

Volumen 25 N° 1
Abril 2019

ISSN 0718 - 4530 Versión impresa
ISSN 0718 - 4646 Versión en línea

CIENCIA E INVESTIGACIÓN FORESTAL



**INSTITUTO FORESTAL
CHILE**



INFOR

VOLUMEN 25 N° 1

**CIENCIA E
INVESTIGACION
FORESTAL**

Abril 2019

**INSTITUTO FORESTAL
CHILE**



ISSN 0718 - 4530 Versión impresa
ISSN 0718 - 4646 Versión en línea

CIENCIA E INVESTIGACION FORESTAL es una revista científica, arbitrada, periódica y seriada del Instituto Forestal, Chile, que es publicada en abril, agosto y diciembre de cada año.

Director	Fernando Raga Castellanos	INFOR	Chile
Editor	Santiago Barros Asenjo	INFOR - IUFRO	Chile
Consejo Editor	Santiago Barros Asenjo	INFOR - IUFRO	Chile
	Braulio Gutiérrez Caro	INFOR	Chile
	Juan Carlos Pinilla Suárez	INFOR - IUFRO	Chile
	Marlene González González	INFOR	Chile
Comité Editor	José Bava	CIEFAP	Argentina
	Leonardo Gallo	INTA	Argentina
	Mónica Gabay	SAyDS	Argentina
	Heinrich Schmutzhenhofer	IUFRO	Austria
	Marcos Drumond	EMBRAPA	Brasil
	Sebastiao Machado	UFPR	Brasil
	Antonio Vita	UCH	Chile
	Juan Gastó	UC	Chile
	Miguel Espinosa	UDEC	Chile
	Sergio Donoso	UCH	Chile
	Vicente Pérez	USACH	Chile
	Glenn Galloway	CATIE	Costa Rica
	José Joaquín Campos	CATIE	Costa Rica
	Carla Cárdenas	MINAMBIENTE - IUFRO	Ecuador
	Alejandro López de Roma	INIA	España
	Isabel Cañelas	INIA - IUFRO	España
	Gerardo Mery	METLA - IUFRO	Finlandia
	Markku Kanninen	CIFOR	Indonesia
	José Antonio Prado	MINAGRI	Chile
	Concepción Lujan	UACH	México
	Oscar Aguirre	UANL	México
	Margarida Tomé	UTL - IUFRO	Portugal
Zohra Bennadji	INIA - IUFRO	Uruguay	
Florencia Montagnini	U. Yale - IUFRO	USA	
John Parrotta	USDA FS - IUFRO	USA	
Oswaldo Encinas	ULA	Venezuela	
Ignacio Díaz-Maroto	USC	España	

Dirección



Instituto Forestal
Sucre 2397 - Casilla 3085 - Santiago, Chile
Fono 56 2 3667115
Correo electrónico sbarros@infor.gob.cl
<http://www.infor.cl/index.php/revista-cifor>

La Revista no se responsabiliza por los conceptos, afirmaciones u opiniones vertidas por los autores de las contribuciones publicadas.

Se autoriza la reproducción parcial de la información contenida en la publicación, sin previa consulta, siempre que se cite como fuente a Ciencia e Investigación Forestal, INFOR, Chile.

LÍNEA BASE DE CONOCIMIENTO EN ESTABLECIMIENTO Y MANEJO DE PLANTACIONES FORESTALES DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS DE LA PROVINCIA DE ARAUCO REGIÓN DEL BIO BIO

Aguilera, Mauricio; García, Edison y Villarroel, Arnoldo¹.

RESUMEN

Existe consenso a nivel nacional de la existencia de brechas tecnológicas en la producción forestal entre las grandes empresas del sector y los pequeños y medianos propietarios. Los motivos se asocian a los niveles económicos, acceso a conocimiento técnico y gestión de la producción.

En este estudio se muestra un análisis de línea base de conocimientos que tienen pequeños propietarios en el tema del establecimiento y manejo de plantaciones forestales, de las Comunas de Cañete, Lebu y Los Álamos, Provincia de Arauco, Región del Bio Bio.

Los datos fueron recopilados a través de encuestas semiestructuradas y visitas a terreno. El análisis de los antecedentes revela que los pequeños propietarios tienen un bajo conocimiento de la técnica de establecimiento de plantaciones y un muy bajo conocimiento sobre el manejo de estas.

Palabras clave: Plantaciones forestales, Pequeños y medianos propietarios.

SUMMARY

Well known are the technical gaps in forest production between small and medium owners and the big forests companies, and these gaps are associated to the economical levels, the access to technical knowledge and the production management.

The present study shows a small and medium owners base line analysis on their knowledge regarding to planted forests establishment and management in the Cañete, Lebu and Los Álamos, Communes, Arauco Province, Bio Bio Region.

The collected data, through a semi structured survey and field visits, revealed a small and medium owner's scarce knowledge on plantation establishment techniques and a very short acquired knowledge on planted forests management.

Keywords: Planted forests, Small and medium owners.

¹ Instituto Forestal, Sede Bio Bio, Chile. maguilera@infor.cl; egarcia@infor.cl; avillarr@infor.cl

INTRODUCCIÓN

El sector forestal chileno se caracteriza por contribuir significativamente a la economía nacional, en el año 2018 genera retornos de exportaciones por US\$ FOB 6.838 millones (INFOR, 2018). Sin embargo, siendo un sector consolidado y exitoso en el segmento de exportación y producción industrial asociado a las grandes empresas, no lo es para el segmento de pequeños y medianos empresarios y propietarios de suelos y bosques, dado que falta desarrollar integralmente toda la cadena productiva y sus componentes en estos segmentos de propietarios.

En Chile operan tres grandes empresas forestales cuya capacidad económica les permite adoptar con relativa facilidad los cambios y oportunidades tecnológicas, mientras que, en el otro extremo, a la pequeña empresa se le hace difícil innovar e incorporar tecnología que mejore la productividad de sus cultivos y la rentabilidad de sus operaciones.

La superficie de plantaciones forestales constituye la base de recursos sobre los cuales se ha forjado el crecimiento de la industria forestal, estas plantaciones principalmente de pino (*Pinus radiata*) y eucalipto (*Eucalyptus globulus* y *E. nitens*) han aumentado sostenidamente en los últimos 40 años permitiendo un nivel de existencias que ha permitido la consolidación de la industria forestal.

En el periodo 1978 -2016 se triplicó la superficie de plantaciones forestales en Chile, pasando de 711 mil hectáreas a 2,4 millones de hectáreas, periodo en el cual se mantuvo en vigencia la legislación de fomento forestal que entregaba incentivos estatales a la forestación (DL 701 de 1974). Actualmente, las especies principales que componen estas plantaciones son pino radiata (57,6%), *Eucalyptus globulus* (24,5%) y *E. nitens* (11,1%) (INFOR, 2018).

Respecto de la propiedad de estos bosques plantados, las tres grandes empresas son dueñas del 60,1% de la superficie con pino radiata y eucaliptos, las medianas empresas del 6,5%, los medianos propietarios de un 11,2% y los pequeños propietarios de un 22,2% (Grosse y Rosselot, 2016).

Las exportaciones forestales desde el año 1980 se han multiplicado por 10 en casi 40 años, pasando de US\$ 500 mil a US\$ 6.838 millones en 2018 (INFOR, 2018), sin embargo, estas exportaciones corresponden a las grandes empresas, las exportaciones directas de pequeños propietarios son prácticamente inexistentes. Este escenario de desigualdad en el ingreso representa la evidencia económica y financiera del impacto de las brechas tecnológicas presentes en el sector forestal (INFOR, 2013).

En la cadena productiva del sector forestal se aprecian diversas brechas entre la pyme silvícola, representada por pequeños y medianos propietarios forestales, y el sector empresarial forestal industrial y exportador, lo cual requiere un trabajo efectivo para disminuirlas.

Los alcances de estos propietarios en la cadena del negocio forestal se limitan probablemente a la venta de su bosque a un intermediario a un precio estancado en el tiempo que lo fijan las grandes empresas del sector.

El Instituto Forestal, en el marco del proyecto INNOVA - BIO BIO "Agente de difusión y extensión tecnológica para pymes y propietarios forestales de la Región del Bio Bio", realizó una serie de actividades orientadas a la identificación y disminución de brechas tecnológicas en el segmento de pequeños productores de la región durante los años 2013 a 2016.

En este contexto se presentan los resultados de línea base en relación al grado de conocimiento y adopción de tecnologías en el ámbito del establecimiento y manejo de plantaciones forestales en pequeños propietarios de la Provincia de Arauco. De esta forma se busca dimensionar en cifras las brechas tecnológicas para procurar acciones tendientes a su progresiva reducción en el tiempo.

OBJETIVOS

Dimensionar cualitativa y cuantitativamente el grado de conocimiento de pequeños propietarios en el establecimiento y manejo de plantaciones forestales en la Provincia de Arauco, Región del Bio Bio, Chile.

MATERIAL Y MÉTODO

El área de trabajo se estableció en la Provincia de Arauco, Región del Bio Bio, en las Comunas de Cañete, Los Álamos y Lebu. El estudio se realizó entre los años 2015 y 2016.

La Provincia de Arauco se emplaza en el sector sur poniente de la Región del Bio Bio, entre los paralelos 37° 10' y 38° 34' latitud sur y los meridianos 73° 00' y 73° 41' longitud oeste.

El sector de estudio presenta un clima templado infratermal homotérmico, mediterráneo húmedo de litoral, el régimen térmico se caracteriza por temperaturas que varían, en promedio entre una máxima de enero de 19,9°C y una mínima de julio de 6,2°C. El período libre de heladas es de 320 días, con un promedio de 2 heladas por año. El régimen hídrico muestra una precipitación media anual de 1.261 mm, un déficit hídrico de 411 mm y un período seco de 4 meses. La fuerte influencia marina determina una atenuación del régimen térmico con un verano fresco e invierno benigno (Agrimed-UdeChile, 2017).

En el marco del proyecto se crearon grupos de trabajo que se configuraron a partir de la información entregada por los programas permanentes de apoyo rural presentes en el territorio. Para el caso de las comunas en estudio se tiene al Programa de Desarrollo Local (PRODESAL) y el Programa de Desarrollo Territorial Indígena (PDTI). La condición exigida a las personas apoyadas por estos programas es que sean usuarios de INDAP conforme a su definición en la ley N°18.910, de esta forma se asegura por parte del estudio la condición de pequeño propietario que es el sector objetivo. La presencia permanente de estos programas, algunos con varios años de funcionamiento, facilita el acceso a las personas en un contexto de trabajo colaborativo y de apoyo que permite una apertura al propietario, su predio y sus inquietudes.

Los criterios definidos para la selección de las personas fue que en sus predios tuvieran una plantación forestal de al menos 0,5 ha de cualquier edad y/o existiera en sus predios un terreno de aptitud forestal para establecer una plantación forestal con especies exóticas.

Bajo este esquema se definieron tres grupos de trabajo en el territorio, dos en la comuna de Cañete (64 personas) y uno considerando las comunas de Los Álamos y Lebu (27 personas). La división en estos grupos se define por la restricción logística y el número adecuado de personas en sala para las capacitaciones.

La herramienta elaborada por el equipo de trabajo para la recopilación de datos para definir la línea base fue una encuesta semiestructurada relativa a las técnicas empleadas para el establecimiento y para el manejo de las plantaciones forestales. La entrevista fue presencial y se realizó en el predio de cada propietario. La encuesta fue ejecutada por dos profesionales, en la cual uno registraba y el segundo conducía la conversación.

Las preguntas estaban enfocadas a cómo ejecutó sus plantaciones forestales y el manejo de estas cuando correspondiese. Las preguntas estaban dirigidas a identificar las actividades definidas en los protocolos de plantaciones ampliamente aceptados en el ámbito académico y productivo (García *et al.*, 2002a; Sotomayor *et al.*, 2002). En forma paralela se visitaron las plantaciones forestales cuando correspondiera, se realizaron mediciones dasométricas y se tomaron registros fotográficos.

Las encuestas fueron procesadas en planillas electrónicas y sus datos fueron procesados, graficados y analizados en términos porcentuales con sus estadígrafos descriptivos.

RESULTADOS

Caracterización Socioeconómica Grupo Objetivo

En la Figura N° 1 se muestran los datos socioeconómicos de los pequeños propietarios rurales de la Provincia de Arauco con los cuales se trabajó, pertenecientes a la agricultura familiar campesina y reconocidos como usuarios de INDAP, de acuerdo con la clasificación señalada en la ley 18.910.

Se aprecia que el rango etario está dominado por adultos y adultos mayores, con una representatividad de género prácticamente igualitaria. El grupo de estudio se caracteriza por una baja escolaridad, representada por un 63% que solo tiene formación básica incompleta con un máximo de 8 años de escuela básica rural. Otro rasgo distintivo de este grupo es la presencia mayoritaria de la etnia mapuche, la cual se representa en gran parte del territorio de la Provincia de Arauco.

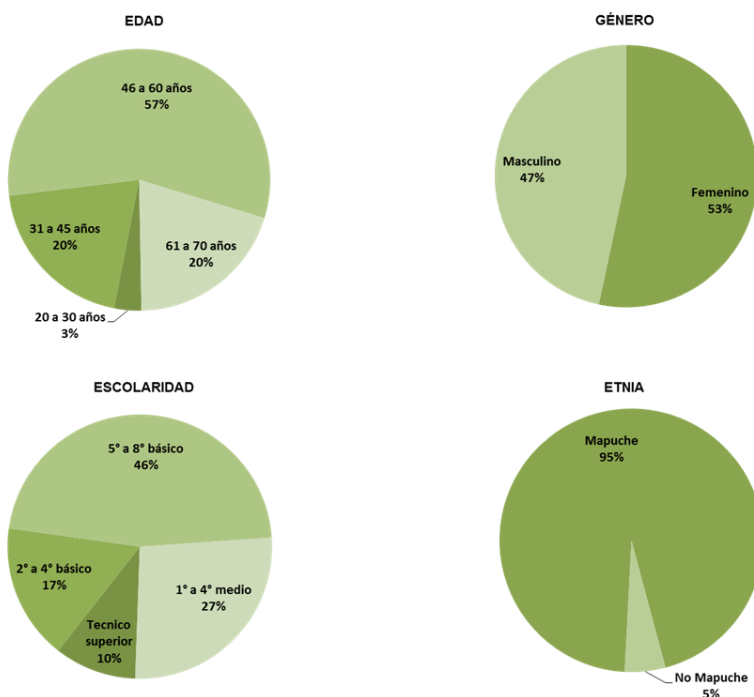


Figura N° 1
ANTECEDENTES SOCIOECONOMICOS DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS DEL ESTUDIO

En relación a los antecedentes prediales, en la Figura N° 2 se detallan los principales aspectos de sus terrenos, en especial el tamaño predial, el cual mayoritariamente se clasifica en propiedades menores a 20 ha de superficie. Proporcional a este tamaño predial se clasifican las plantaciones forestales existentes a la fecha del estudio en estas propiedades, en donde la mayor frecuencia encontrada se ubica en el rango de 1 a 5 ha de plantaciones forestales con especies exóticas.

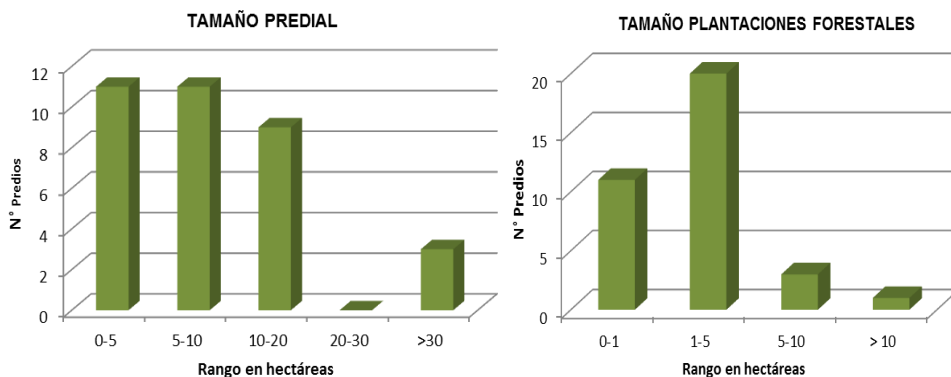


Figura N° 2
ANTECEDENTES PREDIALES DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS DEL ESTUDIO

Gestión de Plantación

La Figura N°3 muestra algunos indicadores referentes a la gestión de plantación de pequeños propietarios de la Provincia de Arauco, destacándose el nulo apoyo y escasas herramientas accesibles para garantizar el éxito de una plantación forestal.

Se observa que casi la totalidad de estos propietarios asumió la faena en forma directa, vale decir ellos mismos fueron los ejecutores de la plantación, sin embargo, solo un 26% de ellos presentaba algún grado de capacitación al respecto, relacionado fundamentalmente con la participación en faenas de plantación de grandes empresas.

Esta gestión directa se traduce en la ocupación del tiempo propio y de sus limitados conocimientos para ejecutar las distintas faenas que comprende la plantación.

La gestión directa comprende todo el proceso de plantación desde la compra de las plantas hasta la faena de plantación en terreno y las etapas que esta involucra.

Además, un escaso 7% de ellos utilizó los mecanismos de fomento establecidos en el DL 701 sobre incentivos a la forestación que, hasta el año 2012, financiaba el 90% de los costos de forestación de pequeños propietarios.

Con estos indicadores se establece un escenario de alta incertidumbre para el desarrollo y éxito de una plantación forestal.

Se trata de pequeños propietarios que asumen un proyecto de largo plazo de forma directa, que no lo conocen suficientemente ni han sido capacitados y, que finalmente, lo ejecutan con recursos propios.

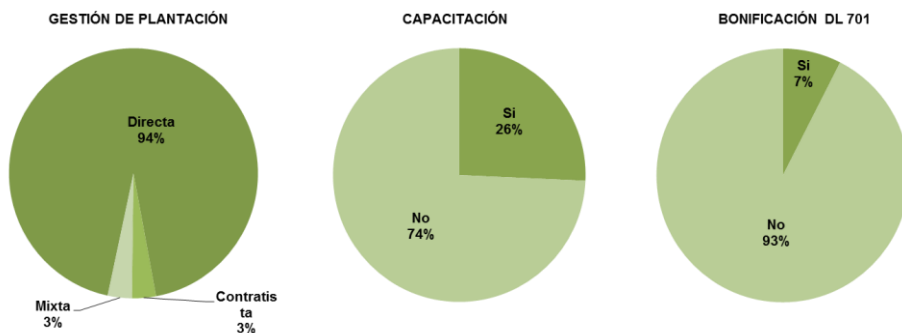


Figura N° 3
INDICADORES DE GESTIÓN DE PLANTACIÓN DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS DEL ESTUDIO

Establecimiento de Plantaciones

En la Figura N° 4 se observa la preferencia por la especie *Eucalyptus globulus*, la cual ocupa mayoritariamente los territorios destinados a plantación, dada la buena respuesta que tiene esta especie en la Provincia de Arauco por las favorables condiciones agroclimáticas que determinan rápidos crecimientos junto a la característica de rebrote que presenta después de la corta. Por su parte el pino radiata tiene un 13% de representatividad en este grupo de pequeños propietarios.

En la misma figura, se observa el gráfico de preparación de suelo en el cual un altísimo 77% responde que no realiza labores de preparación de suelo antes de realizar una plantación forestal, entendiéndose por esta cualquier labor de cultivo del suelo para facilitar el prendimiento de la plantación, limitándose solamente a realizar una casilla manual para la instalación de la planta, que no cumple cabalmente con la remoción de suelo recomendada técnicamente (García *et al.*, 2002b).

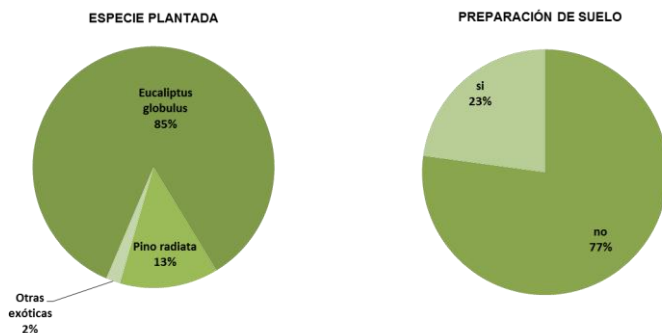


Figura N° 4
ESPECIE FORESTAL PLANTADA Y PREPARACIÓN DE SUELO EN LA PLANTACIÓN

Respecto de la faena de roce previa a la plantación, la mayoría contesta que sí realizan esta faena, que se ejecuta en forma manual, y que los desechos generados son mayoritariamente quemados (71%), práctica habitual entre los agricultores, pero que lamentablemente provoca un daño en las capas superiores del suelo, disminuyendo la capacidad nutritiva de este para soportar vegetación, además del serio riesgo de provocar incendios (Figura N° 5).

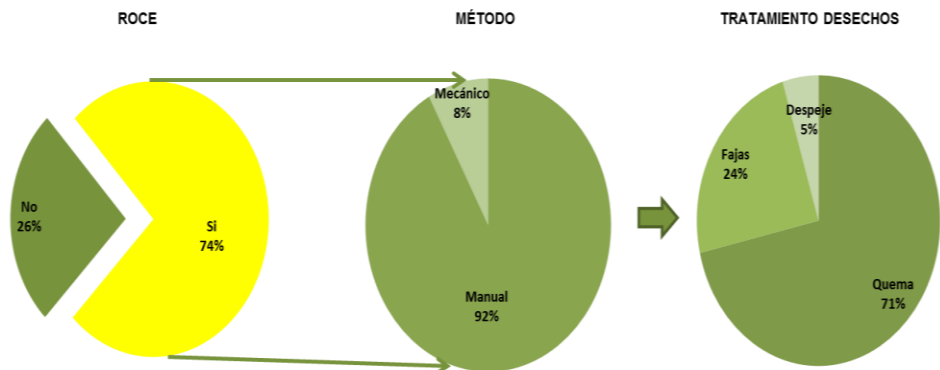


Figura N° 5
ANTECEDENTES DE FAENA DE ROCE Y TRATAMIENTO DE DESECHOS

En cuanto al origen de las plantas utilizadas y las decisiones de establecimiento, los antecedentes indican que las plantas provienen mayoritariamente de viveros comerciales, los cuales corresponden a pequeños y medianos viveros generalmente ubicados en las cercanías de los predios y que presentan una calidad de planta menor, un 11% establece su propio vivero para la generación de las plantas y un 8% lo obtiene de regeneración de un bosque cercano, trasplantando estas plantas hasta el lugar de establecimiento en sus predios (Figura N°6).

