes gráficos de distribución diamétrica en términos de número de árboles por hectárea. Los árboles de los tres primeros rodales son todos de la misma especie. El cuarto contiene varias especies, de igual (clase de) edad y el quinto de dos clases de edad.

Fuente: Smith *et al.* (1997).

Tolerancia a la sombra: La tolerancia de una especie, es decir, la capacidad de una planta para establecerse y crecer bajo condiciones limitantes de luminosidad (i.e. tolerante a la sombra) o la capacidad de una planta de fotosintetizar y fijar dióxido de carbono a bajos niveles de luz, es también una importante característica silvicultural. La identificación de la tolerancia de una especie permite ajustar las prescripciones silviculturales y predecir su respuesta a los tratamientos que se apliquen. La tolerancia de una especie varía con la edad y dimensiones de una planta: las condiciones de sombra pueden favorecer el establecimiento de una planta, pero a medida que crecen y se desarrollan requieren más luz y espacio. También varía con la calidad de sitio y la latitud (Spurr y Barnes 1980). Los silvicultores han diseñado sistemas de manejo para satisfacer los requerimientos de luz de diferentes tipos de plantas: bajo tala rasa y árbol semillero se favorece la regeneración de especies intolerantes (o pioneras); bajo el sistema de protección, de especies de tolerancia media; a su vez, las especies tolerantes o muy tolerantes, bajo aberturas graduales del dosel producidas por el sistema de selección, por grupo de árboles o por árboles individuales.

Referencias

- Carle J, P Holmgren. 2008. Wood from planted forests. *Forest Products Journal* 58(12): 6-18.
- Elson D. 2012. Guía para invertir en bosques localmente controlados. Londres, Reino Unido. Growing Forest Partnerships en asociación con FAO, IIED, UICN, The Forests Dialogue y el Banco Mundial. 140 p.
- FAO. 2001. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2000. Informe principal. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 381 p.
- FAO. 2006a. Actualización de la evaluación de los recursos forestales mundiales a 2005. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 351 p.
- FAO. 2006b. Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management. Roma, Italia. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 320 p.
- FAO. 2006c. Ordenación responsable de los bosques plantados: Directrices voluntarias. Roma, Italia. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 80 p.
- FAO. 2015. Gestión forestal sostenible. Disponible en <http://www.fao.org/forestry/sfm/85084/es/>. Consultado 13 de noviembre de 2015.
- FSC. 2012. FSC's engagement with plantations. Bonn, Germany. Forest Stewardship Council, FSC Global Development GmbH. 11 p.
- Lund H. 2014. Definitions of forest, deforestation, afforestation and reforestation. Gainesville, VA. Forest Information Services. p. 96.
- MINAGRI. 1974. Decreto Ley 701. Santiago, Chile. Ministerio de Agricultura (MINAGRI). 9 p.
- MINAGRI. 2008. Ley 20.283 sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal. Santiago, Chile. Ministerio de Agricultura (MINAGRI). 19 p.
- ONU. 2008. Resolución aprobada por la Asamblea General 62/98: Instrumentos jurídicamente no vinculantes sobre todos los tipos de bosques. Washington, DC. Naciones Unidas. 10 p.
- Perry D, R Oren, S Hart. 2008. Forest ecosystems. 2nd edition. Baltimore, MA. The Johns Hopkins University Press. 606 p.
- Schmithüsen F. 2013. La sostenibilidad aplicada en el sector de las actividades forestales cumple 300 años. *Unasylva* 64(240): 3-11.
- Smith D, B Larson, M Kelty, P Ashton. 1997. The practice of silviculture: applied forest ecology. 9th edn. John Wiley and Sons, Inc. 560 p.
- Spurr S, B Barnes. 1980. Forest ecology. Third edition. Malabar, FL. Krieger Publishing Company. 687 p.

Índice de términos

A

ADN	154, 168
África	274, 351
agrícola	
cultivos agrícolas	20, 44, 71, 93, 303, 351-354, 359, 361, 363-364
especies agrícolas	158, 166, 172, 351-352, 362
implementos agrícolas	138
monocultivos agrícolas	364
prácticas agrícolas	38, 139, 319
producción agrícola	319, 352, 354, 374
sistemas de cultivo agrícola	364
terrenos	13
uso	18, 39
agua	
calidad del	9, 93, 98, 100, 307, 320, 322, 341-342
cantidad de	98, 100, 105, 107, 120, 128, 131, 142, 308, 311, 314, 318, 320
colgada	56
consumo de	309, 311-315, 328-329
de riego	93-94, 120
disponible	43, 46-48, 294, 309, 313
en la planta	92, 143
entre estratos	56
evapotranspirada	106
flujo de	5, 308, 325, 342
gravitacional	75
para viveros forestales	99
potable	93, 98, 319-320
saturación de	45, 74
subterránea	307-308, 312, 315, 323-325
superficial	308
gravitacional	75
álamo	240, 271, 274, 277, 358-359, 368
almacenaje (de plantas)	
frigorizado	129, 132
refrigerado	129, 131
altura total	188-189, 204, 212, 220, 226-227, 256, 258, 274, 368
aluminio	51, 53-54, 56
<i>Araucaria araucana</i>	14-16, 121
arenales	275-276, 291, 295, 302-303
árbol	
(de) cosecha	80, 195, 202, 205, 207, 230, 234, 237-238
individual	186, 255
donador	165

élite	160, 165
lobo	183
selecto	160
semillero	4, 17, 179, 379
área foliar	69-70, 108, 110, 188, 254-257, 273, 308-309, 311-312, 314, 328-329
aserrío	58, 100, 217, 226, 229, 244, 246, 252
Asia	8, 31
astillas	26, 27, 269, 271-272
ataque	
de <i>Gonipterus scutellatus</i>	41
de hongos	235, 251, 258, 261
de hormigas	40
de insectos	6, 118
de plagas y enfermedades	62
Australia	27, 39, 66, 159, 184, 241, 247, 259, 272, 274, 310, 316-317, 322-324, 326
autorraleo	184
aves	9, 200, 202

B

bacterias	99, 378
balance	
de agua	217
de carbono positivo	255
de emisiones	267
de la dosis de fertilización	72
de masas	306, 309
de nutrientes	74
hídrico	305, 307, 309-310, 314
hidrológico	305-307, 327
biodiversidad	8, 19, 37, 179, 200, 337, 340, 349, 362, 369
bioenergía	267, 270, 273-275
biomasa	
aérea	14, 272, 274, 276, 366, 368
aprovechable	169
para energía	268, 273
radicular	109
total	69, 169, 276, 361, 369
biotecnología	154, 165-166
boro	51-52, 55, 68, 99, 285, 302
bosque(s)	
coetáneos	182
esclerófilos	14
manejados	6
nativo	15-19, 23-24, 28, 300, 317-320, 340, 356-357, 374
naturales	3-4, 6-9, 14-18, 53, 172, 198, 267, 300, 311, 369, 374, 378

plantados.....	1, 3-4, 6-9, 14, 18-19, 21-30, 153, 175, 179, 201, 217, 271, 285, 305-328, 335, 339-340, 349, 351, 364-365, 369, 374-375
prehistóricos	14
seminaturales	374
templados	13-14
Brasil	27, 30-31, 41-43, 68, 72, 231, 259-260, 339, 354, 358, 360-361

C

calcio	56, 99, 303
calidad	
de la madera	39, 45, 173, 179, 212, 237, 252
de los trozos podados	246
de sitio	184, 188, 234, 260, 357, 375, 379
de vida	2, 321, 341, 356
del árbol.....	194
del rodal.....	180, 199, 207
genética de un rodal.....	197
cambio climático.....	9, 205, 267, 272, 319
camellones	
confección de.....	60
formación de.....	62
generación de.....	62
preparación de	61
caminos forestales.....	343
canero	212, 289-291
capacidad	
de absorción de agua y nutrientes	293
de almacenamiento de agua.....	48
de almacenamiento de humedad	45
de almacenamiento del dosel.....	308-309
de almacenamiento del suelo.....	308
de campo	133
de fijar carbono.....	43
de infiltración del suelo	308, 316
de intercambio catiónico	53-54
de intercepción	309-310
de penetración de las raíces.....	308
de resiliencia.....	75
de respuesta de los árboles	251
de retención de agua.....	48, 109, 139
fotosintética	257
productiva de plantaciones forestales.....	37
productiva del árbol.....	233
productiva del sitio.....	37-38, 40-41, 59, 64
carbohidratos.....	104, 116-118, 132, 143-144
carbono	
atmosférico.....	8