Cabe destacar la escasa presencia institucional y de las empresas en el apoyo de esta gestión

El tipo de planta utilizada es en un 65% proveniente de cultivo en bandejas (*speedling trays*) y un importante 27% emplea plantas a raíz desnuda.

La temporada de plantación está bien definida en la temporada de invierno, no obstante, un 21% realiza la plantación después de septiembre lo cual se identifica como una plantación tardía que dificulta un mejor establecimiento de esta.

Al observar la densidad de plantación definida por los propietarios se observa una variada combinación de medidas, predominando el espaciamiento de 2 x 3 m, que es ampliamente aceptado como adecuado para una plantación forestal pura.

No obstante, cerca de un 30% de los pequeños propietarios practica una alta densidad de plantación, que implica un mayor costo de establecimiento y un menor desarrollo global de la plantación forestal.

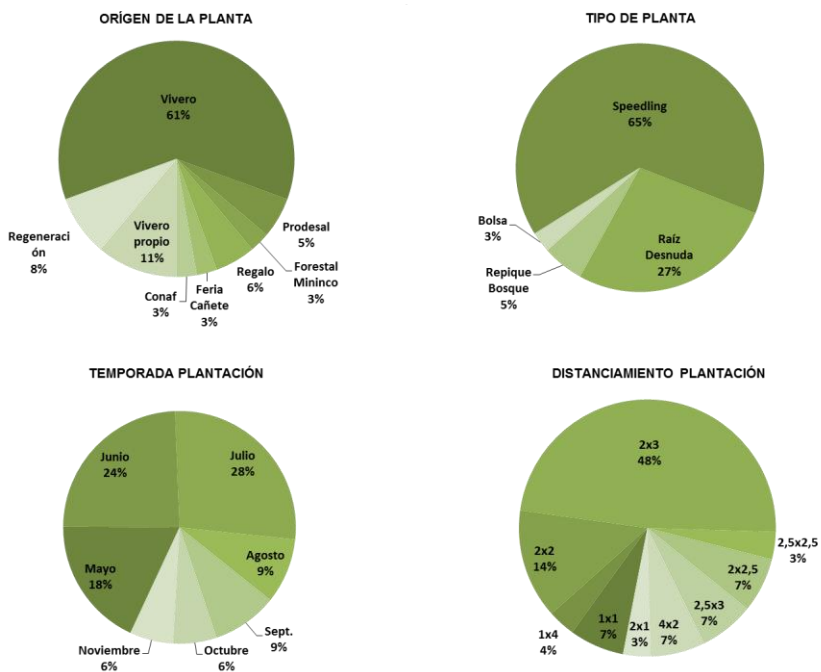


Figura N° 6
ANTECEDENTES DE LA PLANTA Y LABORES DE PLANTACIÓN UTILIZADA POR PEQUEÑOS PROPIETARIOS

Consultados por la faena de fertilización en la plantación forestal, la mayoría de los pequeños propietarios respondieron afirmativamente (67%), no obstante, un alto 33% no realiza fertilización.

Respecto del fertilizante utilizado, existe una gran variedad de distintos productos, un porcentaje predominante (31%) utiliza el llamado fertilizante mezcla forestal que es una formulación comercial que se vende en el mercado, no obstante, un porcentaje similar responde que no sabe que fertilizante utilizó (Figura N° 7).

Tomando como base el llamado fertilizante mezcla forestal, se indagó respecto de la dosis utilizada al momento de plantar, obteniendo nuevamente una amplia variedad de respuestas que indican que una cuarta parte de los propietarios no sabe qué dosis aplicó y el resto presenta variaciones de hasta un 300% en la cantidad de fertilizante. La dosis recomendada para esta mezcla es aproximadamente 100 g por planta (García *et al.*, 2002b), y para este caso de análisis solo la opción *vaso de yogurt* se acerca a lo recomendado.

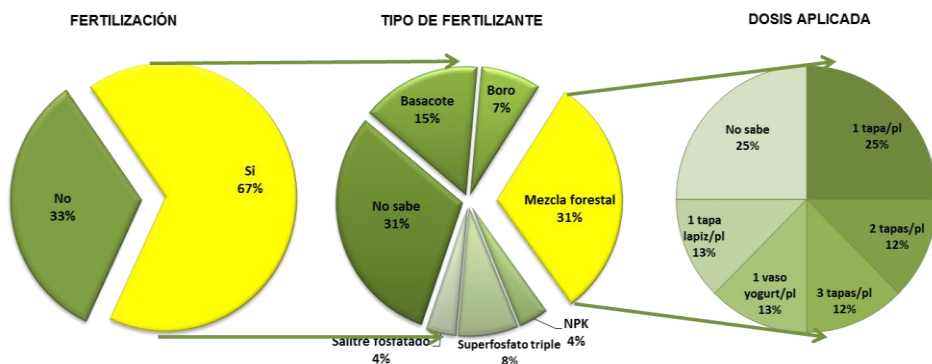


Figura N° 7
ANTECEDENTES DE FAENA DE FERTILIZACIÓN UTILIZADA EN PLANTACIÓN FORESTAL

Posteriormente se analizó la faena de control de maleza en el establecimiento de la plantación forestal (Figura N° 8). Solo un 27% de los propietarios realizó un control de maleza previo a la plantación, el cual se ejecutó mayoritariamente en forma manual.

Es importante recordar que el control de maleza se considera como una de las faenas prioritarias para el éxito de una plantación forestal (Álvarez *et al.*, 2004).

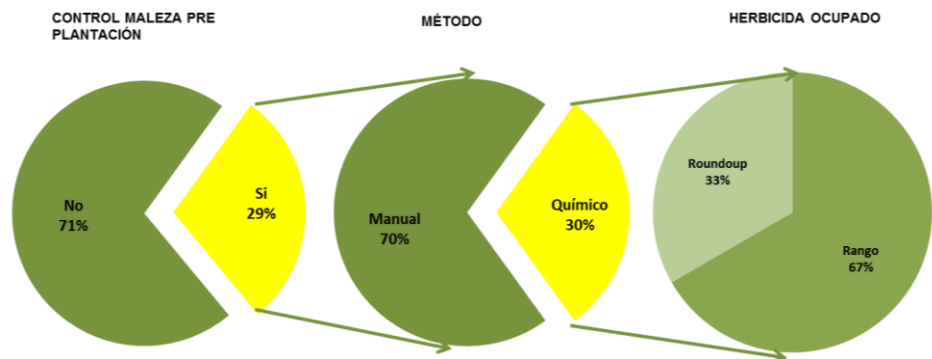


Figura N° 8
ANTECEDENTES DE FAENA DE CONTROL DE MALEZA PRE PLANTACIÓN DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS

Tanto o más importante es el control de maleza posterior a la plantación, momento en que se establece la competencia directa de la vegetación herbácea con la planta recientemente instalada.

En la Figura N° 9 se observa que solo un 18% de los propietarios ejecutó un control de maleza después de instalada la planta, el cual se realizó principalmente en forma manual y especialmente durante el primer año de la plantación, solo un 29% repitió este control durante el segundo año.

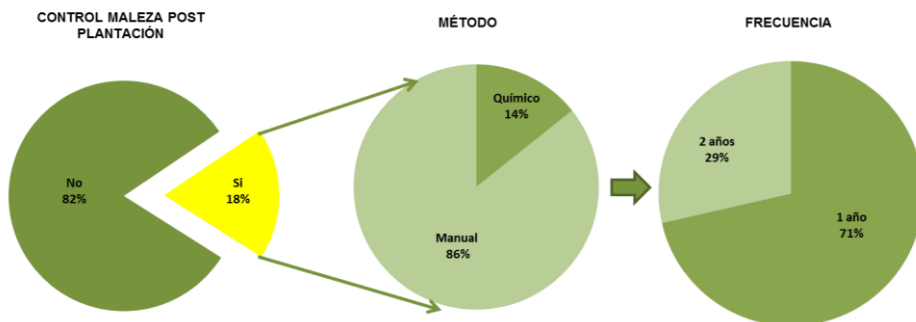


Figura N° 9
ANTECEDENTES DE FAENA DE CONTROL DE MALEZA POST PLANTACIÓN DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS

Una vez realizadas las consultas por las distintas actividades asociadas al establecimiento de una plantación, se les consultó por la actividad de replante. Se observa en la Figura N°10, que una amplia mayoría realizó una labor de replante en su predio (75%). La actividad de replante, consiste en el reemplazo de aquellas plantas que se murieron durante el verano y no fueron capaces de soportar la sequía, el calor y las condiciones de suelo adversas que les propone el establecimiento en terreno. Respecto de la intensidad de este replante, prácticamente un cuarto de los propietarios realizó un replante superior al 30% respecto del número de plantas iniciales.

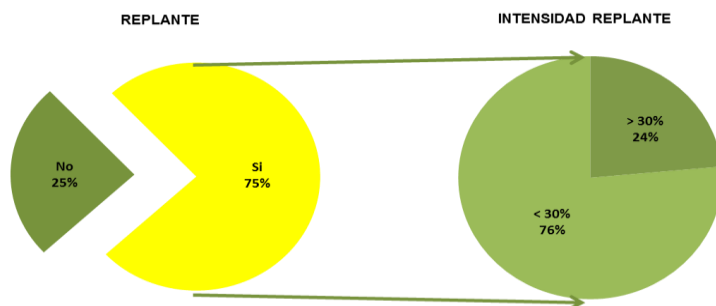


Figura N° 10
DATOS DE FAENA DE REPLANTE DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS

Manejo de Plantaciones

Para la mayoría de los propietarios el manejo aparece como una labor poco relevante en el desarrollo de una plantación y aquellos que consideran que tiene cierta incidencia en la calidad de los productos realizan algún tipo de faena, tanto en pino como en eucalipto. No obstante, al consultarles por labores más específicas, como raleo en las plantaciones de pino, solo un 14% respondió haberlo realizado en plantaciones factibles de ralear. La amplia mayoría no efectuó raleo en su plantación de pino. En cuanto al eucalipto, las actividades de manejo se refieren al manejo de rebrote de esta especie después de la corta.

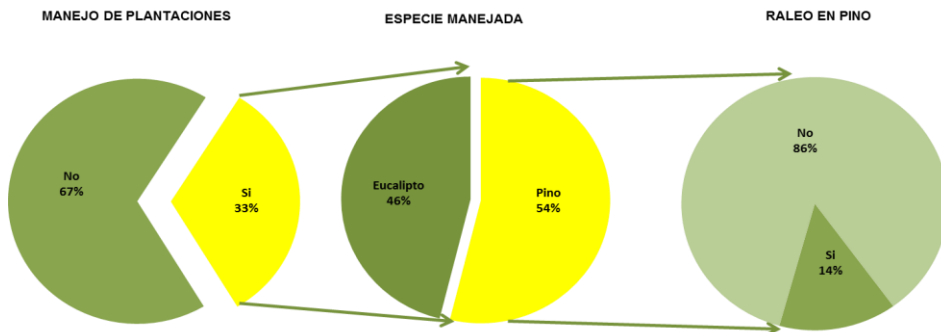


Figura N° 11
ANTECEDENTES DE MANEJO DE PLANTACIONES DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS

En lo que se refiere a la faena de poda en pino radiata (Figura N° 12), un 43% de los propietarios que realizaron manejo declaró haber realizado una poda en su plantación. Consultados por los objetivos de poda, un cuarto de ellos no sabe específicamente el objetivo y una proporción idéntica declara que es para la cosecha, solo la mitad de ellos se acerca al objetivo de la poda en pino radiata.

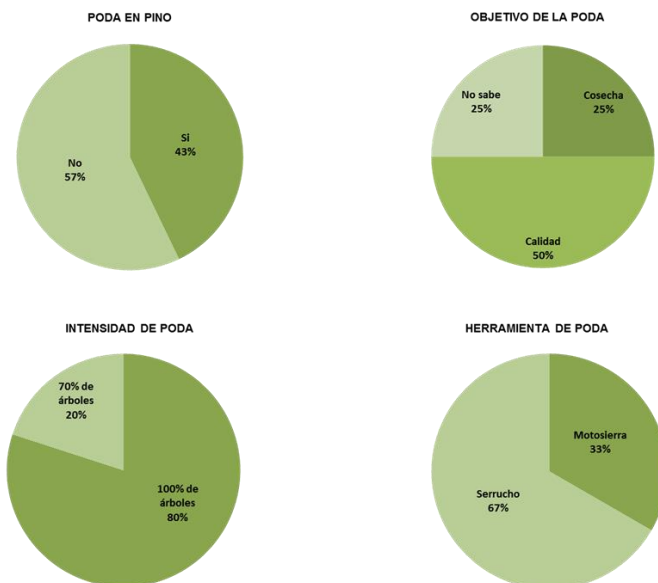


Figura N° 12
ANTECEDENTES DE FAENA DE PODA EN PINO RADIATA DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS

No obstante, respecto de la intensidad de poda, un porcentaje mayoritario realizó poda al 100% de los árboles presentes en la plantación, evidenciando un escaso conocimiento de la faena y su propósito. En relación a la herramienta de trabajo, un tercio de ellos lo realiza con una motosierra, lo que es técnicamente incorrecto y operacionalmente riesgoso. Además, de acuerdo a lo observado en terreno, el total de las podas realizadas estaban equivocadas en cuanto a la oportunidad de la intervención, siendo estas muy tempranas o muy tardías. Se aprecia una desconexión con el propósito de la poda, su frecuencia y la cantidad necesaria de intervenciones.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Los resultados entregados en este informe reflejan en forma detallada cómo la suma de factores explica las diferencias de calidad y productividad entre las plantaciones forestales de pequeños propietarios y aquellas pertenecientes a las empresas.

La falta de capacitación y de conocimientos específicos del rubro forestal son materias evidentes en esta radiografía extraída en estos grupos de trabajo, y la sumatoria de factores va produciendo un efecto negativo en la productividad de las plantaciones, ya que decisiones equivocadas por falta de conocimiento derivan en una pérdida económica irrecuperable en el periodo de rotación de los bosques. Uno de los aspectos llamativos y preocupantes es que esto ocurre en la Región del Bio Bio, que concentra casi el 40% de las plantaciones forestales del país, pero es el reflejo de las asimetrías tecnológicas y de conocimiento que existen entre las grandes empresas y los pequeños propietarios.

Dentro de las cifras más elocuentes destaca lo relativo a la gestión de plantación, un 94% de los pequeños propietarios lo hace por gestión directa en circunstancias que el 75% declara no haber recibido capacitación alguna. Inician así un proyecto de largo plazo, con los limitados recursos propios y con serias carencias tecnológicas, situación que conduce a plantaciones de baja calidad y escasa productividad. Evidencia de esto son los altos porcentajes de replante, lo que indica una plantación deficiente desde su origen.

La actual situación hace temer que estas brechas se mantengan o amplíen mientras los pequeños propietarios no cuenten con los conocimientos técnicos suficientes que les permitan una autosuficiencia en su gestión del recurso. Pino y eucalipto son las especies que cuentan con mayor respaldo tecnológico en términos de silvicultura, manejo y mejoramiento genético y la silvicultura intensiva aplicada en ellas genera una alta productividad de las plantaciones. No obstante, estas técnicas no llegan a los pequeños propietarios, dados sus escasos recursos y la insuficiente transferencia y capacitación a la que pueden acceder.

La falta de manejo en las plantaciones de pino radiata o el manejo inadecuado y fuera de oportunidad representa un sombrío panorama para el futuro del recurso creado por este segmento de propietarios y para las expectativas económicas en torno a este.

Ciertamente los pequeños propietarios no cifran su ingreso económico en las plantaciones forestales, que son una opción de largo plazo en los suelos más pobres de sus predios, no obstante, la inversión y los esfuerzos son importantes. Con algo más de tecnología y capacitación estos esfuerzos debieran llevar a mejores resultados económicos y a una adecuada protección de suelos, elementos gravitantes en los predios pequeños y medianos propietarios.

Se concluye que los pequeños propietarios de la Provincia de Arauco, Región del Bio Bio, principal región del país en materia de desarrollo en plantaciones forestales, después de más de 50 años de desarrollo tienen un escaso conocimiento respecto de técnicas de establecimiento de plantaciones forestales y muy escaso en lo referente a manejo de estas, situación que explica en gran parte las brechas existentes. Urge así una intensificación de los programas de transferencia y capacitación de los organismos del Agro.

REFERENCIAS

AGRIMED - U. de CHILE, 2017. Atlas Agroclimático de Chile. Estado Actual y Tendencias del Clima. Tomo IV: Regiones del Bio Bio y la Araucanía. Universidad de Chile-FIA. Santiago, Chile. 136p.

Álvarez, J.; Venegas, R. y Pérez, C., 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. Revista Bosque 25 (2):57 -67.

García, E.; Sotomayor, A.; Silva, S. y Valdebenito, G., 2002a. Establecimiento de Plantaciones Forestales. *Eucalyptus* sp. Documento de Divulgación N° 18. INFOR-FDI. Santiago, Chile. 30p.

García, E.; Sotomayor, A.; Silva, S. y Valdebenito, G., 2002b. Establecimiento de Plantaciones Forestales. *Pinus radiata*, *Pinus ponderosa* y *Pseudotsuga menziesii*. Documento de Divulgación N° 17. INFOR-FDI. Santiago, Chile. 33p.

Grosse, H. y Rosselot, F., 2016. La Potencialidad de Nuevas Plantaciones Forestales en Chile. Revista Ciencia e Investigación Forestal 22 (1):77-89.

INFOR, 2013. Anuario Forestal 2013. Boletín Estadístico N° 140. Instituto Forestal. Santiago, Chile. 148p.

INFOR, 2018. Anuario Forestal 2018. Boletín Estadístico N° 163. Instituto Forestal. Santiago, Chile. 177p.

Sotomayor, A.; Helmke, E. y García, E. 2002. Manejo y Mantención de Plantaciones forestales. *Pinus radiata* y *Eucalyptus* sp. Documento de Divulgación N° 23. INFOR-FDI. Santiago, Chile. 56 p.

ANÁLISIS DE LA EMERGENCIA DE PLÁNTULAS DURANTE LA VIVERIZACIÓN DE UNA COLECCIÓN DE SEMILLAS DE 418 FAMILIAS DE *Araucaria araucana*

Gutiérrez, Braulio²

RESUMEN

Se evalúa la emergencia de plántulas durante la viverización operacional de semillas de 418 familias de *Araucaria araucana*, clasificadas en 5 estratos ecológico-genéticos y caracterizadas en función de la incidencia de la enfermedad "daño foliar de la araucaria" en las madres desde donde se obtuvo las semillas.

Se observa que la emergencia de plántulas de las familias andinas es más lenta, pero alcanza valores mayores que en las familias costeras (81,4 y 77,9%, respectivamente).

Tanto en los distintos estratos por separado, como a nivel conjunto, la emergencia de plántulas exhibe relación directa con el tamaño de las semillas.

Respecto a las variables que caracterizan el daño foliar de los árboles semilleros, no se observan tendencias evidentes que las relacionen con la emergencia de plántulas.

Palabras clave: *Araucaria araucana*, Semillas.

SUMMARY

The emergence of seedlings during an operational plant production program, from seeds of 418 progenies of *Araucaria araucana*, is evaluated. The progenies were classified in 5 ecological-genetic strata and characterized according to the incidence of the disease "foliar damage of the araucaria" on the mother-trees from where the seeds were obtained.

It is observed that the emergence of seedlings of Andean families is slower, but reaches higher values than in coastal families (81.4 and 77.9% respectively).

So in the different strata separately, as a joint level, the emergence of seedlings had a direct relationship with the size of the seeds.

Regarding to the variables that characterize the foliar damage of the seed trees, no evident tendencies that relate them to the emergence of seedlings were observed.

Keywords: *Araucaria araucana*, Seeds

² Instituto Forestal, Sede Bio Bio. bgutierrez@infor.cl

INTRODUCCIÓN

La araucaria (*Araucaria araucana* (Molina) K. Koch) es una especie emblemática del bosque nativo chileno, sobre la que se realizan prácticas ancestrales asociadas a la alimentación del pueblo pehuenche, está declarada monumento natural, protegida por la convención CITES y constituye un patrimonio nacional que contribuye a la belleza escénica del paisaje y a la protección de las cuencas altas de las regiones de la Araucanía, Bio Bio y los Ríos.

Atendiendo a las amenazas que se ciernen sobre esta especie, particularmente al fenómeno de declinación de origen desconocido denominado como daño foliar de la araucaria (DFA), que se encuentra difundido en toda su área de distribución natural y que prolifera con inusitada rapidez, se ha despertado una gran preocupación que moviliza a distintas entidades, que bajo la coordinación de CONAF buscan desde hace algunos años dar solución a este problema. En este contexto y en el marco del proyecto “*Sistema de monitoreo de ecosistemas forestales*” (SIMEF), financiado por FAO a través del Fondo Mundial para el Medioambiente (GEF), se decidió cooperar a este esfuerzo desde una nueva óptica, implementando una iniciativa de migración asistida cuyo objetivo es salvaguardar la diversidad genética y el potencial evolutivo de la especie, mediante el establecimiento de bancos de conservación *in vivo*, estructurados como ensayos de progenies y procedencias fuera del área de distribución natural de la especie. Tales bancos representarán la mayor parte de la diversidad genética de la especie y permitirán obtener material para propagación, mejoramiento, estudios genéticos, sanitarios y otros que contribuyan a la conservación de la especie. Los bancos estarán disponibles para el uso de la comunidad académica y de otras entidades o instituciones vinculadas o interesadas en la conservación de los recursos genéticos forestales.