captura de	37, 364
dióxido de.....	89, 379
secuestro de	8, 19, 37, 364
<i>Castanea sativa</i>	166
caudal	
base.....	308, 325-327
máximo.....	307, 321
celulosa	21, 24, 2-28, 117, 202, 234, 267, 300, 335, 337, 345, 353
CERTFOR.....	339-341, 344-349
certificación	
ambiental	74, 335
criterios de.....	73
de la CdC.....	344
de la poda	246
del manejo forestal	339, 344
China	27, 274
ciclo hidrológico	9, 305-306, 308, 329
clima(s)	
fríos.....	98, 112, 121, 135
mediterráneos	46, 135
templado(s).....	91, 112, 121, 134
clon	
bancos clonales.....	168
bosques clonales.....	42
genotipo clonal	166
huertos semilleros clonales.....	165
material clonal.....	58
selección clonal	42, 167-168
tecnología clonal	7
códigos de buenas prácticas	338
coeficiente de esbeltez.....	204
Colombia.....	44, 56
comercialización	270, 344, 346
compactación	
del suelo.....	194, 363
superficial	62-63, 75, 139
competencia intraespecífica	41, 181, 187, 193-194, 251-252
composición (de especies)	179, 202, 269, 377
comunidades	8, 24, 176, 319, 325, 340-341, 356
conicidad.....	181, 188, 207
coníferas.....	4, 15, 92, 94, 104, 108, 111-112, 121, 129, 131- 132, 175, 196-199, 237, 251, 291, 295, 322
consumo	
de biomasa.....	267
de madera	26, 439
energético	135, 139, 273
hídrico.....	312, 320, 327
contenedor.....	58, 63, 89, 96-100, 103, 106-111, 115, 127-130, 134, 141, 143, 287

contenido de materia orgánica	48, 62
control	
de especies competidoras	65
de la erosión	342-343, 362
de malezas	3, 64-67, 71-72, 137, 358, 362
de raleo	209
de vegetación competidora.....	58
endógeno	251
estomático.....	311
mecánico.....	137
químico.....	41
sanitario	41
copa	
clase de copa.....	183, 194, 197, 212, 254
viva.....	184, 188-189, 220, 227, 231-232, 236, 257, 359
Cordillera de la Costa.....	13, 53, 62-63
Cordillera de los Andes.....	13-14, 62-63, 356
corta(s)	
de liberación	179
de mejoramiento.....	180
final.....	4, 270
intermedias	179-180
sanitaria	180
corteza.....	212, 221, 225, 227, 235, 258, 267-268, 290, 298
cortinas cortaviento.....	91, 95, 98, 101, 299, 353-355, 358
cosecha	
desechos de.....	270, 343
edad de.....	61, 272
final.....	21, 70, 129, 179, 192, 195, 207, 234, 246
forestal.....	74, 268-270, 363
residuos de.....	267-268, 271-272
sistemas de.....	4, 269-270
crecimiento	
anual	41, 45, 68
en altura.....	102-105, 107-109, 114, 121, 134, 142-143, 188, 207, 231-233, 236, 257, 291
en diámetro.....	70, 107-108, 180-181, 183, 189, 191-194, 231
inicial.....	89, 91, 102, 107, 119, 127, 131, 133, 137, 142, 144-146
radicular.....	49-50, 91-92, 109, 111, 114, 116, 118-121, 127-128, 131, 133-134, 144-146
tasa(s) de.....	21, 53, 64-65, 68-69, 74, 90-91, 137, 144, 254, 324, 329
vegetativo	136, 170, 358
cuencas hidrográficas	31, 326
cultivo(s)	
agroforestales	351
anuales.....	323, 360, 363
de laderas.....	351
de tejidos	159, 165, 167, 176

forestal.....	43, 285, 289, 292, 303
silvopastoral	181
curvas	
de escorrentía.....	316
de nivel	343

D

damping off.....	290
Dap.....	191-193, 199, 204, 211, 220, 225-226, 235, 239, 242, 258-259, 368
daños	
abióticos	145, 285
bióticos	129, 145
fisiológicos	127, 132
mecánicos.....	129, 363
por heladas.....	45, 58
por hongos.....	91, 95, 145
por vientos.....	45, 58, 204, 299
deforestación.....	2, 7, 156, 364, 373, 376
densidad	
aparente	63
de cultivo	108, 143
de la copa.....	45
de los árboles.....	305, 368
de manejo	186
final.....	229-230, 357
relativa.....	186, 204
desrame	209-211, 268-269
diámetro	
de las ramas	240-241, 253
del cilindro defectuoso (DCD).....	219, 221, 225-226, 230, 239, 243-244
de cuello	104-105, 107-108, 110, 118, 129, 135, 143, 145
del fuste	253
sobre muñón (DOS)	219, 244, 246
dióxido de carbono.....	89, 379
disturbios.....	94, 320
diversidad	
biológica	8, 24, 200-201
de especies.....	137, 377-378
estructural.....	378
genética.....	153-155, 158, 160, 163
intraespecífica.....	156
dosel.....	3, 137, 181-182, 184, 195-196, 201-202, 204, 207, 252, 255, 258, 261, 273, 305, 307-309, 321-322, 362, 369, 374, 379
<i>Dothistroma pini</i>	40-41
drenaje.....	45, 56, 59-62, 64, 92, 135, 137, 139, 292-293, 306, 308, 325-326, 342, 355

E

economía	
chilena	24-25
nacional	18, 24
ecosistemas forestales	2, 8, 339, 369, 378
edad	
clases de edad(es).....	328, 378-379
endurecimiento	
época.....	102
fase	102-105, 112-113, 118-121, 144-146
proceso	91, 102-105, 107-108, 112, 117-118, 120-121, 132, 135
energía(s)	
alternativas	267
renovables.....	268, 277
empresa forestal	337, 339, 377
enfermedades	1, 5-7, 38-39, 41, 93, 95, 157, 169, 170-172, 180-181, 208, 217, 285, 362
enraizamiento	72, 117, 165-166, 312
erosión	
control de.....	353
de los suelos	307
efecto de la	75
eólica	363
minimizar la.....	342
problemas de	300
riesgos de.....	362
escorrentía	305-308, 310, 315-318, 320, 322, 325-329
espaciamiento.....	3, 181, 191, 194, 197, 199-200, 2005, 2007-208, 210, 213, 227, 253-254, 357, 359, 363
España	139, 277
especies	
comerciales.....	251
dendroenergéticas	274
dioicas.....	177
emparentadas	172
exóticas.....	3, 7, 19-20, 24, 91, 136, 159, 286, 312, 318, 320, 365, 374
forestales.....	39, 158-160, 168-169, 172, 175-176, 275, 289, 310, 315, 358, 363
intolerantes	4, 189, 379
introducidas	28, 374
invasión de.....	9, 320
leñosas	164
nativas.....	3, 7, 24, 320, 356
tolerantes	137, 189, 196, 199, 202, 379
esporas.....	98-99, 258
esquema(s) de manejo.....	71, 104, 120, 204

establecimiento	
de plantaciones	39, 56, 68, 274-275, 302, 362, 376
de plantas	63, 89, 101, 136
Estados Unidos.....	25, 27, 32, 43, 66-68, 99, 129, 159, 204, 230, 242, 267, 270-271, 277, 339, 354
estrés hídrico	58, 103, 105-106, 110-111, 117-118, 120-121, 134, 143-144, 146-147, 295
estructura	
coetánea	4, 378
de edades del rodal	3, 4
de rodales.....	378
del sistema radicular.....	110
del suelo.....	74, 322, 357
espacial	378
heteroetánea.....	3-4, 378
horizontal.....	378
vertical.....	181, 196, 200-202, 378
eucalipto	3-4, 20-22, 42, 194, 204, 218, 251-255, 259- 260, 269, 274, 285-286, 289, 292, 294-295, 297-302, 312, 354, 358, 360-361
<i>Eucalyptus</i>	
<i>E. camaldulensis</i>	251, 275-277, 353
<i>E. globulus</i>	20-23, 30, 38, 40, 46, 60, 69, 91, 106-108, 110- 111, 113, 116-117, 121, 128-129, 204, 251-252, 257, 272, 274-277, 285-289, 312-315, 320, 324
<i>E. grandis</i>	42, 46, 48, 69-70, 251, 253, 255-257, 324
<i>E. nitens</i>	20-23, 30, 41, 69, 91, 111, 191-193, 204, 229, 241, 248, 251-260, 274-276, 286, 289, 311-314
<i>E. regnans</i>	240-241, 251-253
Europa	8, 31, 271, 322, 351
evaporación	100, 111, 134, 305-307, 309-310, 325
evapotranspiración	107-108, 134, 309-311, 313, 324-329

F

factores	
abióticos	43-44, 46, 58, 169, 285
antropogénicos	364
de clasificación de las trozas podadas	219
de clima	285, 296
de cultivo	311
de producción.....	361
edáficos.....	5, 89, 136-137
limitantes	38, 44, 90, 102, 105, 127, 137, 142, 145
topográficos	375
fauna.....	37, 181, 201, 357, 378
fertilización	1, 3, 5, 58, 63, 67-72, 104, 107, 112-113, 115- 116, 120-121, 134, 139-140, 142-143, 147, 296, 302-303, 318, 329, 375

fertilizantes.....	68-69, 72-73, 91, 95, 98-99, 116, 303, 359
fibra	8, 39, 45, 58, 175, 218, 251-252, 275, 374
<i>Fitzroya cupressoides</i>	14-16
forraje.....	181, 202-203, 351-354, 356-358, 360-361
forwarder.....	209-211, 271-272
fósforo	51-55, 68, 72, 285, 303
fotosintatos.....	181
fotosíntesis	43-44, 46, 104, 112, 117, 120, 144, 272
FSC	7, 336, 339, 344, 374
fuego	137, 180-181, 217, 236, 251, 289
fuste	
altura del.....	206, 257
crecimiento del.....	253
curvatura del.....	246-247
daño al	235
forma del	205
rectitud del.....	155
sinuosidad del.....	226, 244