Para obtener el resultado propuesto, la iniciativa de resguardo genético implementó en el verano-otoño de 2018 una colecta de semillas en las cinco macrozonas (poblaciones o estratos ecológico- genéticos) que conforman el área de distribución natural de araucaria, lo que permitió obtener semillas de un total de 418 árboles madres individuales. La colección de semillas obtenida fue viverizada por personal especializado del Vivero Carlos Douglas de Forestal Mininco SA, para generar las plantas que constituirán el banco de conservación *in vivo*. En tal contexto, en el presente documento se entrega información compilada durante el proceso de viverización, particularmente la derivada del monitoreo de emergencia de plántulas. Estos antecedentes, ordenados por macrozona, predio y sector de colecta, se presentan en este artículo, donde también se incluye información referente a la relación entre el tamaño de las semillas y la emergencia de plántulas y las eventuales relaciones entre los niveles de afectación por DFA en los árboles madres y la posterior emergencia de plántulas desde sus semillas.

ANTECEDENTES GENERALES DE LA REPRODUCCION DE ARAUCARIA

Araucaria araucana es una especie dioica, es decir, presenta las estructuras reproductivas masculinas y femeninas en árboles separados, aunque ocasionalmente se presentan individuos monoicos que portan simultáneamente flores masculinas y femeninas; según referencias citadas por Olave (2015) el 1% de los árboles correspondería a esta última situación.

Los amentos o flores masculinas aparecen entre agosto y septiembre, se ubican en la porción terminal de las ramas y poseen numerosas escamas punzantes, espiraladas, densamente imbricadas que al abrirse liberan abundante polen.

Las flores femeninas, o estróbilos, son conos esféricos 15 a 20 cm de diámetro, compuestos por numerosas escamas coriáceas y punzantes. Estos conos femeninos se localizan en los extremos de las ramas nuevas y comienzan a desarrollarse hacia finales de noviembre (Marticorena y Rodríguez, 1995; Rodríguez *et al.*, 1983). La polinización es anemófila, ocurre a fines de primavera o principios de verano cuando el viento traslada el polen disponible en nubes compactas desde las flores masculinas a las femeninas. Después de la fertilización el cono

femenino se lignifica y endurece, para luego abrirse y diseminar las semillas 16 a 18 meses post fertilización (Muñoz, 1984; Marticorena y Rodríguez, 1995).

Cada cono produce entre 120 y 200 semillas, las cuales son relativamente grandes y pesadas (200 a 300 unidades por kilogramo). La cosecha de semillas se realiza en los meses otoñales de marzo y abril, siendo colectada desde el suelo o trepando los árboles (Benítez, 2005).

Donoso (1993) indica que la madurez reproductiva de la especie ocurre aproximadamente a los 25 años, observándose que el máximo de formación de semillas y de floración ocurre con posterioridad a los 40 años.

Debido a su tamaño y peso la diseminación de las semillas se produce básicamente por gravedad, de modo que la mayoría de ellas cae en la vecindad inmediata en torno al árbol que las produjo (Caro, 1995; Muñoz, 1984). No obstante, existen especies animales (loros y ratones) que actúan como vectores que contribuyen a dispersar las semillas, al transportarlas hacia áreas alejadas del árbol madre (Olave, 2015).

Las semillas se caracterizan por perder rápidamente su viabilidad por deshidratación (90 a 120 días), por lo mismo se clasifican como semillas recalcitrantes, que no se les puede secar por debajo de 25-40% de contenido de humedad para almacenarlas por largos periodos Chávez *et al.* (1999), por cuanto estas se deterioran si su contenido de humedad se reduce demasiado o muy rápidamente (Troncoso, 2015).

Otra característica de las semillas es que presentan latencia fisiológica, no obstante, germinan con relativa facilidad tras el invierno, o al aplicarles un tratamiento pregerminativo de estratificación fría (Benítez, 2005; López *et al.*, 1986; Muñoz, 2010). Debido a esta situación, la siembra se efectúa normalmente durante el periodo otoñal, inmediatamente después de la colecta, emulando así las condiciones naturales de estratificación que se experimentan durante el invierno.

Según Donoso (1978, cit por Zavala, 2018) la germinación de la semilla es semi-hipogea, es decir los cotiledones son visibles, pero permanecen en el suelo; González *et al.* (2006) la describen como hipogea; otros autores describen la germinación como cryptógea (Burrows *et al.*, 1992; Burrows y Stockey, 1994 cit por Zavala, 2018); por su parte Salazar *et al.* (2000, cit. por Alvarado y Levett 2014) la describen como hipogea y criptocotilar.

El proceso de germinación se inicia entre 35 a 50 días después de la siembra y finaliza en un lapso de 35 a 45 días (González *et al.*, 2006). El proceso, desde la aparición de la radícula hasta la liberación de los cotiledones, fluctúa entre 15 y 20 días (Urrutia, 1986)

MATERIAL Y MÉTODO

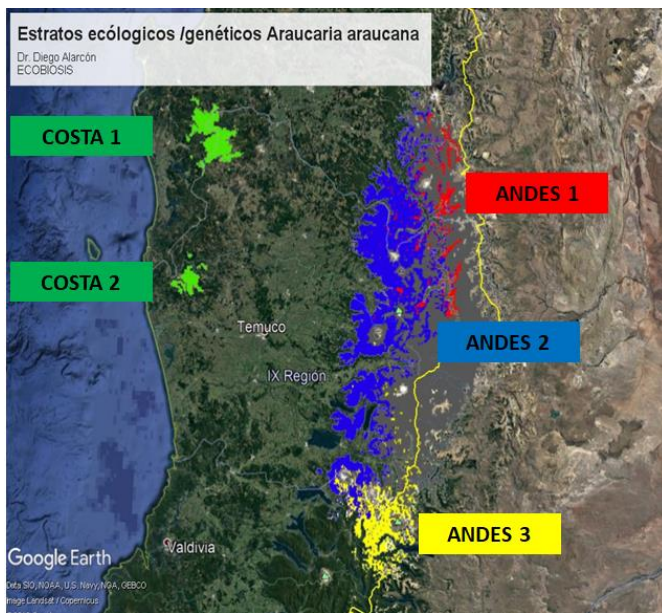
Colecta y Clasificación de Semillas

Durante el verano-otoño del año 2018 se implementó una campaña de colecta de semillas de árboles individuales de araucaria en toda el área de distribución natural de la especie. Se colectó semillas de 418 árboles, obteniéndose igual número de lotes familiares que se identificaron, evaluaron y sembraron en forma individual, manteniendo siempre la identificación del árbol madre.

Junto con la obtención de las semillas se registró información del árbol donante, particularmente ubicación, coordenadas y variables descriptivas del nivel de daño foliar exhibido por cada árbol colectado.

Las coordenadas de cada individuo se superpusieron en el plano de definición de estratos ecológicos/genéticos desarrollado por Alarcón (2019) (documento en preparación), lo que

permitió clasificar los lotes de semillas en los 5 estratos o macrozonas que se muestran en la Figura N° 1. Estas macrozonas se utilizaron posteriormente para agrupar la información de la emergencia de plántulas de las 418 familias evaluadas.



(Fuente: Alarcón, 2019 documento en preparación)

Figura N° 1
CLASIFICACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN NATURAL DE *Araucaria araucana*
EN TRES ESTRATOS ECOLÓGICOS/GENÉTICOS

Respecto a la incidencia de daño foliar, cada árbol fue caracterizado en función de las variables y rangos definidos por Reyes *et al.* (2017), las cuales se sintetizan en el Cuadro N° 1. Esta información se utilizó para evaluar la existencia de relaciones entre el daño y la emergencia de plántulas.

Cuadro N° 1
VARIABLES UTILIZADAS PARA CARACTERIZAR EL DAÑO FOLIAR EXHIBIDO POR LOS ÁRBOLES
DESDE DONDE SE OBTUVO LA COLECCIÓN DE SEMILLAS

Variables de Daño			
	Categoría	Localización	Proporción de Copa Afectada (%)
Rangos	Sano	Sano	0
	Una rama clorótica	Parte baja de copa	<25
	Más de una rama clorótica	Parte media de copa	25 a 50
	Menos de un tercio sano	Tercio superior de copa	50 a 75
	Muerto	Toda la copa	>75

(Fuente: Reyes *et al.*, 2017)

Posteriormente, las semillas de cada familia fueron evaluadas en laboratorio, en términos de tamaño y peso, información que para efectos de este análisis se sintetizó en la variable número de semillas por kilo de semilla limpia. Posteriormente se correlacionó esta variable con la emergencia de plántulas, tanto a nivel de familias individuales como agrupadas en estratos ecológicos-genéticos (macrozonas).

Emergencia de Plántulas y Análisis de Datos

Una vez colectada, la colección de semillas se mantuvo almacenada en cámara de frío a temperatura de 3°C hasta el momento de su siembra, en junio de 2018. La siembra se realizó en invernadero, en dependencias del Vivero Carlos Douglas de Forestal Mininco S.A., usando bandejas contenedoras de plástico con 104 cavidades de 125 cc y corteza de pino compostada como sustrato (Figura N° 2). En función de la cantidad de semillas de cada familia se sembró entre 1 y 2 bandejas para cada una de ellas, registrando el número de semillas sembradas e identificando individualmente las bandejas con el código correspondiente al lote familiar de semillas. El proceso de viverización se efectuó de acuerdo a protocolos y estándares de calidad del vivero.



Figura N° 2
SIEMBRA DE SEMILLAS (arriba) Y VISTA GENERAL DE LA SIEMBRA (abajo)

La emergencia de plántulas se monitoreó en dos ocasiones, octubre de 2018 y enero de 2019, tras 4 y 7 meses transcurridos desde la siembra. En ambas ocasiones se procedió al conteo de la totalidad de las plántulas de cada familia.

Estos datos expresados en porcentaje respecto al número de semillas sembradas por familia, se agruparon a nivel de procedencias y macrozonas para presentarlos en tablas y cuadros; la misma información a nivel de macrozonas se relacionó con parámetros de la semilla, específicamente con su tamaño expresado en número de semillas por kilo, mediante gráficos y coeficientes de correlación línea.

El mismo procedimiento se utilizó para representar las eventuales relaciones entre la emergencia de plántulas y los parámetros descriptivos del daño observado en los árboles desde donde tales semillas fueron obtenidas.

Es necesario aclarar que a diferencia de lo que suele ser habitual, en este artículo se analiza la emergencia de plántulas y no la germinación.

La primera corresponde a una situación más real que permite caracterizar el comportamiento de las semillas durante la viverización, pero constituye una respuesta física de la siembra más que fisiológica del proceso de germinación de las semillas. Ambas evaluaciones tienen aplicaciones y objetivos distintos.

Se debe entender que los resultados de un ensayo de germinación se realizan bajo condiciones ambientales óptimas para que el proceso se produzca y estos se utilizan para precisar requerimientos de pretratamientos en las semillas y, por lo tanto, los valores de emergencia de plántulas en vivero o terreno no tienen por qué ser los mismos que entrega el análisis de germinación en laboratorio.

Lo normal es que la emergencia de plántulas sea menor porque, difícilmente, las condiciones ambientales de un vivero son del todo las ideales para que se produzca la germinación (Escobar, 2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Colecta y Clasificación de Semillas

Se colectó semilla de un total de 418 árboles, de ellos 47 corresponden a la distribución costa y 371 a la distribución andina (Cuadro N° 2).

En la colección evaluada, el número de semillas por kilogramo, variable que orienta respecto al tamaño de las semillas, alcanza un valor promedio de 266.

Este parámetro fluctúa ampliamente entre familias, las semillas más grandes corresponden a una familia de la macrozona ANDES1 con 144 unidades por kilogramo, mientras que las más pequeñas se encuentran en una familia de COSTA2 con 505 unidades por kilo.

Los valores medios de las familias agrupados a nivel de macrozonas evidencian que las semillas de la zona andina (264 unidades por kilogramo) son de mayor tamaño que las semillas de las procedencias costeras (282 unidades por kilogramo), situación que se expresa gráficamente en la Figura N° 3.

Cuadro N° 2
DETALLE DEL NÚMERO DE FAMILIAS DE QUE COMPONEN LA COLECCIÓN DE SEMILLAS

Macrozona	Predio Sector	Familias Colectadas (N°)	Macrozona	Predio Sector	Familias Colectadas (N°)
COSTA 1	Nahuelbuta	21	ANDES 2	Pichimalín	5
	Cam A. P. E.A	1		Lonquimay	8
	Cam Caramavida-Trongol	1		Cuesta Las Raíces	8
	Camino a Cerro Anay	2		Marimenuco	8
	Camino a Piedra del Águila	3		Marimenuco	8
	Cerro Anay	1		PN Conguillío	46
	Desvío Cerro Anay	2		Captrén	9
	Estacionamiento	2		Centro de esquí	6
	Mirador	1		Conguillío	16
	Piedra del Águila	1		Conguillío sendero	2
	Portería Arauco	3		Conguillío-Cabañas	1
	Portería Malleco	1		Lago -Restaurant	1
	Primer cruce	2		Las Cabañas	2
Sendero Anay	1	Los Paraguas	4		
Subtotal COSTA 1	21	Nevados de Vilcún	2		
COSTA 2	Villa Araucarias	26	Sin Sector	3	
	La Cabaña	2	PN Huerquehue	32	
	Las Mercedes	1	Quinchol	32	
	Pte. El Diablo	23	PN Villarrica	3	
Subtotal COSTA 2	26	Chinay Palguín	2		
ANDES 1	RN Las Nalcas	35	Coñarípe	1	
	Guardería de Conaf	35	RN Las Nalcas	11	
	RN Ralco	68	C/ RN Las Nalcas	3	
	Adecahuín	15	Guardería de Conaf	8	
	Agua de la Argentina	6	RN Malacahuello	32	
	Caicune	5	Coloradito	10	
	Guardería de Conaf	3	Corralco	1	
	La mula	8	Corralco Guardería	3	
	La vega	3	Corralco Hotel	14	
	La vega c/ La mula	5	El trueno	2	
	La Vizcacha	1	Guardería Corralco	1	
	Los Chenques	1	Hotel Corralco	1	
	Piedra Santa	4	RN Ralco	29	
	Provile	12	Acceso Volcán	5	
	Sendero Laguna	2	Adecahuín	18	
	Sendero Vega	1	La Vega	4	
	SIN GPS	1	Ojo de Agua	2	
Vega Ralco	1	Subtotal ANDES 2	227		
Subtotal ANDES 1	103	ANDES 3	PN Villarrica	41	
ANDES 2	Icalma		38	Chianai-Palguín	1
	Huilinco		4	Mamulí Malal	22
	Pudu Mahuida	3	Puesco	18	
	Rincón K Icalma	28	Subtotal ANDES 3	41	
	Tiltico	3			
	Cruzaco	20	Subtotal COSTA (1 y 2)	47	
Cruzaco	10	Subtotal ANDES (1, 2 y 3)	371		
Cumillán	5	TOTAL	418		

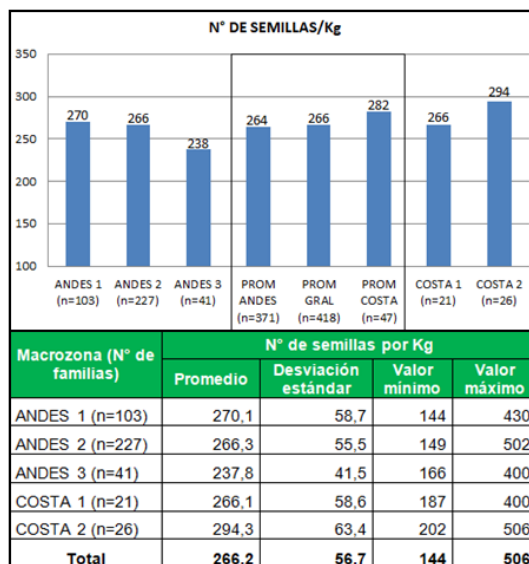


Figura N° 3
CARACTERIZACIÓN DEL NÚMERO DE SEMILLAS POR KILOGRAMO DE 418 FAMILIAS
AGRUPADAS SEGÚN MACROZONAS

Los valores obtenidos resultan coincidentes con los registrados en la bibliografía; el número medio de semillas por kilogramo de la colección evaluada es de 266,2, muy similar a las 260 unidades por kilogramo y 3,8 g/piñón que mencionan como valores medios Muñoz (1984) y Caro (1995). Respecto de la variación observada en el número de semillas por kilogramo, esta también es relativamente coincidente con la documentada en la bibliografía; Zavala (2018), en evaluaciones efectuadas durante tres años consecutivos en la localidad de Lonquimay, señala valores extremos de producción de semillas que fluctúan entre 190 y 523 unidades por kilogramo. El mismo autor menciona valores medios por árbol de 297 a 405 semillas por kilogramo. Por su parte, para el área costera Troncoso (2015) señala valores en el rango de 267 a 348 semillas por kilogramo para la población de Villa Las Araucarias. En ambos casos los valores registrados en zona andina y costera resultan más altos y denotan semillas más pequeñas que las obtenidas en la colección evaluada en este capítulo.

Las variaciones en el tamaño y producción de semillas han tratado de explicarse con distintos argumentos, siendo el más frecuente el que dice relación con la disponibilidad de recursos durante la fase reproductiva, señalándose que la producción de frutos y semillas está condicionada por los niveles de factores limitantes (Zavala, 2018).

En cuanto a las variables que describen la incidencia del daño foliar de la araucaria (categoría de daño, localización del daño y porcentaje de copa afectada) en los árboles desde los cuales se colectó la semilla, se observa una distribución similar para las cinco macrozonas evaluadas (Figura N° 4); en general los árboles de todas las familias y de todas las macrozonas se concentran en la categoría “más de una rama clorótica”, con el daño concentrado principalmente en la parte media y baja de la copa, y con una proporción de copa afectada que fluctúa entre 25 y 50%. De este análisis se desprende también que la enfermedad daño foliar de la araucaria se encuentra ampliamente difundida en toda el área de distribución natural de la especie, y que todos los árboles desde los que se cosechó semillas presentaban algún grado de afectación por esta.

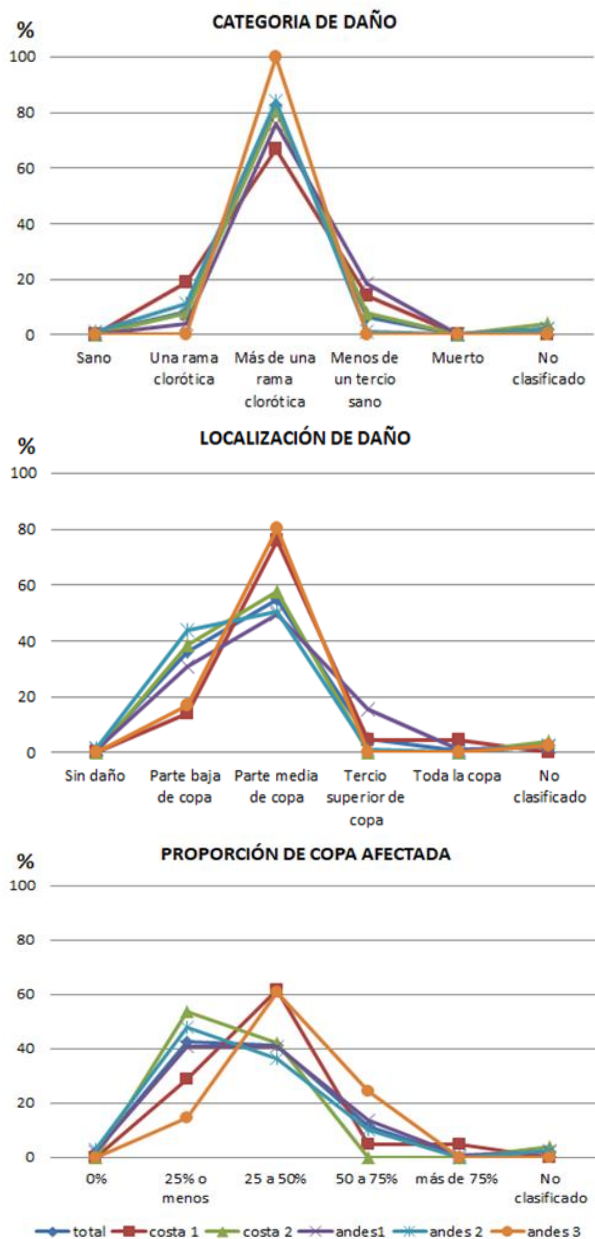


Figura N° 4
CARACTERIZACIÓN DE LA INCIDENCIA DE LA ENFERMEDAD DAÑO FOLIAR
EN LOS 418 ÁRBOLES DESDE DONDE SE OBTUVO LA COLECCIÓN DE SEMILLAS

Emergencia de Plántulas

La primera evaluación de emergencia de plántulas se efectuó en octubre de 2018, cuatro meses después de la siembra, y alcanzó un valor medio de 58,9% (Figura N° 5). En la ocasión se observó que en las procedencias costeras la germinación y emergencia de plántulas (68,1%) se manifiesta antes que en las procedencias andinas (57,8%).

En una segunda evaluación efectuada 7 meses post siembra, en enero de 2019, se constató un aumento general de la emergencia de plántulas, que subió de 58,9 a 81,1%. Este incremento fue de mayor envergadura para las procedencias andinas, las cuales a pesar de exhibir una germinación más lenta alcanzaron valores de emergencia de plántulas superiores a los de las procedencias costeras (Figura N°6; Cuadro N° 3).

Considerando la evaluación de enero 2019 (7 meses post siembra), en promedio la emergencia de plantas de los 418 lotes de semillas alcanzó a un 81%, siendo mayor en las semillas de la macrozona ANDES (81,4%) que en la macrozona COSTA (77,9%). En el primer caso el valor corresponde a 371 progenies con semillas que en promedio son algo más grandes que las de la costa (264 sem/Kg), mientras que en el caso de COSTA corresponde a 47 progenies que en promedio presentan 282 sem/Kg. El detalle de la emergencia de plántulas a nivel de predios y sectores dentro de cada macrozona se presenta en el Cuadro N° 4.