G

ganado	63, 322, 325, 351-352, 354-358, 360, 364
genética	
diversidad	153-155, 158, 160, 163
ganancia.....	3, 58, 160, 163-165, 176
mejora.....	57, 153, 163, 167-168, 170, 173, 175
variabilidad.....	154, 157-158, 161, 167, 171, 176
genotipos	37-39, 41-42, 45, 71, 153, 155-156, 158, 162, 165-166, 168-171, 173, 177, 329
germoplasma	158-159, 165

H

hábitat.....	5, 9, 31, 37, 156, 181-182, 200-2002, 217, 252, 337, 373, 378
heladas.....	42, 45, 58, 64, 71, 98, 135-136, 285-289, 378
herbidas	95, 137, 202, 358, 375
herbívoros	202
heredabilidad.....	155, 162, 164-165, 169-170, 173-174
híbridos	167-168, 176, 354, 359-360
hidrología	1, 305-307, 321
hierro	50, 54, 56
hoja caduca.....	132, 137
hojarasca	52, 307
hongos	
del suelo.....	91, 95
micorrícicos.....	95
hormigas.....	40, 202
huerto(s) semillero(s).....	115, 165, 176-177

I

IAF (índice de área foliar).....	255-256, 273, 309, 312
IMA (incremento medio anual).....	191-193, 232
impacto	
ambiental	24, 90, 338
en la productividad del sitio	57-58
social y económico	37
incendios	1, 2, 6, 18, 156, 300, 340, 378
índice de sitio	227, 229-230
injerto(s).....	158, 166, 176
intercepción	
de la luz	110, 256,
de la precipitación	310
inundaciones	6, 321
inversión.....	2, 58, 89, 96, 127, 155, 157, 195, 210, 218, 248, 261, 277
IPA (incremento periódico anual)	191, 193
ISO	
9001	335
14000.....	335
14001	335-337, 339, 341

K

kino (exudación de).....	252
--------------------------	-----

L

latifoliadas.....	15, 65, 108, 111-112, 237, 271
leña	18-19, 24, 56, 251
ley	
de Bosques.....	20, 23
de Fomento Forestal (DL 701).....	20-21, 23-24, 376
lixiviación	70, 72, 76, 200, 363

M

macronutrientes.....	112-113, 116
madera	
aserrada.....	22, 26-27, 175, 191, 205, 208, 227-228, 233, 243, 253, 259
certificada	345
de compresión	297-298
industrial.....	7, 28-29
libre de defectos	5, 21, 180, 24-246
libre de nudos	217, 219, 221-225, 227, 234, 237, 239, 243, 246
magnesio	99
malezas.....	3, 64-67, 71-72, 76, 137, 139, 200, 296, 351, 356, 358, 362

manejo	
ambiental	100, 146, 377
coetáneo.....	201
de la luminosidad	110
de residuos.....	59
de viveros	90
del sistema radicular.....	92
del tallo.....	108, 114, 120
extensivo.....	233
intensivo	37, 64, 73, 140, 211, 233
silvícola	40, 121, 139, 170, 269, 272
unidades de.....	339, 375
marcadores moleculares.....	154, 168
materia prima	18, 21, 58, 268, 272, 344-348
material certificado.....	344-345
material parental.....	51, 54-55, 68
MDF (tableros).....	218
medio ambiente.....	2, 23-24, 89, 97, 101, 267, 270, 335, 337
mejoramiento genético.....	58, 153, 160
método(s)	
de regeneración	3, 179
Taungya	351-353
de raleo	193-194, 197-201, 203
micorrizas.....	140, 303
micronutrientes	112, 116
microorganismos.....	51, 171, 378
micropropagación	167
monocultivos.....	352, 362-364, 369
muestreo	92, 112-113, 140, 209, 227
N	
necrosis	287-289, 291, 294-295, 300, 302
nematodos	95
niche	
ecológico	153
físico y temporal.....	71
nitrógeno	51-52, 59, 68-69, 72, 104-105, 109, 115-116, 121, 301, 303, 357
nieve.....	6, 13, 131-133, 203-204, 251, 285, 299-300, 306-307, 354-355
nivel	
de aguas subterráneas.....	327
de cuenca	313, 328
de paisaje.....	9, 378
de pedregosidad.....	48, 62
fisiológico	43
freático.....	322-325, 327
radicular.....	43, 184
superficial	45

Norteamérica.....	8, 32, 176
<i>Nothofagus</i>	15-16, 91, 121, 290, 356-357
Nueva Zelanda.....	7, 8, 21, 28-32, 45, 66, 185, 220, 226, 230, 233-234, 236, 242-244, 246-248, 257, 259-260, 272, 274, 313, 317, 322, 357
nutrición(al).....	51-55, 58-59, 64-65, 69, 71-72, 74, 93, 95, 99, 109, 112-115, 117, 119-120, 137, 139-140, 143-146, 329, 362
nutrientes disponibles.....	43, 51, 54

O

OHSAS 18001.....	335
------------------	-----

P

parcelas	
de control.....	209
experimentales.....	156
permanentes.....	234, 365
pastizales.....	8, 317, 355, 357, 365, 369, 376
pastoreo.....	322, 352-353, 356-358, 363
Patagonia.....	121, 356-357, 364-366, 368-369
patógenos.....	39, 118, 130, 166, 168, 171-172, 202, 212, 291, 293, 295
PEFC.....	340, 344-345, 348
peso	
atómico.....	116, 121
específico.....	155, 173-175
fresco.....	169
seco.....	169, 356
<i>Picea abies</i>	69, 117
<i>Picea glauca</i>	354
pino oregón.....	20, 186, 230, 239, 242, 288, 290
pino ponderosa.....	231, 356, 365-368
pino radiata.....	3-4, 7, 20-23, 31, 39-41, 45, 47-48, 53, 57, 60, 65-67, 69, 106-107, 110-111, 114-115, 129, 167, 184-185, 188, 190-191, 194, 201, 204, 208, 211-212, 218, 220-222, 225-228, 229-230, 233-236, 238-243, 246, 251, 257, 271-272, 287-288, 290-291, 293, 295-299, 303, 310-320, 324, 326, 328, 353-354, 357
<i>Pinus caribaea</i>	115, 144
<i>Pinus elliottii</i>	67
<i>Pinus ponderosa</i>	ver pino ponderosa
<i>Pinus radiata</i>	ver pino radiata
<i>Pinus silvestris</i>	117, 232
<i>Pinus strobus</i>	354
<i>Pinus taeda</i>	40-41, 43, 67, 68, 226, 231-232, 271
plan de manejo.....	2, 376-377

plantación(es)	
adultas.....	272, 296, 302
comerciales.....	3, 195, 267
dendroenergéticas.....	56, 275, 277
de invierno.....	103, 135
de otoño.....	134-135
de primavera.....	134
de verano.....	134
época de.....	120, 127, 133, 142, 289
forestales.....	23, 29, 37, 39-40, 45, 51-52, 56-58, 64, 68, 130, 140, 272, 274, 299-300, 358, 360, 362, 364, 374, 376
mixtas.....	9
plantas	
almacenaje de.....	131-132
atributos del comportamiento de las.....	145
atributos fisiológicos de las.....	112, 118, 143
atributos morfológicos de las.....	89, 102, 105, 110, 118, 127, 140, 142-143
calidad de.....	112, 115, 118-119, 127, 142
embalaje de.....	130
extracción de.....	128, 130
transporte de.....	96, 119, 127, 130, 132-133
PLI.....	243-246
poda	
altura de.....	226, 229, 238-239, 241-243, 247, 249, 260
artificial.....	218, 253-254, 257
costos de.....	236-237, 242
de ramas laterales.....	107-108
de tallo.....	107-108, 120
del follaje.....	40
efecto de la.....	253-254, 256-257
época de.....	234-237, 258-259
esquema de.....	239
frecuencia de.....	237
herramientas de.....	238
intensidad de.....	231, 233, 236-237
oportunidad de.....	226, 229, 254, 261
pudrición después de la.....	244, 248, 251, 253-254, 257, 259
química.....	109-110, 143
rendimiento de.....	238, 240-241, 249, 251
tardía.....	224
temprana.....	40, 229, 261
polinizaciones controladas.....	155
potasio.....	116, 302
preparación	
de suelo.....	45, 58-60, 62-64, 72, 75-76, 137, 296, 318
de sitio.....	58-59, 64, 75-76, 297, 318
prescripción silvícola.....	4, 5, 140, 209, 338, 375, 379
prevención.....	251, 337, 376
procedencia.....	37-39, 41-42, 136, 153-154, 159-160, 172, 176, 312

productos	
forestales.....	2, 8, 26-27, 175, 205, 345-348
no madereros	24, 374
progenie.....	161, 176
propagación vegetativa	111, 165-166
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	ver pino oregon
putrición de la madera.....	251
pulpa.....	7, 21, 173-174, 187, 197, 205, 218
pulpable.....	58, 192, 211, 233, 257, 269
punto de compensación de la luz	255