Figura N° 5
EMERGENCIA DE PLÁNTULAS

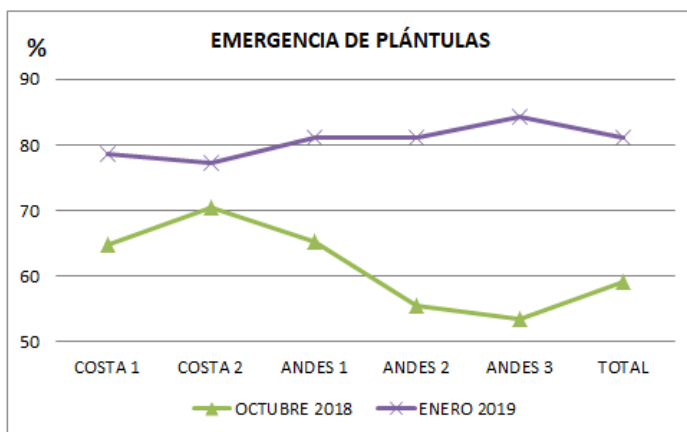


Figura N° 6
EMERGENCIA PROMEDIO DE PLÁNTULAS DE 418 FAMILIAS AGRUPADAS POR MACROZONAS
A LOS 4 Y 7 MESES POST SIEMBRA (SIEMBRA EN JUNIO DE 2018)

Cuadro N° 3
ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE EMERGENCIA DE PLÁNTULAS PARA 418 FAMILIAS
SEMBRADAS EN JUNIO 2018

Macrozona	Familias Colectadas (N°)	Parámetro	Semillas Sembradas por Familia (N°)	EmergenCIA de Plántulas (%)	
				Octubre 2018	Enero 2019
COSTA 1	21	PROM	187	64,8	78,6
		RANGO	[54-208]	[42,6-81,4]	[42,6-93,0]
COSTA 2	26	PROM	194	70,5	77,2
		RANGO	[108-208]	[33,0-91,5]	[34,6-97,5]
ANDES 1	103	PROM	202	65,1	81,0
		RANGO	[165-312]	[22,2-88,9]	[30,3-99,0]
ANDES 2	227	PROM	198	55,5	81,1
		RANGO	[78-208]	[13,1-89,1]	[32,2-98,5]
ANDES 3	41	PROM	198	53,5	84,2
		RANGO	[99-208]	[28,6-76,0]	[64,1-94,3]
TOTAL	418	PROM	198,2	59,1	81,0
		RANGO	[54-312]	[13,1-91,5]	[30,3-99,0]

Cuadro N° 4
EMERGENCIA DE PLÁNTULAS 418 FAMILIAS 4 Y 7 MESES POST SIEMBRA

Macrozona	Predio Sector	Familias Colectadas	Semillas Sembradas	Emergencia Plántulas			
				4 meses post siembra (Octubre 2018)		7 meses post siembra (Enero 2019)	
				(N°)	(N°)	(N°)	(%)
COSTA 1	Nahuelbuta	21	3.929	2.569	65,4	3.108	79,1
	Cam A. P. E.A	1	200	132	66,0	174	87,0
	Cam Caramavida-Trongol	1	202	98	48,5	129	63,9
	Camino a Cerro Anay	2	397	290	73,0	325	81,9
	Camino a Piedra del Águila	3	553	403	72,9	466	84,3
	Cerro Anay	1	202	122	60,4	183	90,6
	Desvío Cerro Anay	2	398	225	56,5	284	71,4
	Estacionamiento	2	315	199	63,2	252	80,0
	Mirador	1	54	23	42,6	23	42,6
	Piedra del Águila	1	208	155	74,5	170	81,7
	Portería Arauco	3	599	315	52,6	434	72,5
	Portería Malleco	1	200	139	69,5	172	86,0
	Primer cruce	2	400	307	76,8	314	78,5
Sendero Anay	1	201	161	80,1	182	90,5	
Sub total COSTA 1		21	3.929	2.569	65,4	3.108	79,1
COSTA 2	Villa Araucarias	26	5.058	3.551	70,2	3.891	76,9
	La Cabaña	2	398	238	59,8	289	72,6
	Las Mercedes	1	200	142	71,0	152	76,0
	Pte. El Diablo	23	4.460	3.171	71,1	3.450	77,4
Subtotal COSTA 2		26	5.058	3.551	70,2	3.891	76,9
TOTAL COSTA 1 Y 2		47	8.987	6.120	68,1	6.999	77,9

ANDES 1	RN Las Nalcas	35	7.083	4.862	68,6	6.205	87,6
	Guardería de Conaf	35	7.083	4.862	68,6	6.205	87,6
ANDES 1	RN Ralco	68	13.743	8.717	63,4	10.678	77,7
	Adecahuín	15	3.054	2.040	66,8	2.521	82,5
	Agua de la Argentina	6	1.202	498	41,4	714	59,4
	Caicune	5	1.005	686	68,3	870	86,6
	Guardería de Conaf	3	608	439	72,2	453	74,5
	La mula	8	1.621	1.054	65,0	1.249	77,1
	La vega	3	598	443	74,1	544	91,0
	La vega c/ La mula	5	1.022	715	70,0	928	90,8
	La Vizcacha	1	200	63	31,5	77	38,5
	Los Chenques	1	208	120	57,7	133	63,9
	Piedra Santa	4	807	534	66,2	599	74,2
	Proville	12	2.403	1.498	62,3	1.866	77,7
	Sendero Laguna	2	399	233	58,4	267	66,9
	Sendero Vega	1	200	135	67,5	170	85,0
SIN GPS	1	208	120	57,7	150	72,1	
Vega Ralco	1	208	139	66,8	137	65,9	
Subtotal ANDES 1		103	20.826	13.579	65,2	16.883	81,1

(Cuadro N° 4 continuación)

ANDES 2	Icalma	38	7.520	3.618	48,1	5.714	76,0
	Huillinco	4	707	382	54,0	559	79,1
	Pudu Mahuida	3	605	277	45,8	467	77,2
	Rincon K Icalma	28	5.608	2.613	46,6	4.188	74,7
	Tiltico	3	600	346	57,7	500	83,3
ANDES 2	Cruzaco	20	3.985	1.802	45,2	3.043	76,4
	Cruzaco	10	1.967	856	43,5	1.566	79,6
	Cumillán	5	1.014	548	54,0	746	73,6
	Pichimalín	5	1.004	398	39,6	731	72,8
ANDES 2	Longuimay	8	1.612	1.055	65,4	1.325	82,2
	Cuesta Las Raíces	8	1.612	1.055	65,4	1.325	82,2
ANDES 2	Marimenuco	8	1.607	1.039	64,7	1.343	83,6
	Marimenuco	8	1.607	1.039	64,7	1.343	83,6
ANDES 2	PN Conguillio	46	9.018	4.671	51,8	7.717	85,6
	Captrén	9	1.801	981	54,5	1.590	88,3
	Centro de esquí	6	1.191	693	58,2	1.012	85,0
	Conguillio	16	3.022	1.436	47,5	2.570	85,0
	Conguillio sendero	2	401	228	56,9	368	91,8
	Conguillio-Cabañas	1	201	106	52,7	174	86,6
	Lago -Restaurant	1	198	144	72,7	171	86,4
	Las Cabañas	2	408	119	29,2	369	90,4
	Los Paraguas	4	792	459	58,0	602	76,0
	Nevados de Vilcún	2	407	200	49,1	328	80,6
	Sin Sector	3	597	305	51,1	533	89,3
ANDES 2	PN Huerquehue	32	6.336	3.569	56,3	5.338	84,2
	Quinchol	32	6.336	3.569	56,3	5.338	84,2
ANDES 2	PN Villarrica	3	601	305	50,7	545	90,7
	Chinay Palguín	2	399	186	46,6	360	90,2
	Coñaripe	1	202	119	58,9	185	91,6
ANDES 2	RN Las Nalcas	11	2.192	1.400	63,9	1.731	79,0
	C/ RN Las Nalcas	3	608	352	57,9	486	79,9
	Guardería de Conaf	8	1.584	1.048	66,2	1.245	78,6
ANDES 2	RN Malalcahuello	32	6.238	3.665	58,8	4.830	77,4
	Coloradito	10	1.959	1.296	66,2	1.549	79,1
	Corralco	1	200	115	57,5	142	71,0
	Corralco Guardería	3	590	254	43,1	461	78,1
	Corralco Hotel	14	2.721	1.535	56,4	2.116	77,8
	El trueno	2	377	210	55,7	239	63,4
	Guardería Corralco	1	196	120	61,2	157	80,1
	Hotel Corralco	1	195	135	69,2	166	85,1
ANDES 2	RN Ralco	29	5.817	3.687	63,4	4.855	83,5
	Acceso Volcán	5	1.011	502	49,7	838	82,9
	Adecahuín	18	3.618	2.398	66,3	3.019	83,4
	La Vega	4	800	602	75,3	654	81,8
	Ojo de Agua	2	388	185	47,7	344	88,7
Subtotal ANDES 2		227	44.926	24.811	55,2	36.441	81,1
ANDES 3	PN Villarrica	41	8.119	4.329	53,3	6.834	84,2
	Chianaf-Palguín	1	200	95	47,5	162	81,0
	Mamuil Malal	22	4.398	2.255	51,3	3.623	82,4
	Puesco	18	3.521	1.979	56,2	3.049	86,6
Subtotal ANDES 3		41	8.119	4.329	53,3	6.834	84,2
TOTAL ANDES 1, 2 Y 3		371	73.871	42.719	57,8	60.158	81,4
TOTAL GENERAL		418	82.858	48.839	58,9	67.157	81,1

La emergencia de plántulas observadas es alta y se condice con los mejores valores de capacidad germinativa reportada para la especie en la bibliografía, particularmente para los procesos de viverización con semilla sometida a tratamientos pregerminativos.

En efecto, existen variados antecedentes de germinación de semillas de *Araucaria araucana* en ensayos de laboratorio, siembra directa en campo y siembra en vivero, los que, si bien son muy variables, coinciden en señalar valores relativamente alto durante la viverización.

Echeverría *et al.* (2004) menciona valores de 2% a 33% en operaciones de siembra directa en terreno y viverización, respectivamente.

Donoso y Cabello (1978) determinaron una capacidad germinativa de 56%, para semillas proveniente de la provincia de Cautín sin tratamientos pregerminativos.

Muñoz (2010), informa valores de 51 a 89% para semilla sin tratar y estratificada, respectivamente.

Sanguinetti y Kitzberger (2009, cit. por Duplancic, 2011), obtuvieron una capacidad germinativa de entre 60 y 95% para siembras directas con exclusión de depredadores vertebrados.

Zavala (2018) citando diversas fuentes menciona valores de germinación de 70 a 82%.

Otros autores citados por Duplancic (2011) señalan germinación en vivero de 70%, y de hasta 100% en algunos ensayos de producción de plantas en vivero.

Relación entre Emergencia de Plántulas, Tamaño de Semillas y Nivel de Daño Foliar en Árboles Madres

A nivel de árboles individuales se observa que los lotes que cuentan con menos semillas por kilogramo (semillas más grandes) tienen una mayor emergencia de plántulas que los lotes con más semillas por kilo (semilla más pequeña).

La misma tendencia general se observa en las macrozonas de Costa y Andes. La correlación entre ambas variables es escasa y ligeramente negativa (Figura N° 7).

La relación observada es reconocida en el ámbito de la viverización de plantas, sobre este particular Escobar (2007) indica que generalmente las semillas más pequeñas de una muestra tienen menor viabilidad y mayor latencia que las intermedias y más grandes.

La práctica de calibrar la semilla y preferir la más grande para producir plantas suele implementarse en los viveros y para algunas especies, entre ellas eucaliptos, muchos viveristas evitan utilizar en el proceso de siembra las semillas de menor calibre (más pequeñas) las cuales consideran desecho.

En cuanto a la relación entre emergencia de plántulas y variables descriptivas del daño foliar en los árboles fuente de semillas, se observa una tendencia opuesta entre los árboles de las macrozonas Costa y Andes.

En la primera se aprecia una tendencia natural a que los árboles con mayor incidencia de daño exhiban menor emergencia de plántulas, pero esta tendencia se manifiesta en forma opuesta en los árboles de la macrozona Andes (Figura N° 8).

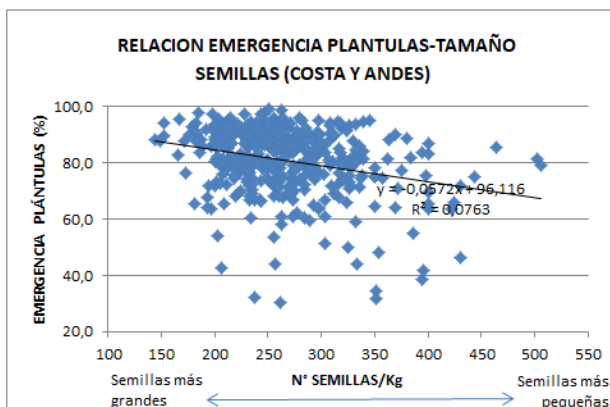
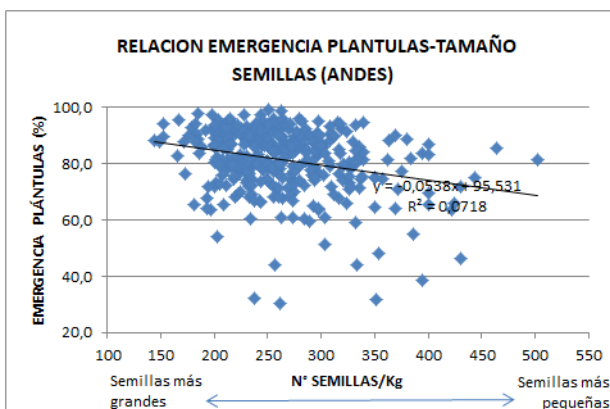
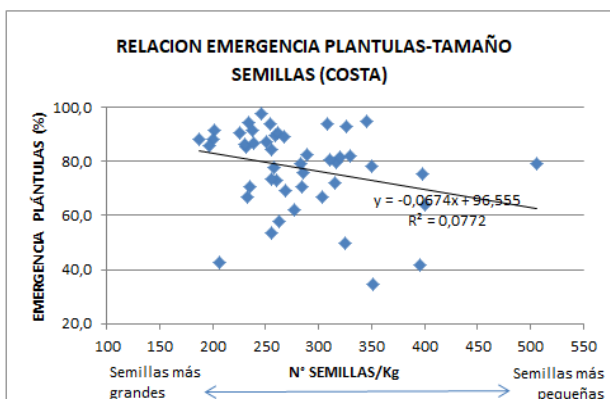
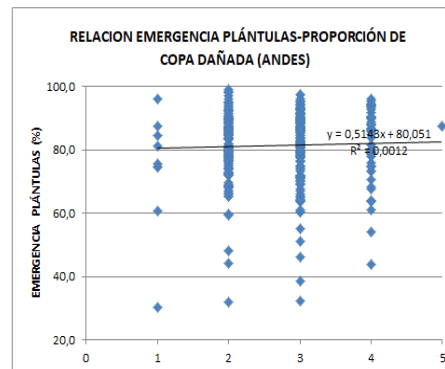
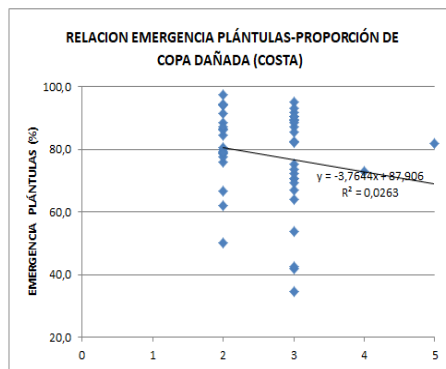
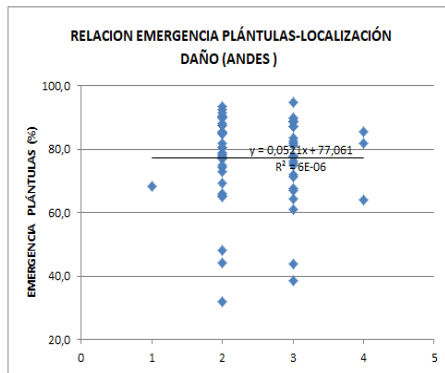
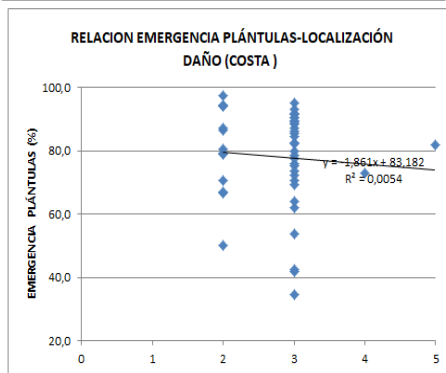
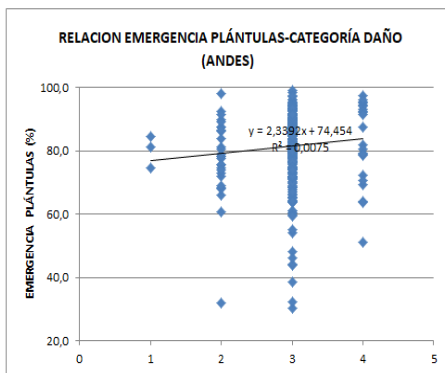
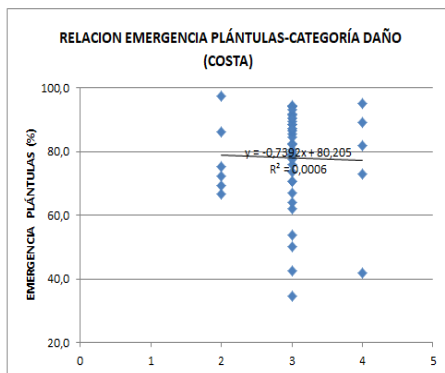


Figura N° 7
RELACIÓN ENTRE EMERGENCIA DE PLANTAS Y NÚMERO DE SEMILLAS POR KILOGRAMO



CATEGORÍA DAÑO

- 1=Sano
- 2=Una rama clorótica
- 3=Más de una rama clorótica
- 4=Menos de un tercio sano
- 5=Muerto

LOCALIZACIÓN DAÑO

- 1=Sano
- 2=Parte baja de copa
- 3=Parte media de copa
- 4=Tercio superior de copa
- 5= Toda la copa

PROPORCIÓN DE COPA DAÑADA

- 1= 0%
- 2= <25%
- 3= 25 a 50%
- 4= 50 a 75%
- 5= >75%

Figura N° 8

RELACIÓN ENTRE EMERGENCIA DE PLÁNTULAS Y DAÑO FOLIAR EN ARBOLES FUENTE DE SEMILLA

En la práctica las relaciones observadas parecen ser circunstanciales, observándose gran variación en la emergencia de plántulas dentro de cada valor de las variables que caracterizan al daño (categoría, localización y proporción de copa afectada). Por lo mismo, las tendencias observadas estarían respondiendo más bien al número de árboles en cada nivel y no al nivel propiamente tal.

Análogamente las diferencias entre Costa y Andes obedecerían a esta misma situación, por cuanto entre los árboles de Costa no se registran individuos en el nivel 1 de las variables categoría de daño, localización del daño y proporción de copa afectada; situación que sí ocurre entre los árboles de la macrozona Andes.

CONCLUSIONES

Existe una natural variación en la emergencia de plantas entre las distintas familias de araucaria. No obstante, los valores son relativamente altos y se condicen con la alta germinación que se reporta para la especie. La emergencia de plántulas, tanto para las semillas procedentes de las macrozonas Costa y Andes, sigue la tendencia general reportada para otras especies en cuanto a que las semillas de mayor tamaño germinan más y producen más plantas que las de tamaño menor.

A nivel de macrozonas, las semillas colectadas en árboles de poblaciones costeras resultaron de tamaño ligeramente menor y exhibieron una emergencia de plántulas más rápida que las semillas de la macrozona Andes. No obstante, los valores de emergencia de plántulas fueron final y definitivamente mayores en las semillas colectadas en poblaciones andinas, las que si bien emergieron más tarde experimentaron incrementos de emergencia en el tiempo mayores que los exhibidos en la macrozona Costa.

En cuanto a la incidencia del daño foliar de los árboles donantes de las semillas, no parece que este sea un factor que incida en la emergencia de plántulas. Al respecto debe tenerse en cuenta, que al momento de la colecta se privilegió a los que presentaban menores niveles de daño.

REFERENCIAS

- Alvarado, A. y Levet, O., 2014.** Manual de protocolos de producción de especies utilizadas por el programa de arborización. Corporación Nacional Forestal, Gerencia Forestal, Dpto. de Arborización. Santiago, Chile. 177 p.
- Benítez, C., 2005.** Viabilidad de las semillas y crecimiento inicial de plántulas de *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch de la Cordillera de Nahuelbuta en la IX región de Chile. Tesis, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales, Universidad Católica de Temuco. Temuco, Chile. 107 p.
- Caro, M., 1995.** Producción y dispersión de semillas de *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch, en Lonquimay. Memoria de título de Ing. Forestal. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agraria y Forestales. Santiago. Chile. 25-51.
- Chávez, A.; Mugridge, A.; Fassola, H.; Aleganza, D. y Fernandez, R., 1999.** Conservación refrigerada de semillas de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. *Bosque* 20(2): 117-124.
- Donoso, C. y Cabello, A., 1978.** Antecedentes fenológicos y de germinación de especies leñosas chilenas. Departamento de silvicultura. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile. 1: 31-41.
- Donoso, C., 1993.** Bosques Templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Primera Edición. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 484 p.
- Duplancic, M., 2011.** Germinación de semillas de *Araucaria araucana* provenientes del bosque xérico nortepatagónico. *Multequina* 20: 113-115. ISSN 1852-7329 on-line

Echeverría, C.; Zamorano, C. y Cortés, M., 2004. Conservation and restoration of monkey puzzle (*Araucaria araucana*) forest in Chile. Global Trees Campaign. Final Report. www.globaltrees.org/downloads/ChileReportS.pdf.