Q

quema(s).....	21, 59-60, 76, 351
---------------	--------------------

R

radiación solar.....	291, 352, 362-363
raleo	
comercial	184, 194, 209, 211-212
de copa.....	195-196, 199, 202-203
de densidad variable	200
de dominantes.....	196, 198, 203
efecto (en el ecosistema)	200-203
libre.....	198
marcación de	205
mecánico o sistemático.....	197, 199, 203, 209
mecanizado.....	209-210
natural.....	184-185, 187
por lo bajo.....	194-196, 199, 201, 203
ramas epicórmicas.....	235-237, 251
razón de copa viva	188-189
raza geográfica	153
reforestación.....	5, 24, 39, 53, 163, 268, 316, 374, 376
regeneración	
artificial.....	374
natural.....	1,3,9, 158, 353, 369, 374, 376
reproducción	
sexual.....	162, 165-166
vegetativa	165-168, 176
residuos	
de cosecha forestal	267-273, 275
del piso del bosque	52-53, 59
retornos financieros	179-180, 196, 362 170, 171, 185, 350
riego	1, 58, 90-94, 98-101, 103, 105-108, 112, 118, 120, 142-143, 146, 312, 323
riesgos	
de compactación.....	63
de daño	130, 235
de erosión	362

de inversión	277
de pudrición.....	248, 254, 257, 259
rotación	
corta.....	7, 37, 56, 74, 267-268, 274-275, 277
edad de.....	59, 64-65, 68-69, 161, 163-164, 192, 272
física	190, 192
media	41, 67, 70
S	
secano.....	275-277, 292, 294-295, 322, 353
sedimentos	
arrastre de	341-343
volcánicos.....	62
semilla(s)	
cama de.....	100
fuente de	153
germinación de	113
viabilidad de la	158
sequía	2, 91, 120, 147, 181, 285, 290, 292, 294-296, 312, 315, 378
silvicultura	
clonal	165-166, 172
extensiva.....	3
intensiva	3, 8, 38, 45, 57, 179, 209, 217
silvopastoreo	356-357, 369
simulador	
Eucasim	204
Insigne	204, 234
<i>Sirex noctilio</i>	41, 295
sistema(s)	
agroforestales	351-353, 361, 363-364, 374
agrosilvopastoril(es).....	352-353, 358-360
de cosecha	4, 269-271
de gestión ambiental.....	335, 337, 339
hidrológico	306
silvoagrícola	352-354
silvopastoril(es).....	351-353, 355-358, 360-361, 364
sistema silvicultural	
de árbol semillero	4, 17, 179, 379
de protección	4, 18, 379
de selección	4, 197, 379
de tala rasa.....	3, 4, 17, 21-22, 179, 259-260, 307, 322, 356, 375, 379
sotobosque.....	181, 200-202, 207, 217, 238, 357-359, 369
subsolado.....	38, 60, 62, 138-139, 296
sucesión.....	1, 4, 110
Sudáfrica	28, 237, 317
Sudamérica.....	8, 13, 28, 30, 37-38, 134

suelo(s)	
acidez del.....	55
erosión del	200, 243, 262
suelos	
arcillosos.....	62-63, 71-72, 137, 139, 292, 298, 327
franco limosos	94
limo arenosos.....	92
limosos	92, 139
sustentable	
gestión	157
manejo forestal	336, 338-340, 344, 377
productividad.....	37
sustitución (de bosques).....	17-19, 317-318
sustrato	98, 101, 103, 105-110, 119, 133, 292

T

tasa	
de descuento	192
de supervivencia.....	21, 89, 91, 102, 119, 127, 133-137, 142
textura	48, 56, 60, 63, 72, 74-75, 92, 138-139, 324, 327
tolerancia	
a la salinidad.....	57
a la sequía	120, 147
a la sombra	4, 137, 196, 362, 379
al estrés hídrico.....	106, 111, 118, 120, 134, 144, 146
al frío	91, 106, 114, 116, 118, 120-121, 132, 146
toxicidad.....	72, 99
transpiración.....	104, 118, 120, 132, 135, 306, 309-312, 316, 320
transporte	
de plantas.....	96, 119, 127, 130, 132-133
primario de residuos	269
trozas podadas.....	219, 229, 244, 246

U

uso de la tierra.....	39, 101, 307, 309, 318-319, 321, 325, 369, 376
-----------------------	--

V

valor	
agregado	218, 361
ambiental	340
comercial	3, 41, 217, 268, 270
de conservación	3, 8
de la madera	259
del suelo.....	96
ecológico	24
económico	173, 195, 197, 362, 377
estético del rodal.....	181

genético	160, 165
VAN.....	277
VPS.....	192
variables	
climáticas.....	42
de los árboles.....	226
de rodal.....	204
de suelo.....	73
económicas.....	277
hidrológicas.....	327
que califican a las plantas.....	103, 129
vida silvestre	5, 182, 217, 374
viveros	
de coníferas	92
a raíz desnuda.....	90, 290
a raíz cubierta.....	89, 96
temporales	21
volumen	
aserrable(do).....	227-228, 245
bruto	187
de biomasa.....	273
de desechos.....	59-60
de la primera troza.....	228
de madera libre de nudos.....	223, 228, 234, 237-239
de raleos.....	192
del contenedor	107, 143
del DCD.....	228
en pie	191-193
medio por troza.....	229, 240
radicular.....	109
	Z
Zn.....	54, 112



Miguel Espinosa Bancalari es Ingeniero Forestal, PhD en Ciencias Forestales (Oregon State University, USA), Profesor de Silvicultura de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción, ex Decano de la Facultad, Profesor Emérito.