Escobar, R., 2007. Manual de viverización. Instituto Forestal, Centro Tecnológico de la Planta Forestal. Concepción, Chile. 230 p.

González, M.; Cortés, M.; Izquierdo, F.; Gallo, L.; Echeverría, C.; Bekkesy, S. y Montaldo, P., 2006. *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch. In Cuneo M eds. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 36-53.

López, H., Jiménez, G. y Reyes, B., 1986. Algunos antecedentes sobre cosecha, procesamiento y viverización de varias especies nativas. Revista Chile forestal. Documento técnico N°5.

Marticorena, C. y Rodríguez, R., 1995. Flora de Chile. Volumen I, *Pterydophyta-Gymnospermae*. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. Editorial Aníbal Pinto. 352pp.

Muñoz, R., 1984. Análisis de la productividad de semillas de *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch en el área de Lonquimay, IX Región. Tesis. Fac. Cs. Agrarias, Veterinarias y Forestales. Universidad de Chile. Santiago. Chile. 84 p.

Muñoz, F., 2010. Evaluación del almacenamiento, germinación de semillas y producción de plantas de *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch, procedentes de la comuna de Lonquimay, IX Región. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 49 p.

Olave, F., 2015. Efectos de la aplicación de cortas selectivas en bosques de *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch ubicados en la región de la Araucanía, Chile. Tesis Doctoral presentada en satisfacción de los requisitos necesarios para optar al grado de Doctor por la Universidad Internacional de Andalucía. Programa de Doctorado compartido Universidad de Andalucía- Universidad de Córdoba. España. 202 p.

Reyes, M.; Pinto, R. y Cruz, P., 2017. Estudios de prospección fitosanitaria en los bosques de *Araucaria araucana*, para determinar los niveles de afectación de daño foliar en los bosques de las regiones del Biobío, Araucanía y Los Ríos. UFRO-OTERRA. Presentación en seminario internacional International Meeting of the Araucaria. Pucón, Chile. 6-9 noviembre, 2017.

Rodríguez, R.; Matthei, O. y Quezada, M., 1983. Flora Arbórea de Chile. Concepción, Chile. Editorial de la Universidad de Concepción.

Troncoso, A., 2015. Evaluación del proceso de germinación de la especie *Araucaria araucana* (Mol.) Koch. proveniente del sitio prioritario de conservación de Villa Las Araucarias, Región de La Araucanía. Trabajo de Titulación presentado como parte de los requisitos para optar al Título de Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Valdivia, Chile. 46p.

Urrutia, J., 1986. Análisis bibliográfico y pictórico de semillas y sus procesos germinativos para 32 especies forestales nativas. Tesis, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 64pp.

Zavala, J. 2018. Análisis de la producción, germinación y viabilidad de semillas de *Araucaria araucana* (Molina) k. Koch, para tres años de fructificación y tres localidades de la comuna de Lonquimay, región de la Araucanía. Memoria para optar a título de Ingeniero Forestal. Universidad de Chile, facultad de Ciencias forestales y de Conservación de la naturaleza. Santiago, Chile. 29 p.

ABASTECIMIENTO DE SEMILLAS DE *Nothofagus alessandrii* CON CONSIDERACIONES GENÉTICAS

Santelices, Rómulo³; Espinoza, Sergio¹ y Cabrera, Antonio⁴

RESUMEN

Se presenta información y antecedentes de la especie ruil (*Nothofagus alessandrii*) con el objetivo de orientar e incluir consideraciones genéticas en el abastecimiento de semillas para sus programas de restauración.

Palabras clave: *Nothofagus alessandrii*, semillas, restauración, consideraciones genéticas.

SUMMARY

Information and background about ruil (*Nothofagus alessandrii*) is presented with the aim of to guide and include genetic considerations in the supply of seeds for their restoration programs.

Keywords: *Nothofagus alessandrii*; seeds; restoration, genetics considerations

³ Universidad Católica del Maule, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Centro del Secano

⁴ Universidad Católica del Maule, Vicerrectoría de Investigación y Posgrado, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Centro del Secano

INTRODUCCIÓN

La zona mediterránea de Chile, que se extiende desde la Región de Valparaíso hasta la del Bio Bio, se caracteriza por concentrar la mayor biodiversidad del país (Myers *et al.*, 2000). Allí, también se concentra la mayor densidad poblacional de Chile, con la consiguiente presión sobre los recursos naturales.

Como consecuencia, una característica de esta región es la transformación que ha sufrido el paisaje durante los dos últimos siglos, generando como resultado, entre otros aspectos, la reducción y fragmentación de los bosques naturales.

Así, el Bosque Maulino, formación vegetal característica como bosque de transición hacia aquellos más meridionales del tipo templado, ha sido uno de los más afectados y en forma particular lo han sido los bosques de *Nothofagus alessandrii* Espinosa, especie conocida corrientemente como ruiñ.

Los bosques de *N. alessandrii* son un ecosistema frágil que a comienzos del siglo XX fueron objeto de tala y quema (Donoso y Landaeta, 1983). Los bosquetes remanentes se encuentran muy fragmentados y están insertos en una matriz de plantaciones con especies alóctonas (Bustamante y Grez, 1995; Bustamante y Castor, 1998).

Considerando la situación de esta especie, hoy tiene una alta prioridad de conservación y el Estado de Chile la ha incorporado en los planes RECOGE (restauración, conservación y gestión), aunque no obstante siguen presentes los procesos antropogénicos que la han llevado a su actual estado de degradación.

Actualmente, está clasificada como una especie rara y en peligro de extinción (D.S. 151/2007 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia), e internacionalmente la IUCN la define como en peligro de extinción (Barstow *et al.*, 2017). Es una especie endémica de la Cordillera de la Costa de la Región del Maule (Santelices *et al.*, 2012a).

Uno de los factores de mayor riesgo señalado en el plan RECOGE son los incendios forestales, lo que quedó en evidencia en el periodo estival 2017, con lo que se llamó el incendio de Las Máquinas, que abarcó una superficie cercana a las 180.000 ha, entre ellas parte importante de los bosques de ruiñ.

Si bien es cierto que una característica de este particular ecosistema es su resiliencia, de hecho, después de casi un año de este disturbio se observa una fuerte rebrotación en la base de los fustes; sigue siendo un sistema muy frágil y amenazado.

Una opción para mejorar su actual condición sugiere la restauración de estos bosques y para ello una alternativa es introducir al sistema brinzales que lo rejuvenezcan y le den mayor vigor. Sin embargo, no existe plena claridad sobre las eventuales poblaciones o subpoblaciones, por lo cual se podría correr un riesgo de contaminación genética al introducir material inadecuado.

No solo la restauración es una de las tareas pendientes, también lo es la regeneración de estos bosques. No obstante, la información disponible para ello es insuficiente y aunque la legislación vigente contempla cierta normativa para estos efectos, ella carece de una base científica que la sostenga.

Por ello, el objetivo de este trabajo es entregar información sobre la especie, que permita orientar el abastecimiento de semillas para programas de restauración, con los debidos resguardos y consideraciones genéticas.

DESCRIPCIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LA ESPECIE

El ruil es un árbol caducifolio que puede alcanzar 30 m de altura y 1 m de diámetro (Rodríguez *et al.*, 1983; Rodríguez y Quezada, 2003), aunque en la actualidad la mayoría de los ejemplares no supera los 30 cm de diámetro (Figura N° 1). La especie tiene una corteza agrietada, con unas manchas blancas muy características, que son originadas por líquenes.

En los individuos jóvenes, con diámetros medios inferiores a 12,5 cm, corresponde a poblaciones de microlíquenes crustáceos *Lecanora albella* (Pers.) Ach. y en el caso de los adultos y diámetros superiores a 21,5 cm, de cortezas agrietadas y en sitios húmedos, se desarrolla el macrolíquén folioso *Parmotrema chinense* (Osbeck) Hale & Ahti. (Pereira y San Martín, 1998).

La copa es frondosa, piramidal y de color verde amarillento, que contrasta con la verde blanquecina de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser, especie con la que comparte el hábitat (San Martín *et al.*, 2013). Las hojas de *N. alessandrii* son de lámina simple, de posición alterna a subopuesta en las ramas, con una longitud entre 7 y 13 cm y un ancho de 4 a 9 cm (Rodríguez *et al.*, 1983; Rodríguez y Quezada, 2003). La forma es principalmente ovada con margen dentado espinuloso con 11 a 13 notables nervios secundarios rematando cada uno en un diente lateral del borde. El peciolo es relativamente variable con una longitud que puede variar de 0,5 a 12 cm, e inicialmente es acompañado por estípulas de forma oblonga a lanceoladas, pero que tempranamente se desprenden (San Martín *et al.*, 2013).

Se ha observado que a medida que aumenta la sombra, sus hojas tienden a tener mayor superficie, aunque este efecto no es tan claro en el área foliar específica (Santelices *et al.*, 2012b), lo que podría indicar algún grado de plasticidad para adaptarse a diferentes condiciones de luz en etapas tempranas.

La sexualidad de los individuos es diclina monoica, es decir, tienen flores unisexuales masculinas y femeninas (Rodríguez *et al.*, 1983; Rodríguez y Quezada, 2003). Siguiendo a San Martín *et al.* (2013), las flores masculinas y femeninas son axilares y se encuentran espacialmente separadas en los extremos superiores de ramas y del borde de la copa.

Las flores masculinas se encuentran en 3 a 4 grupos, portando cada uno 10 a 20 estambres exsertos o visibles a simple vista. Las flores femeninas se disponen en inflorescencias sésiles en una cúpula axilar y solitaria.

Cada cúpula porta 3 a 7 flores. En la madurez esta cúpula es piramidal, tetragona con cuatro valvas aovado - lanceoladas. Cada valva es recubierta por 5-7 apéndices lamelares cortos y en disposición imbricada. Este alto número de flores femeninas indicaría la antigüedad y primitivismo del taxón, respecto a las otras especies del género (Romero, 1986).

Su fruto corresponde a una nuez que contiene entre 3 y 7 semillas dimorfas, cortamente aladas, cónicas y de tres lados las dos laterales y comprimidas las del centro y las valvares (Rodríguez y Quezada, 2003; San Martín *et al.*, 2013).

El tamaño de las semillas es, en general, homogéneo y sólo se han observado diferencias significativas en la longitud de las dímeras y en el ancho de las trímeras. El peso de 1.000 semillas y la capacidad germinativa puede variar significativamente entre las procedencias (Cuadro N° 1) (Santelices *et al.*, 2009) y, en consecuencia, el número de semillas por kilogramo podría hacerlo de las 96.900 a las 140.845, un rango más amplio al señalado por Donoso y Cabello (1978) de 123.000 a 133.000 semillas por kilogramo.



Figura N° 1
EJEMPLAR ADULTO DE *Nothofagus alessandrii*

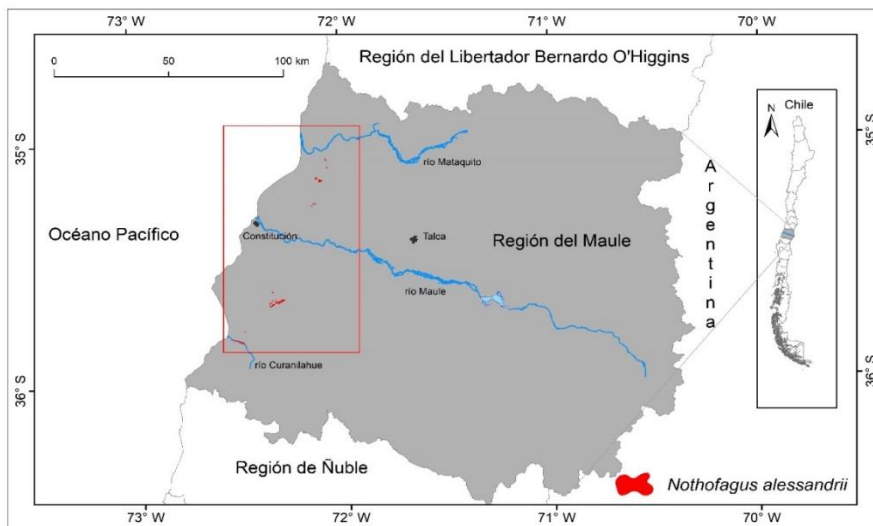
Cuadro N° 1
CARACTERÍSTICAS MORFO-FISIOLÓGICAS DE SEMILLAS DE *Nothofagus alessandrii*
DE DIFERENTES PROCEDENCIAS

Procedencia	Tamaño de las Semillas (mm)					Peso de 1000 Semillas (g)	Germinación (%)
	Dímeras			Trímeras			
	Largo	Ancho	Espesor	Largo	Ancho		
Lo Ramírez	6,2 ab	5,2 a	1,2 a	5,8 a	4,4 b	9,43 ab	98,3 a
Coipué	6,3 ab	5,3 a	1,3 a	6,0 a	5,0 ab	10,04 ab	78,6 ab
Quivolgo	5,5 b	5,1 a	1,1 a	5,6 a	4,3 b	7,21 c	76,4 ab
El Desprecio	6,1 ab	5,3 a	1,2 a	5,8 a	4,5 b	9,11 ab	96,2 a
El Corte	6,4 a	5,4 a	1,4 a	6,1 a	5,7 a	10,32 a	45,7 b

(Fuente: Santelices *et al.*, 2009). Letras distintas misma columna indican diferencias significativas $p < 0,05$.

Los bosquetes remanentes de *N. alessandrii* se distribuyen naturalmente sólo en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule, en dos grandes zonas interfluviales (Figura N° 2) (Santelices *et al.*, 2012a). La primera de ellas entre los ríos Mataquito y Maule y la segunda entre el Maule y el Curanilahue. La mayor humedad, la influencia marítima, el volumen de las precipitaciones, la orientación y la radiación solar indirecta y su menor efecto de insolación refleja que, en la actualidad, los bosques de ruil responden a otras condiciones de mayor humedad de carácter microclimático azonal como fue en el pasado y no al macroclima regional de carácter zonal. En efecto, su distribución es discontinua y relegada a sólo algunas laderas de exposición de umbría, en sitios de refugio en los que las quebradas representan un corredor para las neblinas vespertinas y matinales, así como del frío y húmedo viento marino (San Martín *et al.*, 2013),

favoreciendo los requerimientos de humedad de la especie. Si bien es cierto que se ha reportado una superficie remanente de 314 ha, los incendios del periodo estival del año 2017 afectaron parte importante de este recurso, estimándose cerca de un 55% afectado por el fuego (Valencia *et al.*, 2018).



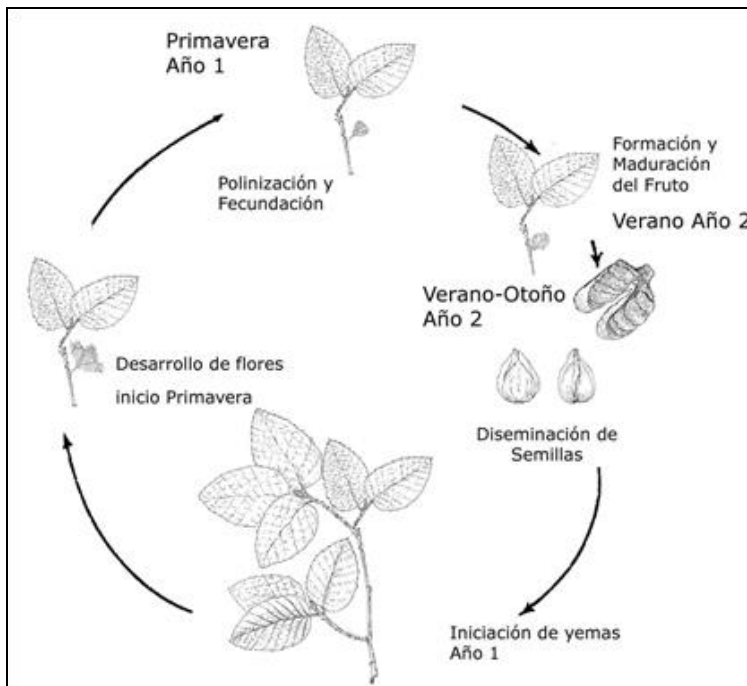
(Fuente: Modificado de Santelices *et al.*, 2012a)

Figura N° 2 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS BOSQUETES DE *Nothofagus alessandrii* AUTOECOLOGÍA DE LA REGENERACIÓN

De acuerdo a lo señalado por San Martín *et al.* (2013) y Rodríguez *et al.* (1983), las flores de *N. alessandrii* son inconspicuas, sexualmente diclinas y axilarmente ubicadas en los extremos terminales de las ramas de un mismo individuo. El carácter primitivo de sus estructuras, prácticamente carentes de envolturas protectoras, significa que no sean vistosas y la polinización sea fundamentalmente por el viento.

La hinchazón de las yemas florales se inicia a mediados de agosto y su explosión a fines del mismo mes e inicio de septiembre dando paso a la antesis o floración. La floración ocurre poco antes de la formación de las hojas y se extiende desde fines de agosto a principios de octubre, con mayor expresión a mitad de septiembre. Este hecho es coincidente con el estado de reposo de *N. glauca*, el cual expande sus yemas e inicia la floración cuando ya *N. alessandrii* ha desarrollado completamente su follaje. Tal asincronía evita una sobreposición de una lluvia polínica (San Martín *et al.*, 2013).

La fructificación y madurez de las semillas se inicia a fines de enero e inicios de febrero del año siguiente (Figura N° 3).



(Fuente: San Martín *et al.*, 2013)

Figura N° 3
CICLO BIANUAL DE REPRODUCCIÓN DE *Nothofagus alessandrii*

La morfología de las semillas (Figura N° 4) determina que el patrón de dispersión sea muy pobre y quede fundamentalmente reducido al medio terrestre aéreo-seco y no acuático o marino. Ello condiciona que este sea, principalmente, por gravedad (Hill y Jordan, 1993) y en una pequeña proporción por el viento.

Debido al tamaño de las alas y al obstáculo de árboles vecinos de la matriz, la anemocoría no es eficiente (San Martín *et al.*, 2013).

La diseminación de las semillas se inicia a fines de enero y se prolonga hasta febrero, incluso marzo en su distribución más meridional. La mayor caída ocurre en días iluminados con alta temperatura y con suave brisa. Esta lluvia de nueces con sus semillas es posible advertirla en el interior del bosque.

La producción de semillas se concentra en aquellas partes de la copa de los árboles expuestas a una mayor luminosidad, encontrándose también árboles con nula producción.

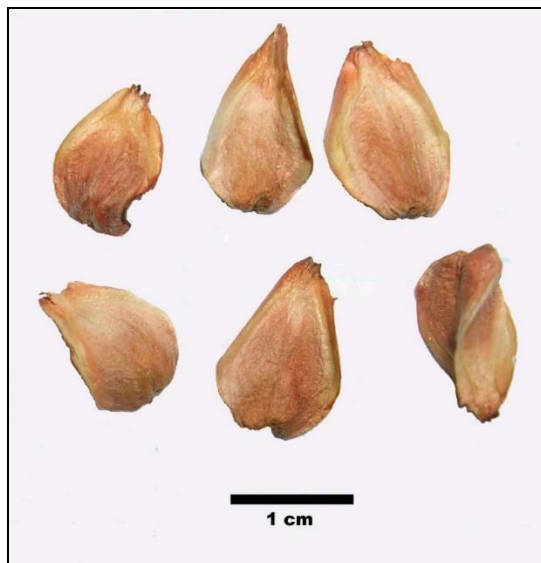


Figura N° 4
MORFOLOGÍA DE LAS SEMILLAS DE *Nothofagus alessandrii*

La colección de semillas es posible hacerla en forma manual y directamente del piso. Una forma práctica de cosecha consiste en extender mallas de plástico antes de la diseminación, lo que ayuda a recogerlas. Posterior a la limpieza y selección de las semillas es necesario asegurar su almacenamiento, para ello es recomendable utilizar envases de vidrio y mantenerlos en refrigeración a 4°C. Se desconoce el efecto del almacenamiento de las semillas en cuanto a la pérdida natural de viabilidad en el tiempo.

En la regeneración natural por monte alto, la germinación ocurre en los sitios de los rodales potenciados por la exposición del húmedo y frío invierno (San Martín *et al.*, 2013). Se ha establecido que las semillas de *N. alessandrii* tienen una latencia endógena (Santelices *et al.*, 2011b), la que fácilmente se supera con tratamientos pregerminativos, fundamentalmente mediante las técnicas de estratificación fría durante 30 o 45 días o remojo en ácido giberélico en concentraciones de 100 o 200 mg/L (Santelices *et al.*, 2011b).

Si bien es cierto que fácilmente se rompe la latencia de las semillas viables, llegando a valores que pueden superar un 84% de capacidad germinativa con la estratificación durante 30 días (Santelices *et al.*, 2011b), la mayor dificultad se relaciona con la alta proporción de semillas infértiles, llegando en algunos casos a superar el 93%, siendo las valvares todas vanas (Santelices *et al.*, 2011a).

No obstante, considerando los diferentes reportes sobre esta materia (Donoso, 1975; Donoso y Cabello, 1978; San Martín *et al.*, 2013), y que es una especie vecera, estos valores podrían variar en función del año de cosecha y de la procedencia de las semillas.

Ruil es una especie que presenta un patrón de germinación epigea, es decir, los cotiledones emergen del suelo como consecuencia del crecimiento del hipocotilo. Si bien es cierto que en su medio natural se ha observado en algunos casos un buen potencial germinativo de la cama de semillas, el repoblado no llega a establecerse debido a que las tasas de reclutamiento son

muy bajas. En ello influyen, principalmente, factores físicos de tipo mecánico y ecofisiológicos del sitio (San Martín *et al.*, 2013).