Eduardo Acuña Carmona es Ingeniero Forestal, Dr. en Economía Agraria (Universidad de Córdoba, España), Profesor de Economía Forestal de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción, Director del Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente de la Facultad de Ciencias Forestales.



Jaime García Sandoval es Ingeniero Forestal, Profesor de Mensura e Hidrología Forestal de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción, ex Decano de la Facultad de Ciencias Forestales, miembro del Directorio de la Corporación Universidad de Concepción.



Rolando Rodríguez Leiva es Técnico Forestal, Dr. en Ciencias Forestales (Universidad de Concepción), Profesor de Hidrología y Manejo de Cuencas de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción, ex Director Regional de la Corporación Nacional Forestal en las regiones de Tarapacá, O'Higgins y Biobío.



Rafael Rubilar Pons es Ingeniero Forestal, PhD en Ciencias Forestales (North Carolina State University, USA), Profesor de Suelos, Nutrición y Productividad Forestal Sustentable de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción, Co-Director de la Cooperativa de Productividad Forestal.

Diversos organismos internacionales, así como numerosas convenciones, foros, seminarios, congresos y publicaciones científicas, han reconocido el papel fundamental de los bosques en el logro del desarrollo sostenible y la mitigación de los efectos del cambio climático. Si bien es cierto el establecimiento de bosques plantados data de hace siglos, sólo en las últimas décadas ha ido adquiriendo una importancia creciente en los planes de desarrollo forestal de muchos países.

Los bosques plantados con fines de producción constituyen hoy un recurso muy importante, siendo una opción clara para las tierras degradadas y las zonas agrícolas y ganaderas de baja productividad. Sin embargo, solo unos pocos países tienen las características de los establecidos en Chile, en cuanto constituyen un recurso boscoso adicional a sus bosques naturales, lo que ha permitido en la actualidad que prácticamente todo el consumo de madera provenga de estos bosques y que el sector forestal se haya posicionado como el segundo generador de divisas del país. Estas plantaciones, de relativamente alta productividad, se manejan intensivamente, lo que implica un alto grado de inversión a lo largo de la vida de la plantación, para optimizar los retornos económicos de la madera industrial producida. Pero, ¿cuál es el conocimiento acumulado acerca del manejo de los bosques plantados en Chile? ¿Qué antecedentes publicados e integrados existen respecto a los principales factores que inciden en su manejo y productividad? ¿Cuáles son los efectos hidrológicos de los bosques plantados en un país con limitaciones hídricas? ¿Cómo se compara el sector forestal a nivel internacional?

Los autores de este libro, con experiencia en Chile, Argentina, Colombia, Brasil, Ecuador, Venezuela, España, Estados Unidos y Canadá, ofrecen una visión amplia y fundamentada del rol de la silvicultura intensiva en el establecimiento y desarrollo de los bosques plantados, con énfasis en Chile, pero extensible también a otros países con condiciones ecológicas y ambientales semejantes. Junto con exponer el desarrollo y evolución del recurso forestal en Chile, se incluye la producción de plantas, la preparación del sitio, el establecimiento y mantenimiento, la nutrición, la genética asociada a los bosques plantados, el raleo y la poda, su impacto sobre los recursos hídricos y los factores abióticos que afectan a las plantaciones. Se reconoce el énfasis cambiante y la creciente diversidad de la silvicultura contemporánea al incluir capítulos sobre certificación ambiental y sobre formas especializadas de silvicultura de plantaciones, como son la generación de biomasa forestal para energía y los sistemas agroforestales. Los conceptos discutidos poseen una profunda base científica revisada con literatura actualizada, y donde se integra la amplia experiencia práctica de los autores, para configurar un texto en el cual las prácticas silvícolas son expuestas en base a los procesos forestales ecológicos y biológicos que las sustentan, así como también las numerosas cuestiones ambientales, sociales, económicas, legales y de política que rodean a la silvicultura en la actualidad y que la hacen cada vez más compleja.

Este libro tiene un gran valor para los estudiantes de pregrado y postgrado, profesionales de la silvicultura, industriales e investigadores que trabajan en Chile y otros países del hemisferio sur, en los cuales se reconoce que con la silvicultura intensiva de plantaciones se puede satisfacer en forma inteligente y equilibrada la creciente demanda de productos forestales sin destruir o alterar los ecosistemas naturales.



Universidad de Concepción