En el establecimiento de plantaciones se ha observado que el factor limitante es la protección de los brinzales de la radiación solar directa, para lo cual se han empleado exitosamente mallas de plástico (Quiroz *et al.*, 2009; Santelices *et al.*, 2012b). No obstante, como consecuencia del cambio climático y por ello el consecuente aumento de las temperaturas estivales y de periodos de sequía más prolongados, se ha favorecido el estrés hídrico y una sequía edáfica, lo que redundará en una mayor dificultad en el establecimiento de las plantas en campo.

En relación con lo antes expuesto, a modo de ejemplo se pueden señalar dos casos en los cuales el establecimiento de *N. alessandrii* bajo diferentes condiciones y objetivos fue nulo (datos no publicados).

En la Reserva Nacional Los Ruiles, en el sector El Corte, en la distribución más austral de la especie, en el año 2011 se enriqueció bajo diferentes condiciones de luminosidad con plantas del tipo 1/0 a fines del invierno. A la entrada del otoño del año siguiente en forma visual se monitoreó la plantación, constatando que había una supervivencia de un 100% y que los brinzales habían doblado su altura inicial. No obstante, en la siguiente primavera se registró una mortalidad total de las plantas. Es probable que este hecho se deba al temperamento que tiene la especie, que tiende a desarrollarse en ambientes húmedos, y que la humedad edáfica posterior al verano no haya sido suficiente para la supervivencia de las plantas, antes de la llegada de las lluvias en invierno.

En otro ensayo, realizado en su área de distribución más septentrional, se estableció una plantación a fines del invierno de 2016, considerando como tratamientos el uso de tubos protectores y plantas a plena luminosidad. A mediados del verano del año siguiente, también se registró una mortalidad del 100% de las plantas establecidas a plena luminosidad, sin que ellas pudieran siquiera desarrollar un crecimiento en biomasa radical y aérea. Las altas temperaturas registradas, más la prolongada sequía observada en esta zona, probablemente incidieron en que las plantas estuvieran sometidas a un grado de estrés severo, impidiéndoles crecer y superar esta condición.

Si bien es cierto que la regeneración por monte alto no está exenta de dificultades, la estrategia reproductiva que, hasta hoy, ha conducido a la sobrevivencia y resistencia de *N. alessandrii* a una extinción, es de tipo vegetativa (San Martín *et al.*, 2013). Es frecuente la existencia de bosques de segundo crecimiento, probablemente en toda la población de la especie, originados de rebrotes de los tocones. Se ha observado la existencia de numerosos vástagos correspondientes a un solo individuo, abarcando un diámetro superior a los 2 m, y por ello se podría hipotetizar que la especie tiene la capacidad de autoclonación, regenerándose a partir de las raíces.

VARIACIÓN CLINAL O ECOTÍPICA

Conocer la variabilidad de una especie debería ser el paso previo a la cosecha de semillas para la producción de plantas destinadas a la reforestación y para la generación de eventuales programas de mejoramiento genético (Donoso, 1979). Una posible fuente de variación se debe a la plasticidad del fenotipo frente a un medioambiente variado, pudiendo ello ser una consecuencia de la adaptación genética de poblaciones de una especie a ambientes diferentes, lo que se conoce como genecología, lo que a su vez plantea los conceptos de ecotipo o raza ecológica y de ecoclina.

Si la variación genotípica es continua es tendrá una ecoclina y si es discontinua ecotipos

o razas ecológicas (Donoso, 1987). Es esperable que a través de una gradiente como la latitud o la altitud se produzcan variaciones, ya sea del tipo clinal o ecotípica.

En Chile, hay especies que tienen una amplia distribución geográfica y en diferentes condiciones climáticas, en donde destacan las del género *Nothofagus*. Así, por ejemplo, se ha podido determinar que las semillas y flores de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. tienen una variación clinal en función de su distribución latitudinal y altitudinal (Donoso, 1987).

La distribución natural de *N. alessandrii* es geográficamente restringida y discontinua. Se le encuentra sólo en sitios específicos en laderas con exposición de umbría en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule de Chile. Las condiciones ambientales son relativamente homogéneas, existiendo poca variación en la precipitación y en la temperatura media anual (Santibáñez y Uribe, 1993). Las 314 ha reportadas por Santelices *et al.* (2012a) se distribuyen desde los 35° 05' S a los 35° 50' S, es decir, en una franja de no más de 100 km de extensión latitudinal y en altitudes que van desde los 100 msnm a los 412 msnm.

En este contexto, de un paisaje relativamente homogéneo desde el punto de vista geográfico y climático, lo esperable sería no encontrar variaciones, ya sean ecotípicas o clinales, en la distribución de ruil. Sin embargo, en un estudio sobre la producción de semillas de *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. *et* Mil. en un área de distribución de esta especie en Argentina, que es pequeña y comparable a la de ruil, se observaron diferencias importantes en el peso de las semillas en función de su origen y de los años de colecta. En aquellos años de mayor producción las semillas fueron más grandes y pesadas, observándose una variación latitudinal del tipo clinal, con semillas más pesadas en la zona norte de distribución (Marchelli y Gallo, 1999).

A pesar de distribuirse en un hábitat relativamente homogéneo, se ha observado que la procedencia más meridional de *N. alessandrii* podría corresponder a un ecotipo diferente (Santelices *et al.*, 2009) y que las semillas de árboles ubicados en el fondo de quebradas, son más grandes y pesadas que las de aquellos en posiciones más altas e iluminadas (San Martín *et al.*, 2013), probablemente debido a condiciones ambientales diferentes que favorecen la fructificación y semillación.

En un estudio que tuvo como objetivo analizar y caracterizar algunos parámetros cualitativos y cuantitativos de las semillas de 5 procedencias representativas del área de distribución natural de *N. alessandrii* y su comportamiento en vivero, se mostró evidencia de que la procedencia más austral tiende a diferenciarse de las otras y, probablemente, corresponda a un ecotipo diferente (Santelices *et al.*, 2009).

Para ello, estos autores determinaron el tamaño, forma, peso y capacidad germinativa de las semillas de las 5 procedencias analizadas. Además, cultivaron plantas en vivero y evaluaron su desempeño mediante los atributos diámetro y altura. Así, Santelices *et al.* (2009) observaron que el tamaño de las semillas es en general homogéneo y que solo se observan diferencias estadísticas en la longitud de las dímeras y en el ancho de las trímeras; que el peso de 1.000 semillas y la capacidad germinativa varió significativamente entre las procedencias; y que no se registraron diferencias en el diámetro de cuello de la raíz ni en la altura que alcanzaron las plantas después de una temporada de cultivo (Cuadro N° 1).

También observaron los autores mencionados que el desarrollo de la germinación fue dispar entre las procedencias y que la velocidad de germinación no siempre estuvo asociada a la capacidad germinativa. Así, por ejemplo, la pendiente de la curva de germinación de las semillas de la procedencia más septentrional fue una de las más suaves y con este origen geográfico se obtuvo la mayor capacidad germinativa. En cambio, en las semillas de la procedencia más meridional, durante los diez primeros días se observó una alta velocidad de germinación, para luego decrecer y cambiar muy paulatinamente. Por ello, estos autores concluyen que *N. alessandrii* tiene un comportamiento diferente al de otras especies de su género, sin que se observe una

variación de tipo clinal, aunque la procedencia más austral (El Corte en la Reserva Nacional Los Riuiles), podría corresponder a un ecotipo diferente. Al no existir una evidencia de que existan ecotipos diferentes, en la producción de plantas es necesario respetar el origen geográfico de la semilla y así evitar la contaminación genética.

DIVERSIDAD GENÉTICA Y SUS IMPLICANCIAS EN LA CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE

La diversidad genética es el componente más básico de la biodiversidad y corresponde a las variaciones heredables que ocurren en cada organismo, entre los individuos de una población y entre las poblaciones dentro de una especie. Como componente esencial de la biodiversidad debe contemplarse su conservación y mantenimiento, en especial en aquellas especies amenazadas, como es el caso de *N. alessandrii*.

Este conocimiento permite, entre otros aspectos, evaluar la capacidad de respuesta de las poblaciones y especies ante los cambios ambientales y desarrollar estrategias de aprovechamiento y conservación de poblaciones, especies y recursos genéticos. Además, el conocimiento de la diversidad genética permite orientar las técnicas de restauración y recuperación de bosques degradados, y en general en las iniciativas de forestación o reforestación con especies nativas.

No obstante, y a pesar de que *N. alessandrii* es una especie con serios problemas de conservación y altamente degradada y fragmentada, la documentación reportada sobre estudios genéticos es aún insuficiente. A lo anterior se suma la ocurrencia del gran incendio del año 2017, que en la Región del Maule consumió parte importante de los bosquetes remanentes de la especie (Valencia *et al.*, 2018).

Debido a lo anterior y desde el punto de vista de la diversidad genética y conservación de recursos genéticos de la especie, surgen algunas interrogantes como ¿Cuáles son los niveles de diversidad genética de las poblaciones de la especie? ¿Qué tipo de manejo debería implementarse para mantener y/o aumentar dicha diversidad? ¿Cuáles poblaciones deberían ser priorizadas para su conservación? ¿Aquellas poblaciones que están ubicadas en las cercanías de centros poblados y centros de consumo, aquellas más pequeñas con presencia de alelos raros, o aquellas más grandes con mayor diversidad?

Estas interrogantes podrían ser respondidas si se cuenta con una adecuada descripción de la diversidad y estructura genética de las actuales poblaciones de ruil.

Es bien sabido que aquellas especies que poseen rangos de distribución estrechos, tal como *N. alessandrii*, poseen bajos niveles de diversidad genética (Hamrick *et al.*, 1979), debido a la fragmentación del hábitat. Sin embargo, se ha demostrado que algunas especies endémicas, con un rango de distribución restringido, pueden llegar a tener niveles de diversidad moderados a altos (González-Astorga y Castillo-Campos, 2004; Premoli *et al.*, 2001).

En especies del género *Nothofagus* se han efectuado diversos trabajos tendientes a determinar los niveles de diversidad genética con diferentes marcadores moleculares como isoenzimas o marcadores de ADN (Acosta y Premoli, 2010; Gallo *et al.*, 2006; Marchelli y Gallo, 2001; Mathiasen y Premoli, 2010; Mattioni *et al.*, 2002; Premoli, 1997; Premoli *et al.*, 2012; Vergara *et al.*, 2014). Sin embargo, para *N. alessandrii* sólo se tienen las referencias de Pineda (1998), Torres-Díaz *et al.* (2007) y Martín *et al.* (2010), cuyos resultados se resumen en el Cuadro N° 2 y se comparan con los resultados obtenidos en especies con rangos de distribución restringido como *N. alessandrii*.

Cuadro N° 2
INDICADORES DE DIVERSIDAD Y DIFERENCIACIÓN GENÉTICA DE *N. alessandrii* (ANTES DEL INCENDIO DE 2017) Y OTRAS ESPECIES DEL MISMO GÉNERO CON DISTRIBUCIÓN RESTRINGIDA

Especie	Marcador Utilizado	A	H _E	F _{ST}	Referencia
<i>Nothofagus alessandrii</i>	Isoenzima	2 - 4	--	0,15	Pineda (1998)
	Alozimas	1,8	0,18	*0,06	Torres-Díaz <i>et al.</i> (2007)
	Proteínas de reserva	--	0,12	--	Martín <i>et al.</i> (2010)
<i>Nothofagus nitida</i>	Alozimas	1,3	0,04	0,04	Premoli (1997)
<i>Nothofagus moorei</i>	Microsatelites	1,8	0,16	0,10	Taylor <i>et al.</i> (2005)

A = número de alelos por *locus*; H_E = heterocigocidad esperada; F_{ST} = diferenciación genética entre poblaciones. * = Estimado mediante parámetro D_{ST}.

Desde el punto de la diversidad genética se puede señalar que la de *N. alessandrii* es alta (parámetro H_E); aunque se detecta una escasez de heterocigotos y ciertos niveles de endogamia (Pineda, 1998; Torres-Díaz *et al.*, 2007); y que el número de alelos por locus es similar a lo reportado para otras especies del género *Nothofagus*. Por otra parte, la diferenciación genética entre poblaciones es baja (estimada mediante el parámetro D_{ST}) (Torres-Díaz *et al.*, 2007), indicando que los fragmentos de la especie no están diferenciados y que del total de diferencias genéticas entre las poblaciones analizadas, sólo el 6% es imputable a diferencias entre poblaciones.

No obstante, Pineda (1998) sugiere que existen al menos dos poblaciones genéticamente diferentes, lo que corrobora la necesidad de extender y consensuar los estudios en esta materia. Sin embargo, dada la falta de conectividad entre los fragmentos y la baja de heterocigotos, es esperable que las poblaciones sí estén diferenciadas.

Si bien los resultados anteriores podrían entregar una contribución preliminar a los programas de conservación de *N. alessandrii*, estos deben ser interpretados con cautela debido a que en ambos estudios con la especie se utilizó una baja densidad de marcadores moleculares y un bajo número de *loci* e individuos. Por ello se debería profundizar en el uso de técnicas más modernas (i.e., microsatelites, SNPs, entre otros) y considerar además abarcar una mayor representatividad del rango de distribución de la especie.

Teniendo un mayor conocimiento de la diversidad y estructura genética de las diferentes poblaciones de *N. alessandrii* se podrían diseñar programas de conservación y restauración específicos para la especie. Para que una población sea exitosa en el largo plazo es necesario que los árboles del lugar presenten suficiente diversidad genética para hacer frente a las condiciones del cambio climático.

En el caso de ruil, y antes de la ocurrencia de los incendios del año 2017, los reportes sobre esta materia indican que esto parece ser posible; sin embargo, los reales efectos de los incendios sobre la diversidad de la especie son aún desconocidos. Por otra parte, y a la hora de restaurar o recuperar un área, y dado que los individuos de un sitio en particular presentan adaptación a las condiciones locales donde habitan (especialmente en especies con un rango de distribución restringido como *N. alessandrii*), es necesario repoblar con organismos procedentes de la misma localidad cuando esto sea posible; no obstante, en situaciones extremas en las cuales se ha perdido gran parte o la totalidad de los individuos de una población, se debe ser más flexible y pensar en la alternativa de transferencia de material de otras zonas (Broadhurst y Boshier, 2014).

Si lo anterior es posible, sería interesante implementar experimentos de trasplante recíproco para evaluar el *fitness* de poblaciones locales e introducidas en los distintos sitios de

origen geográfico, junto con ensayos que imiten la regeneración natural mediante el establecimiento de plantas a altas densidades para promover la competencia.

Actualmente se desconoce si, producto de los incendios, el número de individuos reproductivos que contribuye con descendencia a la siguiente generación (parámetro N_e) disminuyó fuertemente o se mantuvo igual. Santelices *et al.* (2018) plantean una serie de actividades orientadas a reducir la pérdida de diversidad genética y contribuir a aumentar el N_e . Dentro de estas destaca la posibilidad de estudiar el flujo génico y la transferencia de polen entre los distintos fragmentos. *N. alessandrii* es una especie con polinización anemófila y el estudio de Torres-Díaz *et al.* (2007) señala que hay un flujo polínico muy bajo entre fragmentos de la especie (parámetro $N_m < 1$).

Dado que la especie está altamente fragmentada es esperable que el nivel de fragmentación disminuya el flujo génico y, si esto es así, los efectos deletéreos a largo plazo pueden traer graves consecuencias para la diversidad de la especie. Aunque se asume que el sistema de compatibilidad reproductiva de la especie es similar a sus parientes más cercanos, este no es bien conocido y esta tarea también resulta fundamental a la hora de definir estrategias de conservación para la especie.

Finalmente, y si bien se necesitan menos de 400 individuos reproductivos para proveer abundante semilla (Broadhurst y Boshier, 2014), en el caso de *N. alessandrii*, esto puede resultar complejo en el largo plazo. Las diversas campañas de colecta de semilla, junto con el efecto negativo de los incendios (i.e., quema de árboles madre), indican una baja sostenida en la producción de semilla de la especie y justifican la sugerencia de Santelices *et al.* (2018) de evaluar el efecto de inductores de la floración a base de reguladores de crecimiento.

CONSIDERACIONES PARA EL ABASTECIMIENTO DE SEMILLAS

A la luz de los estudios genéticos publicados sobre la especie, no es posible todavía asegurar si en su distribución natural se encuentran una o dos poblaciones de *N. alessandrii*. Eventualmente, la distribución más meridional podría ser una población diferente a las de más al norte. Por otra parte, en la producción de plantas en vivero se ha observado una baja viabilidad de las semillas, incluso menor a un 10%, y también es frecuente observar la generación de plantas enanas, que solo se mantienen vivas gracias a las condiciones favorables propias del cultivo en vivero (en condiciones naturales no debieran sobrevivir). Estos dos hechos podrían ser indicadores de que la especie está sujeta a endogamia.

La depresión endogámica se expresa en una menor producción de semilla, un peso menor en la semilla, o viabilidad reducida del polen. Adicionalmente se observa una disminución en la resistencia a los factores de estrés, como enfermedades y temperaturas extremas. En consecuencia, es necesario profundizar en este tipo de estudios con técnicas más modernas que permitan discriminar las eventuales poblaciones de la especie y su diversidad genética.

Por otra parte, con información limitada sobre la extensión y escala de la variación adaptativa en árboles nativos, la discusión sobre fuentes de semillas adecuadas a menudo enfatiza lo "local" en un sentido muy estrecho o dentro de límites políticos, en lugar de basarse en pruebas sólidas de la escala sobre la cual ocurre la adaptación (Broadhurst y Boshier, 2014). En consecuencia, conociendo la estructura genética de las eventuales diferentes poblaciones de *N. alessandrii* se podrían diseñar programas de conservación específicos.

La introducción de una especie a menudo es producto de una cosecha limitada sobre un cierto número de poblaciones base y se acompaña inevitablemente de una reducción de la diversidad total de la especie en su área natural. Vander Mijnsbrugge *et al.* (2010) señalan que es necesario conocer la diversidad genética del material a introducir para evitar problemas como mala adaptación a condiciones locales y un bajo *fitness*, hibridación intraespecífica y la resultante

depresión por endogamia, y superioridad de los genotipos introducidos por sobre los locales, hasta convertirse en invasores del área.

En este contexto, la tendencia es sugerir que se trabaje solo con semillas locales, pero ¿qué se entiende por semillas locales? Broadhurst y Boshier (2014) plantean las siguientes interrogantes ¿Que sean del mismo bosque, de la misma cuenca hidrográfica, de la misma provincia, o del mismo país? ¿Qué es más importante, la distancia ecológica o la geográfica? Montalvo y Ellstrand (2000) sostienen que el éxito a largo plazo de poblaciones restauradas puede verse expuesto a riesgos debido al origen del material vegetal si este no corresponde adecuadamente a su nuevo ambiente. Por ello, estos autores hipotetizan que las ventajas del sitio predicen que el éxito relativo de poblaciones introducidas decrecerá al incrementarse su distancia genética y ambiental de la población nativa local.

El requisito de utilizar semillas recolectadas localmente ha tenido tal prioridad que los proyectos de restauración se han abandonado ocasionalmente debido a la falta de fuentes de semillas locales apropiadas (Wilkinson, 2001). Considerando que en el verano de 2017 se quemó casi un 55% de los bosquetes remanentes de ruil, y que solo algunos bosquetes de las comunas de Curepto (más septentrional) y de Chanco (más meridional), no fueron afectados por los incendios, debe priorizarse la conservación de este recurso genético.

Gracias a la resiliencia que tiene este ecosistema, la especie se ha mantenido a lo largo del tiempo por su capacidad para rebrotar y es lo que hoy está sucediendo. No obstante, en un escenario de cambio climático debería evaluarse en el tiempo la viabilidad de esta recuperación y programar la restauración activa del sistema con una fuente apropiada de semillas. Así, por ejemplo, aquellos bosquetes afectados por el fuego ubicados al norte del río Maule, podrían ser restaurados con semillas de las localidades de Agua Buena, Coipué, Lo Ramírez, y Macal. En cambio, en todos aquellos bosquetes localizados en la comuna de Empedrado debería considerarse el uso de semilla de los escasos árboles que no fueron mayormente afectados por el fuego.

Sin embargo, si la producción de semilla es muy precaria, se debería analizar, desde el punto de vista genético, la alternativa de transferencia de semilla de otras zonas. No obstante, ante la escasez de semillas también debería pensarse en la producción de plantas mediante propagación vegetativa por estacas (Santelices, 2005; Santelices y García, 2003).

En resumen, mientras no se cuente con una sólida información sobre la diversidad genética de la especie, se debería siempre utilizar semilla local.

REFERENCIAS

Acosta, M. C. y Premoli, A. C., 2010. Evidence of chloroplast capture in South American *Nothofagus* (subgenus *Nothofagus*, *Nothofagaceae*). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 54: 235-242.

Barstow, M.; Echeverría, C.; Baldwin, H. y Rivers, M. C., 2017. *Nothofagus alessandrii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T32033A2808995. Consultado March 2018. Disponible en <http://www.iucnredlist.org/details/32033/0>.

Broadhurst, L. y Boshier, D. H., 2014. Seed provenance for restoration and management: conserving evolutionary potential and utility. En: Bozzano, M., et al. (eds.). Genetic Considerations in Ecosystem restoration using native tree species. FAO. p. 27-38.

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

- Bustamante, R. O. y Castor, C., 1998.** The decline of an endangered temperate ecosystem: the Ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1607-1626.
- Donoso, C., 1975.** Aspectos de la fenología y germinación de las especies de *Nothofagus* de la zona mesomórfica. Fac. Cs. Forest. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 32 p.
- Donoso, C., 1979.** Variación y tipos de diferenciación en poblaciones de roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.) *Bosque* 3: 1-14.
- Donoso, C. 1987.** Variación Natural en Especies de *Nothofagus* en Chile. *Bosque* 8: 85-97.
- Donoso, C. y Cabello, A., 1978.** Antecedentes fenológicos y de germinación de especies leñosas chilenas. *Ciencias Forestales* 1: 31-40.
- Donoso, C. y Landaeta, E., 1983.** Ruil (*Nothofagus alessandrii*), a threatened Chilean tree species. *Environmental Conservation* 10: 159-162.
- Gallo, L. A.; Marchelli, P.; Azpilicueta, M. M. y Crego, P., 2006.** El uso de marcadores genéticos en el género *Nothofagus* con especial referencia a raulí y roble. *Bosque* 27: 3-15.
- González-Astorga, J. y Castillo-Campos, G., 2004.** Genetic variability of the narrow endemic species tree *Antirhea aromatica* (Rubiaceae, Guettardeae) in a tropical forest of México. *Annals of Botany* 93: 521-528.
- Hamrick, J. L.; Linhart, Y. B. y Mitton, J. B., 1979.** Relationships between life history characteristics and electrophoretically-detectable genetic variation in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 173-200.
- Hill, R. y Jordan, G., 1993.** The evolutionary history of *Nothofagus* (Nothofagaceae). *Australian Systematic Botany* 6: 111-126.
- Marchelli, P. y Gallo, L., 1999.** Annual and geographic variation in seed traits of Argentinean populations of Southern Beech *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. *Forest Ecology and Management* 121: 239-250.
- Marchelli, P. y Gallo, L. A., 2001.** Genetic diversity and differentiation in a Southern Beech subjected to introgressive hybridization. *Heredity* 87: 284-293.
- Martín, M. A.; Muñoz, S.; Muñoz, F.; Uribe, M.; Molina, J. R.; Herrera, M. A.; Martín, L. M. y Alvarez, J. B., 2010.** Primeros resultados en el desarrollo de un marcador genético basado en las proteínas de reserva en dos especies del género *Nothofagus*. *Bosque* 31: 252-257.
- Mathiasen, P. y Premoli, A. C., 2010.** Out in the cold: genetic variation of *Nothofagus pumilio* (Nothofagaceae) provides evidence for latitudinally distinct evolutionary histories in austral South America. *Molecular Ecology* 19: 371-385.
- Mattioni, C.; Casasoli, M.; Gonzalez, M.; Ipinza, R. y Villani, F., 2002.** Comparison of ISSR and RAPD markers to characterize three Chilean *Nothofagus* species. *Theoretical and Applied Genetics* 104: 1064-1070.
- Montalvo, A. M. y Ellstrand, N. C., 2000.** Transplantation of the Subshrub *Lotus scoparius*: Testing the Home-Site Advantage Hypothesis. *Conservation Biology* 14: 1034-1045.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; da Fonseca, G. A. B. y Kent, J., 2000.** Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Pereira, I. y San Martín, J., 1998.** Flora líquénica corticícola en un bosque caducifolio de *Nothofagus alessandrii* de Chile Central. *Cryptogamie - Bryologie Lichenologie. Paris* 19: 59-72.
- Pineda, G., 1998.** Determinación de los patrones de variabilidad genética en poblaciones de raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl.) Oerst.) y ruil (*Nothofagus alessandrii* Espinosa), por medio de electroforesis horizontal en geles de almidón. Tesis Memoria Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 79 p.
- Premoli, A. C., 1997.** Genetic variation in a geographically restricted and two widespread species of South American *Nothofagus*. *Journal of Biogeography* 24: 883-892.

- Premoli, A. C.; Acosta, M. C.; Mathiasen, P. y Donoso, C., 2012.** Genetic variation in *Nothofagus* (subgenus *Nothofagus*). *Bosque* 33: 115-125.
- Premoli, A. C.; Souto, C. P.; Allnutt, T. R. y Newton, A. C., 2001.** Effects of population disjunction on isozyme variation in the widespread *Pilgerodendron uviferum*. *Heredity* 8: 337-343.
- Quiroz, I.; Pincheira, M. y Hernández, A., 2009.** Restauración ecológica en la zona central de Chile: Técnicas Silvícolas para la Supervivencia y Crecimiento de RUIL, Hualo, y Peumo bajo Condiciones de Estrés Hídrico. *Chile Forestal* 363: 50-53.
- Rodríguez, R.; Matthei, O. y Quezada, M., 1983.** Flora arbórea de Chile. Editorial Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 408 p.
- Rodríguez, R. y Quezada, M., 2003.** *Fagaceae*. En: Marticorena, C. y Rodríguez, R. (eds.). Flora de Chile 2. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. p. 64-76.
- Romero, E. J., 1986.** Fossil Evidence Regarding the Evolution of *Nothofagus* Blume. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 73: 276-283.
- San Martín, J.; Santelices, R. y Henríquez, R., 2013.** *Nothofagus alessandrii* Espinosa, Ruil. Familia: *Nothofagaceae*. En: Donoso, C. (ed.). Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina: Autoecología. Marisa Cuneo Ediciones. Valdivia, Chile. p. 391-401.
- Santelices, R., 2005.** Efecto del árbol madre sobre la rizogénesis de *Nothofagus alessandrii*. *Bosque (Valdivia)* 26: 133-136.
- Santelices, R.; Cerrillo, R. M. N.; Drake, F. y Mena, C., 2011a.** Effect of cover and fertilization on the early development of *Nothofagus alessandrii* nursery container seedlings. *Bosque* 32: 85-88.
- Santelices, R.; Drake, F.; Mena, C.; Ordenes, R. y Navarro-Cerrillo, R. M., 2012a.** Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 39: 521-531.
- Santelices, R.; Drake, F. y Navarro-Cerrillo, R. M., 2012b.** Establishment of a *Nothofagus alessandrii* plantation using different levels of shade and weed control methods in Talca province, central Chile. *Southern Forests* 74: 71-76.
- Santelices, R.; Espinoza, S.; Cabrera, A. y Magni, C., 2018.** Gestión de riesgo como herramienta para la conservación de los bosques de *Nothofagus alessandrii*, una especie en peligro de extinción de Chile central. *Interciencia* 43: 144-150.
- Santelices, R. y García, C., 2003.** Efecto del ácido indolbutírico y la ubicación de la estaca en el rebrote de tocón sobre la rizogénesis de *Nothofagus alessandrii* Espinosa. *Bosque (Valdivia)* 24: 53-61.
- Santelices, R.; Navarro-Cerrillo, R. M. y Drake, F., 2009.** Caracterización del material forestal de reproducción de cinco procedencias de *Nothofagus alessandrii* Espinosa una especie en peligro de extinción. *Interciencia* 34: 113-119.
- Santelices, R.; Navarro-Cerrillo, R. M. y Drake, F., 2011b.** Propagation and seedling cultivation of the endemic species *Nothofagus alessandrii* Espinosa in Central Chile. *Restoration Ecology* 19: 177-185.
- Santibáñez, F. y Uribe, J., 1993.** Atlas Agroclimático de Chile, regiones VI, VII, VIII y IX. Ediciones de la Universidad de Chile. Santiago, Chile. 99 p.
- Taylor, K. J.; Lowe, A.; J. Hunter, R.; Ridgway, T.; M. Gresshoff, P. y Rossetto, M., 2005.** Genetic diversity and regional identity in the Australian remnant *Nothofagus moorei*. *Australian journal of Botany* 53: 437-444.
- Torres-Díaz, C.; Ruiz, E.; González, F.; Fuentes, G. y Cavieres, L. A., 2007.** Genetic diversity in *Nothofagus alessandrii* (*Fagaceae*), an endangered endemic tree species of the coastal maulino forest of central Chile. *Annals of Botany* 100: 75-82.
- Valencia, D.; Saavedra, J.; Brull, J. y Santelices, R., 2018.** Severidad del daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinosa en la región del Maule de Chile. *Gayana botánica* 75: 531-534.

Vander Mijnsbrugge, K.; Bischoff, A. y Smith, B., 2010. A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11: 300-311.

Vergara, R.; Gitzendanner, M. A.; Soltis, D. E. y Soltis, P. S., 2014. Population genetic structure, genetic diversity, and natural history of the South American species of *Nothofagus* subgenus *Lophozonia* (*Nothofagaceae*) inferred from nuclear microsatellite data. *Ecology and Evolution* 4: 2450-2471.

Wilkinson, D. M., 2001. Is local provenance important in habitat creation? *Journal of Applied Ecology* 38: 1371-1373.

EFFECTO DEL SITIO Y DE DIFERENTES ASOCIACIONES ARBÓREAS EN EL CRECIMIENTO Y CALIDAD FUSTAL DEL ROBLE EUROPEO (*Quercus robur* L.) EN EL SUR DE CHILE

Loewe, Verónica⁵; Siebert, Herbert⁶ y Herrera, Rodrigo⁷

RESUMEN

El proceso de diversificación forestal en Chile ha estimulado el interés por cultivos y modelos productivos no tradicionales, dentro de los cuales las plantaciones mixtas han mostrado utilidad para la realidad forestal al favorecer el crecimiento en altura y diámetro. Debido a la ductilidad de su madera, el roble europeo (*Quercus robur* L.) es altamente demandado en el mercado internacional. Este estudio determinó el efecto en el crecimiento y la calidad fustal del *Q. robur* de varias asociaciones establecidas y manejadas mediante silvicultura con apego a la naturaleza en el fundo Miraflores (Lanco, Región de los Ríos, Chile), haciendo un muestreo de 200 árboles futuro por asociación (una pura y nueve mezclas diferentes). Los resultados indican que la proporción de árboles futuro es mayor en las asociaciones mixtas respecto a la pura; y que el crecimiento en altura y diámetro en la situación pura es mayor que en las mezclas analizadas. No obstante lo anterior, no se recomienda la plantación pura, pues este manejo provoca una importante penetración de luz, que favorece el desarrollo de características que descalifican la calidad de madera, como la aparición de brotes epicórmicos. Se concluyó que las asociaciones más favorables para el desarrollo de *Quercus robur* incluyen arce (*Acer pseudoplatanus*) y castaño (*Castanea sativa*), seguida de pino oregón (*Pseudotsuga menziesii*) y castaño.

Palabras Clave: Diversificación, Plantaciones mixtas, Encino, Silvicultura con apego a la Naturaleza, Producción de madera de alto valor, Monocultivo.

SUMMARY

The forest diversification process in Chile has stimulated the interest for cultural and productive non-traditional models, among which the mixed plantations have shown usefulness for the forest activity, since in many cases they favor height and diameter (DBH) growth. Due to the ductility of its wood, *Quercus robur* is highly demanded on international markets. This study determined the effect in the growth and trunk quality of several associations with *Q. robur* established and managed using silviculture mimicking nature in the property Miraflores (Lanco, Region de Los Ríos, Chile); by sampling 200 future high quality trees per association (1 pure and 9 mixtures). Results showed a higher proportion of future trees in the mixed plantations. Height and diameter growth in the pure situation were higher than in the different mixtures, but the proportion of superior future trees was higher in the later. Consequently, it is not recommended pure plantations given the significant penetration of light that favors the development of characteristics that disqualify wood quality. It is concluded that mixed plantations are more favorable for the development of *Q. robur*, species that grows better when associated to Maple (*Acer pseudoplatanus*) and Chestnut tree (*Castanea sativa*), followed by the association with Douglas Fir (*Pseudotsuga menziesii*) and Chestnut tree.

Keywords: Diversification, Mixed plantations, Oak, *Quercus robur*, Forestry mimicking nature, High-value timber production, Monoculture.

⁵ Instituto Forestal (INFOR), Sucre 2397, Santiago.

vloewe@infor.cl

⁶ Instituto de Silvicultura, Universidad Austral de Chile.

hsiebertw@surnet.cl

⁷ Departamento de Fiscalización, CONAF – Oficina Central.

rodrigo.herrera@conaf.cl

INTRODUCCIÓN

Quercus robur L., conocido en Chile como roble europeo o encino, posee una madera de alto valor apreciada en el mercado mundial por su durabilidad, buenas propiedades tecnológicas y versatilidad, que permiten diferentes usos, desde construcciones hidráulicas y navales, edificaciones, muebles, hasta barricas de vino y leña (Mori *et al.*, 2007). En Chile, aun cuando se considera como una especie promisoría (Loewe, 1998), sus potencialidades no han sido explotadas, principalmente por el desconocimiento de la especie por parte de silvicultores y de la industria.

Es una especie nativa de Europa, donde se distribuye desde los 60° de latitud norte, en el mediterráneo se encuentra en los Apeninos y en Grecia, principalmente en valles (Suszka *et al.*, 1994). Crece en suelos profundos, frescos, generalmente ácidos y en zonas con un período seco nulo o muy corto, desde el nivel del mar hasta 1.000 m de altitud (Menéndez, 2006). Al principio se ve favorecida por un acompañamiento lateral, pero conforme pasan los años se hace más exigente en espacio vital y requiere plena luz (Álvarez *et al.*, 2000), lo que le confiere el carácter de semi-tolerante (tolerante en su juventud e intolerante en la adultez) (Loewe, 2009). De hecho, Savill y Evans cit. por Aguayo (2000) reportan que el máximo crecimiento en altura del primer año del brinzal ocurre en condiciones cercanas al 30% de luz, pero que en años posteriores necesita de al menos un 50%. Este fototropismo positivo provoca torceduras que induce a malformaciones de los individuos, y favorece la aparición de brotes epicórmicos (Burschel y Huss, 1997), especialmente cuando hay un incremento repentino de luz como respuesta a podas o raleos (Wignal *et al.* cit. por Aguayo, 2000).

Se desarrolla bien sobre sustratos tanto ácidos como calizos, pero se desarrolla mejor en suelos ácidos, arcillo-ácidos, arcillo-arenosos o arcillosos medianamente compactos (Najera y Angulo y López, 1969). Según Joyce *et al.* (1998) los suelos óptimos son de textura fina, ácidos, profundos y fértiles.

Habita zonas con clima templado-cálido a templado-frío, desde semi-secos a muy húmedos (Najera y Angulo, y López, 1969). Requiere climas de tendencia atlántica con un mínimo de humedad (precipitaciones anuales de al menos 600 mm), no tolerando sequías estivales fuertes (Álvarez *et al.*, 2000); es afectada por heladas tardías, ya que temperaturas de -3° C matan los brotes nuevos, por lo que es una de las últimas especies en florecer (Savill, 1991). Es una especie pionera debido a su habilidad para sobrevivir con muchos competidores una vez establecida, para crecer en una amplia gama de suelos, y de buena dispersión de semillas, lo que permite su difusión (Savill, 1991).

En Europa la actividad antrópica redujo fuertemente la distribución del roble europeo (Ducousso y Bordacs, 2004), ya que los árboles con buenas características madereras se cortaron intensamente (Loewe, 2002), generando una degradación genética importante (Álvarez *et al.*, 2000). Debido a ello, se ha probado un sistema de plantación de 2 plantas de la misma especie separadas por 30-50 cm, para elegir la planta mejor adaptada al sitio luego de haber probado *in situ* su desarrollo y hábito (Buresti y Mori 1999, citado por Loewe, 2003), sistema conocido como doble planta.

En Chile esta especie se ha usado en áreas verdes, parques y jardines, como especie ornamental, para enriquecer bosque nativo y estabilizar laderas. No obstante, no existe mayor conocimiento sobre el cultivo de la especie, salvo casos aislados, como el del Fundo Miraflores.

Las plantaciones mixtas, que pueden ser realizadas tanto bajo un modelo de silvicultura tradicional como también bajo un sistema de arboricultura de calidad, corresponden a modelos que asocian especies principales que generan productos de alto valor al final de la rotación, con especies acompañantes que tienen como función favorecer el crecimiento de la especie principal, mejorando además su forma, lo que conduce a una mejora en la calidad de los productos (Loewe y González, 2001). Adicionalmente, la(s) especie(s) principal(es) genera(n) producto(s) de alto valor al momento de la cosecha (aserrable y foliable), y la(s) especie(s) acompañante(s) pueden también

aportar productos intermedios como postes, polines, frutos u otros, a obtener en este mismo transcurso de tiempo (Loewe, 2000).

Si son bien diseñadas, las plantaciones mixtas pueden diversificar la producción, reducir los riesgos fitosanitarios, facilitar algunas prácticas de cultivo (poda y control de malezas), mejorar el paisaje (Gabriel *et al.*, 2005; Hung *et al.*, 2011) y elevar la calidad de la madera al reducir tanto las bifurcaciones como la cantidad de ramas gruesas, que la degradan (Hung *et al.*, 2011). La asociación con especies fijadoras de nitrógeno presenta mayores crecimientos en relación a plantaciones puras (Forrester *et al.*, 2011; Hung *et al.*, 2011).

En Latinoamérica, la literatura sobre plantaciones mixtas es escasa, con algunas investigaciones reportadas por Piotto *et al.* (2004) en Costa Rica, y por Loewe y González (2006) y Loewe *et al.* (2013) en Chile.

El roble europeo en plantaciones mixtas generalmente es dominante o codominante, competencia que en plantaciones puras se ve incrementada debido a que todos los integrantes del rodal buscan dominar. Buresti *et al.* (1998) indican que la plantación pura no es favorable para la especie, dado que al ralea penetra mayor cantidad de luz, y el rodal reacciona elevando el crecimiento, el grosor de las ramas, y también emitiendo numerosos brotes epicórmicos, lo que deteriora la calidad de la madera por la pérdida de homogeneidad de los anillos de crecimiento y por la mayor cantidad de nudos y marcas, dificultándose el acceso a los exigentes mercados de esta madera.

Considerando la importancia económica de la especie y el interés por alternativas productivas en Chile, se evaluó el efecto de distintas asociaciones de especies arbóreas con *Q. robur* con relación a: i) calidad fustal como proporción de árboles maderables que llegarán a la madurez (denominados *M*); ii) crecimiento en diámetro y altura; iii) presencia de defectos de disminuyen la calidad de la madera.

MATERIAL Y MÉTODO

Área de Estudio

Las plantaciones evaluadas se ubican en el Fundo Miraflores, comuna de Lanco, en la precordillera andina de la provincia de Valdivia, Región de los Lagos (Latitud 39°30'S y Longitud 72°30'W) (González, 2004), que se encuentra en suelos clase VI-VII de la serie Correltúe (trumaos), de origen volcánico.

Predomina una topografía de lomajes suaves con substrato semicompacto, frecuentemente cementado, recubierto por materiales finos de textura franco limosa a franco arenosa fina, de profundidad variable y de óptimas condiciones físicas, con alto contenido de materia orgánica (Rodríguez, 1990).

Presenta altitudes entre 100 y 700 msnm, clima templado lluvioso, con más de 2.000 mm de precipitación anual repartidos en el año; sobre los 500 msnm se presenta nieve ocasional en invierno. Las temperaturas oscilan entre -3°C de mínima y 35°C de máxima, con una temperatura media de 12°C y diez días de heladas al año (Siebert *et al.*, 2003).

Diseño

Las plantaciones tienen una densidad de 1.634 plantas/ha, son coetáneas y con diseños espaciales similares, variando las especies acompañantes (Figura N° 1 y Cuadro N°1). El estudio cubrió una superficie de 30 ha con distinta exposición (laderas sombrías o soleadas). La terminología de *ladera sombría* incluye pendientes expuestas al Sur, Sureste y Este, mientras que las *laderas asoleadas* son las que miran hacia el Norte, Noreste y Oeste.

Este concepto, según Weinstroer *et al.* (2003) se basa en las particularidades meteorológicas de Chile alrededor de los 40° de Latitud Sur, donde el promedio de horas con sol es más corto en la mañana, con la posición Este del sol, y más largo en la tarde, con la posición Oeste del sol. Este efecto es más pronunciado en la precordillera y cordillera que en el valle central, acentuado por la sombra orográfica de la Cordillera de los Andes al levantarse el sol.

El objetivo de estas plantaciones es producir madera de elevada calidad (troncos únicos, rectos, cilíndricos, con crecimiento regular y sin defectos) (Berti *et al.*, 2003).

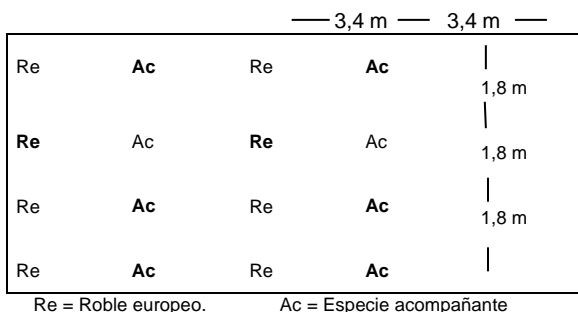


Figura N° 1
ESQUEMA DE PLANTACIÓN MIXTA EN HILERAS

Cuadro N° 1
IDENTIFICACIÓN Y COMPOSICIÓN DE RODALES ESTUDIADOS

Rodal N°	Composición	Ladera	Edad (años)
1	<i>Quercus robur</i> – <i>Quercus robur</i>	Luz	13
2	<i>Quercus robur</i> – <i>Castanea sativa</i>	Sombra	19
3	<i>Quercus robur</i> – <i>Acer pseudoplatanus</i> – <i>Castanea sativa</i>	Luz	19
4	<i>Quercus robur</i> – <i>Acer pseudoplatanus</i> – <i>Castanea sativa</i>	Luz	19
5	<i>Quercus robur</i> – <i>Pseudotsuga menziesii</i> – <i>Castanea sativa</i>	Luz	19
6	<i>Quercus robur</i> – <i>Pseudotsuga menziesii</i> – <i>Castanea sativa</i>	Sombra	20
7	<i>Quercus robur</i> - <i>Cupressus macrocarpa</i> – <i>Castanea sativa</i>	Luz	19
8	<i>Pseudotsuga menziesii</i> – <i>Acacia melanoxylon</i> - <i>Eucalyptus regnans</i>	Sombra	14
9	<i>Pseudotsuga menziesii</i> – <i>Acacia melanoxylon</i> – <i>Eucalyptus regnans</i>	Luz	19
10	<i>Quercus robur</i> – <i>Pseudotsuga menziesii</i> – <i>Acacia dealbata</i>	Luz	19

Asociaciones 8 y 9 corresponden a *nidos*. Rodales 3 y 4 están compuestos por las mismas especies y se encuentran bajo la misma condición de luz, pero se ubican en diferentes sectores del predio.

Los casos 8 y 9 corresponden a *nidos*, pequeños grupos de 10 robles europeos distribuidos dentro de la plantación mixta. Se entiende como árboles potenciales *M* o de madurez, aquellos árboles de selección (Schädelin, 1936 cit. por Siebert *et al.*, 2003) que presumiblemente llegarán a la madurez y serán cosechados al alcanzar su diámetro objetivo (Siebert *et al.*, 2003).

En términos prácticos, un árbol *M* es dominante o codominante (estrato superior del bosque), recto (categoría 1), con una flecha (dominancia apical marcada) y sin daños (Cuadro N° 2). Árboles que no cumplen con estas características son catalogados como *no M*.

**Cuadro N° 2
CLASIFICACIÓN DE ÁRBOL M**

Estrato	Rectitud	Número de Flechas	Daño	Tipo de Árbol	Calidad
Dominante Codominante	1 – Recto	1	1 – Sin	<i>M</i>	Superior
Dominante Codominante Intermedio Suprimido	1 – Recto 2 – Ligeramente Curvado 3 – Curvado en varias direcciones 4 – Fuertemente Curvado y/o torcido	1 o más	1 – Sin 2 – Con	<i>No M</i>	Inferior

En cuanto a la selección de los individuos, se eliminaron dos hileras de borde en cada parcela muestreada. El tamaño de la parcela se asignó proporcionalmente a la superficie del rodal, con un mínimo de 100 robles europeos por asociación.

En cada parcela se cuantificó todos los árboles *M* y no *M*. Las variables (Cuadro N° 3) cuantitativas medidas fueron DAP (cm) y altura total (m), así como la estratificación o posición sociológica, rectitud, bifurcación y daño según Wienstroer *et al.* (2003).

**Cuadro N° 3
VARIABLES MEDIDAS EN EL ESTUDIO**

Variables Cuantitativas		Variables Cualitativas	
DAP	Medida del diámetro fustal a 1,3 metros desde el suelo	Estratificación	Dominante, Codominante, Intermedio y Suprimido.
Altura Total	Altura desde la base hasta el final de la copa.	Rectitud	Rectitud del fuste: 1) recto, 2) ligeramente curvado, 3) curvado en varias direcciones, 4) fuertemente curvado y/o torcido.
		Bifurcación	Presencia o ausencia: 1) sin bifurcación, 2) bifurcado.
		Daño	Presencia o ausencia: 1) sin daño, 2) dañado.

La proporción de árboles de calidad a cosechar en la madurez (*M*), se complementó con rectitud, incrementos en DAP y altura, de modo que la suma de factores determinó la bondad de la asociación.

Análisis Estadísticos

Se comparó la cantidad de robles europeos en cada asociación (rodales 2 a 10) y en plantación pura (rodal 1), considerando como variable dependiente (respuesta) su crecimiento (incremento en diámetro y altura), así como las variables presencia/ausencia de daño, bifurcación, rectitud y tipo de árbol, y como variable explicativa la asociación.

Dada la inexistencia de un diseño experimental, se utilizaron pseudo réplicas, que corresponden a subdivisiones aleatorias de la muestra que permiten analizar datos de esta naturaleza mediante modelos estadísticos lineales mixtos, que permiten analizar datos con estructuras de dependencia, desbalance y falta de normalidad (Balzarini *et al.*, 2005).

Para comparar diámetro y altura (variables respuesta de naturaleza continua) se utilizó un análisis de varianza para contrastar la hipótesis de igual crecimiento promedio de robles europeos en las distintas asociaciones.

Para las variables daño, bifurcación, tipo de árbol y rectitud, se utilizaron modelos para datos de naturaleza binaria, transformación *logit* que fue la que más se ajustó a la distribución de los datos.

En el caso de la rectitud, se transformaron las categorías no rectas (2, 3 y 4) para tratar la calidad fustal como variable binomial a través de la regresión logística. El modelo lineal clásico tiene la siguiente forma:

$$y_{ij} = \mu + t_j + e_{ij}$$

Donde; y_{ij} es la variable dependiente (incremento en altura y/o diámetro)
 μ la media generada de las variables dependientes
 t_j el efecto de la asociación
 e_{ij} el término del error aleatorio.

Por otra parte, el modelo de regresión logística:

$$\text{Logit}(\pi) = \beta_0 + \beta_1 * \text{Asoc}$$

Donde: π proporción de éxito de la variable respuesta binaria en estudio
 β_0 constante de la regresión logística
 β_1 el coeficiente de la regresión logística
Asoc la asociación.

Para la proporción de árboles de calidad se utilizó el análisis de los *Odds ratios* o cocientes de chances, indicador que permite comparar éxito entre asociaciones respecto a un parámetro, en este caso la proporción de árboles futuro.

RESULTADOS

Las plantaciones mixtas se encontraban en su etapa inicial de desarrollo (13 a 20 años), en el primer tercio de la rotación estimada (60 años), por lo que el análisis y las posteriores conclusiones son válidos para este período, pudiendo sufrir variaciones a futuro.

La proporción de árboles *M* fue mayor en la asociación 5 (67,6%), seguido en orden decreciente por la 4 (65,0%) y 10 (60,3%) y la pura (59,1%).

Los nidos (situaciones 8 y 9), se excluyeron de este análisis para ser estudiados separadamente por corresponder a una variante silvícola (Cuadro N° 4), presentando los valores menores (40,0% y 17,0%, respectivamente).

Dado que el manejo planificado eliminará cerca del 87% de los árboles (200 árboles finales por hectárea), la proporción de árboles *M* aumentará durante la rotación.

Cuadro N° 4
PORCENTAJE DE ÁRBOLES M EN LAS ASOCIACIONES EVALUADAS

Rodal N°	Asociación	Ladera	Cantidad Robles Europeos (N°)	Proporción Árboles M (%)
1	<i>Q. robur</i> – <i>Q. robur</i>	Luz	154	59
Subtotal Puro			154	59
2	<i>Q. robur</i> – <i>C. sativa</i>	Sombra	152	51
3	<i>Q. robur</i> – <i>A. pseudoplatanus</i> – <i>C. sativa</i>	Luz	235	51
4		Luz	123	65
5	<i>Q. robur</i> – <i>P. menziesii</i> – <i>C. sativa</i>	Luz	145	68
6		Sombra	224	46
7	<i>Q. robur</i> – <i>C. macrocarpa</i> – <i>C. sativa</i>	Luz	244	47
8	<i>P. menziesii</i> – <i>A. melanoxylon</i> – <i>E. regnans</i>	Sombra	97	40
9		Luz	128	17
10	<i>Q. robur</i> – <i>P. menziesii</i> – <i>A. dealbata</i>	Luz	131	60
Subtotal Mixto			1.572	49

Rodales 3 y 4 están compuestos por las mismas especies y se encuentran bajo la misma condición de luz, pero se ubican en diferentes sectores del predio.

El análisis de los *Odds ratios* en las asociaciones 5, 4, 10 y 1 (con valores más altos) indica una mayor proporción de árboles M (68%) de la asociación 5 respecto a las demás. Las diferencias observadas entre la asociación 5 y las asociaciones 4 y 10 no fueron estadísticamente significativas (Cuadro N° 5). La probabilidad de que las diferencias observadas hayan sido por azar fueron 0,61 y 0,72, respectivamente.

Entre las asociaciones 1 y 5, las diferencias fueron estadísticamente significativas ($p < 0,08$) con un *Odd ratio* de 0,64, lo que indica que las chances de árboles M en la asociación mixta 5 es 1,56 veces mayor que en la asociación pura. En sentido estricto, este valor p debió ser rechazado producto de que era mayor al admitido ($p < 0,05$), pero en este caso un valor $p < 0,08$ se consideró aceptable dada la naturaleza del estudio, debido a que el valor p depende de dos elementos esenciales, primero la magnitud de la diferencia a probar y segundo el tamaño de la muestra, que en este caso es reducido. Se debe tener en cuenta que si estos elementos no están adecuadamente considerados se generarán resultados que pueden finalmente llevar a una toma de decisiones incorrecta.

Cuadro N° 5
VALORES DE COCIENTES DE CHANCE DE ÁRBOLES M EN ASOCIACIONES 4, 10 Y 1 RESPECTO A LA ASOCIACIÓN 5, DE MAYOR PROPORCIÓN DE ÁRBOLES M

4 vs 5		10 vs 5		1 vs 5	
Chance	Valor p	Chance	Valor p	Chance	Valor p
1,16	0,6138	1,11	0,7211	0,64	0,0801

El análisis de asociaciones según laderas consideró el mismo criterio de análisis de cocientes de chances para la proporción de árboles *M*. En la asociación 5, el análisis con un nivel de significación del 5% indica que la ladera soleada tiene 33% más chances de proporcionar árboles de calidad *M* que la ladera sombría (Cuadro N° 6).

Cuadro N° 6
VALORES DE COCIENTES DE CHANCE DE ÁRBOLES *M* EN DISTINTA LADERA
COMPARACIÓN DE ASOCIACIONES 6 - 5 Y 8 - 9

Asociación	Ladera	6		8	
		Chance	p	Chance	p
<i>Q. robur</i> – <i>P. menziesii</i> – <i>C. sativa</i>	Soleada	0,33	<0,0001		
<i>P. menziesii</i> – <i>A. melanoxylon</i> – <i>E. regnans</i>				2,42	0,0077

De igual forma, en los nidos ubicados en la asociación *P. menziesii*, *A. melanoxylon* y *E. regnans* (8 y 9 respectivamente), existe una mayor chance (2,42 veces superior) de tener árboles *M* que su simil en ladera soleada (p=0,0077).

Los mayores crecimientos en altura y diámetro, se encontraron en la situación pura (Cuadros N° 7 y N° 8).

Cuadro N° 7
CRECIMIENTO ANUAL EN DIÁMETRO A LA ALTURA DEL PECHO (DAP)
PARA EL TOTAL DEL RODAL Y PARA ÁRBOLES *M*

Rodal (N°)	Incremento Medio DAP Árboles <i>M</i> (cm/año)	Incremento Medio DAP Todos los Árboles (cm/año)
1	0,86 a	0,80 A
4	0,74 b	0,68 C
5	0,71 cb	0,67 DE
8	0,68 dc	0,59 E
3	0,67 dc	0,64 D
6	0,62 ed	0,59 E
7	0,61 e	0,56 E
2	0,60 e	0,56 E
10	0,61 e	0,56 E
9	0,49 f	0,39 F

Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05), según el Test LSD Fisher.
Asociaciones 8 y 9 corresponden a *nidos*.

Cuadro N° 8
CRECIMIENTO ANUAL EN ALTURA
PARA EL TOTAL DEL RODAL Y PARA ÁRBOLES *M*

Rodal N°	Incremento Medio Altura Árboles <i>M</i> (m/año)	Incremento Medio Altura Todos los Árboles (m/año)
1	1,08 a	1,20 A
8	0,90 b	0,77 cb
5	0,81 c	0,80 b
3	0,81 dc	0,77 cb
4	0,81 dc	0,77 cb
7	0,80 dc	0,74 c
10	0,77 ed	0,72 c
2	0,75 e	0,72 c
6	0,71 f	0,66 d
9	0,62 g	0,50 e

Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05), según el Test LSD Fisher.
Asociaciones 8 y 9 corresponden a *nidos*.

Tanto para el incremento anual en altura como en DAP existen diferencias significativas tanto para el total del rodal como para los árboles *M*. A nivel de rodal, el incremento diámetro presenta valores sobre 0,60 cm/año en 8 de las 10 asociaciones, con el valor superior en la situación pura (0,86 cm/año) y el inferior en la asociación 9 (0,49 cm/año); el crecimiento anual en altura supera 0,80 m/año en 5 asociaciones, con el valor superior en la situación pura (1,08 m/año) y el inferior en la asociación 9 (0,62 m/año).

A nivel de árboles *M*, se registran valores en general inferiores, con crecimientos en diámetro sobre 0,60 cm/año en 3 de las 10 asociaciones, encontrándose también los mayores incrementos en la situación pura (0,80 cm/año y 1,20 m/año respectivamente) y los inferiores en la asociación 9 para ambos parámetros (0,39 cm/año y 0,50 m/año).

Los coeficientes de la regresión logística de la incidencia de daño, bifurcación, rectitud y tipo de árbol respecto a la asociación se presentan en el Cuadro N° 9.

Cuadro N° 9
RESUMEN DE RESULTADOS PARA LOS MODELOS DE REGRESIÓN LOGÍSTICA

Variable	β_0	β_1	Valor p
Daño	- 4,61	0,17	0,0062
Bifurcación	1,85	- 0,13	<0,0001
Rectitud	0,73	- 0,02	0,2944
Tipo de árbol	0,56	- 0,06	0,0021

La asociación es un buen predictor tanto para bifurcación, que puede afectar fuertemente tanto la calidad como la cantidad de madera producida por un árbol (Hung *et al.*, 2011), como para el tipo de árbol, existiendo diferencias significativas entre asociaciones.

Como se observa en el Cuadro N° 9, los valores p son bajos (inferiores al 5%) lo que implica un alto nivel de correlación entre la presencia de bifurcación y la formación de árboles de calidad. Por el contrario, la rectitud no presentó diferencias significativas ($p=0,2944$), característica que no depende de la mezcla, sino que de aspectos genéticos u otros no estudiados.

Finalmente, los resultados de la proporción esperada para las distintas asociaciones respecto a árboles *M*, daño, bifurcación y rectitud se presentan en el Cuadro N° 10. La síntesis final permite visualizar de forma integral las distintas variables y resultados del estudio (Cuadros N° 11 y N° 12).

Cuadro N° 10
PROPORCIÓN ESPERADA DE ÁRBOLES SANOS, RECTOS, NO BIFURCADOS Y DE CALIDAD *M*

Asociación	Sano	Rectos	Sin Bifurcación	Árboles <i>M</i>
	Probabilidad (%)			
1 (puro)	99	65	90	63
2	100	62	81	54
3	96	66	75	58
4	99	75	93	75
5	99	79	88	73
6	97	59	69	47
7	100	65	64	49
8	94	64	65	46
9	87	39	58	26
10	98	75	81	71

Cuadro N° 11
RESUMEN DE LOS RESULTADOS DEL ESTUDIO CLASIFICADOS POR ASOCIACIÓN

Asociación	Incremento anual		Proporción esperada de individuos (1 a 100%)			
	DAP	Altura	Rectos	Sin Bifurcación	Sin Daño	Árboles <i>M</i>
1 (Puro)	●●●●●	●●●●●	●●●	●●●●●	●●●●●	●●●
2	●●●	●●●●	●●●	●●●●	●●●●●	●●●
3	●●●●	●●●●	●●●	●●●●	●●●●●	●●●
4	●●●●	●●●●●	●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●●
5	●●●●	●●●●	●●●●	●●●●●	●●●●●	●●●●
6	●●●	●●●●	●●●	●●●●	●●●●●	●●●
7	●●●	●●●●	●●●	●●●●	●●●●●	●●●
8	●●●●	●●●●●	●●●	●●●●	●●●●●	●●●
9	●●●	●●●	●●	●●●	●●●●●	●●
10	●●●	●●●●	●●●●	●●●●	●●●●●	●●●●

● = Valor equivalente a 0,2 cm o m, o 20% según el caso. Los valores aproximados a la figura, no representan necesariamente el valor exacto para la variable.

Cuadro N° 12
RESUMEN DE LOS RESULTADOS DEL ESTUDIO CATEGORIZADOS Y CLASIFICADOS POR ASOCIACIÓN

Asociación	Incremento anual		Proporción esperada de individuos			
	DAP	Altura	Rectos	Sin Bifurcación	Sin Daño	Árboles <i>M</i>
1 (Puro)	★★★	★★★	★★	★★★	★★★	★★
2	★★	★★★	★★	★★★	★★★	★★
3	★★★	★★★	★★	★★	★★★	★★
4	★★★	★★★	★★★	★★★	★★★	★★★
5	★★★	★★★	★★★	★★★	★★★	★★★
6	★★	★★★	★★	★★	★★★	★★★
7	★★	★★★	★★	★★	★★★	★★
8	★★★	★★★	★★	★★	★★★	★★
9	★★	★★	★	★★	★★★	★★
10	★★	★★★	★★★	★★★	★★★	★★★

Categorías: ★★★ = Excelente ★★ = Bueno ★ = Regular = Malo

Las asociaciones 4, 5, 10 y 1 destacan por sobre el resto. Si bien los valores de las asociaciones 4 y 5 están catalogados como *excelentes*, el Cuadro N° 12 muestra un mayor valor para la situación 4 en desmedro de la 5, por lo se puede afirmar que corresponde a la situación más favorable para el roble europeo, pues posee valores superiores en crecimiento y proporción de árboles *M*.

DISCUSIÓN

La densidad de las plantaciones estudiadas (1.634 árboles/ha) es superior a las densidades de plantación empleadas en Italia, que oscilan entre 800 y 1.100 árboles/ha (Mercurio y Minotta, 2000). Para las variables estudiadas, se observaron diferencias entre asociaciones, en concordancia con otra experiencia en Chile reportada por Loewe y González (2009).

En relación a la proporción de árboles de calidad, las asociaciones 4, 5 y 10 son las más favorables para el desarrollo de árboles *M* (65, 68 y 60%, respectivamente), se encuentran en ladera soleada, y poseen una mezcla de especies que favorece la formación de individuos con aptitud para producir madera de calidad, siendo esto provechoso para el crecimiento inicial de *Q. robur*; la situación pura contiene un 59% de árboles *M*. Las especies acompañantes, además de minimizar la competencia por luz, proporcionan una protección lateral a la especie principal. De este modo, los fustes protegidos por el dosel del estrato intermedio producen maderas de mayor calidad, sin brotes epicórmicos.

Según Joyce et al. (1998), la asociación con coníferas generalmente cumple un rol protector, pues su hábito disminuye la penetración de luz provocando un desarrollo fustal con baja generación de brotes epicórmicos y un sistema radicular vigoroso.

Tanto en la asociación 5 como en la 10 está presente pino oregón como especie asociada, cuyo acompañamiento lateral favorece el desarrollo en altura de los individuos y la formación de ramas delgadas y poco vigorosas, pues su hábito reduce la penetración de luz al fuste. No obstante, este rol protector debe ser eliminado a tiempo, evitando la competencia con el roble europeo, y posteriormente continuar con ciclos de poda a 12-15 m de altura, siendo este el momento adecuado para cosechar algunas coníferas.

La asociación 10, junto a la protección fustal otorgada por el pino oregón, incluye regeneración natural de *Acacia dealbata*, cuya fijación de N podría explicar el buen comportamiento de esta asociación (Forrester et al., 2006).

En la asociación 4, la protección fustal es realizada por *Acer pseudoplatanus* y en menor medida por *Castanea sativa*, beneficiándose todas las especies del rodal. Siebert en González (2004), afirma que las plantaciones mixtas, no siempre coetáneas, utilizadas dentro de los límites de la sostenibilidad, mejoran el resultado económico, basado en una gestión silvícola a nivel de árbol individual (la biomasa no es el objetivo, aunque permite financiar las primeras intervenciones), con mayor valor por la calidad fustal (dimensión y calidad de la madera) de las especies arbóreas que se cosechan.

Se debe considerar que al ralear, con la mayor penetración de luz, el rodal reacciona elevando notoriamente los incrementos diamétricos y en altura; de hecho Buresti et al. (1998) señalan que en una plantación pura de roble europeo de 12 años, después del raleo, el incremento anual subió de 1 a 1,4 cm/año, junto a la aparición de numerosos brotes epicórmicos y aumento en grosor de las ramas, lo que provoca un deterioro en la calidad de la madera, aspectos que la excluyen de los exigentes mercados especializados europeos. Además, Loewe y González (2006) señalan que una plantación mixta de *Q. robur* con aliso italiano (*Alnus cordata*) tiene un crecimiento superior al cultivo mono específico, que es incluso 1 año mayor. Es importante señalar que el rápido crecimiento inicial del aliso italiano, de mayor desarrollo en altura y diámetro respecto al roble europeo, posteriormente decrece, con valores de incremento corriente inferiores a los del incremento medio.

Cabe señalar que la asociación de roble europeo con pino oregón, aramo australiano y *Eucalyptus regnans* (9) presentó el menor desarrollo, probablemente debido a la presencia simultánea de tres especies acompañantes vigorosas, que compiten por la luz y el espacio que el roble necesita para un buen desarrollo de su copa (Ravagni et al., 2015), y que presentan una tasa de crecimiento igual o mayor al de esta especie.

Otra razón para no establecer la especie en plantaciones puras, es que en la plantación mixta la variabilidad de los incrementos es menor, simplificando el manejo (Loewe, 2002). Además, la asociación de especies reduce riesgos por elementos abióticos, como heladas, viento o sequías, que pueden dañar a una determinada especie, y no a otras; o debido a factores bióticos, ya que la presencia de varias especies en una plantación limita la propagación de enfermedades y ataques parasitarios. Además, disminuye la incertidumbre económica por variaciones de los mercados y por la duración de los ciclos de cultivo (Loewe y González, 2001).

Una de las características más notables de las plantaciones mixtas es su flexibilidad, generando un mayor margen para cosechar en momentos económicamente atractivos, lo que representa beneficios al comercializar el producto. Las especies acompañantes pueden inducir uno o más efectos positivos en la asociación, estimulando el crecimiento de la especie principal, favoreciendo una dominancia apical elevada y la formación de ramas delgadas. Además, inducen un notable desarrollo en altura los primeros años y un sucesivo ritmo de crecimiento menor, que proporciona un estímulo inicial en el crecimiento de la especie principal y sucesivamente ejerce una menor competencia por luz y espacio.

En general, el disponer de especies secundarias capaces de producir bienes complementarios en el transcurso de la rotación es importante, ya que el ingreso principal de una plantación es lejano en el tiempo respecto al momento de la plantación, siendo este un factor a considerar para el mercado chileno.

El efecto de los nidos de roble europeo en la proporción de árboles *M* fue pobre (40% en ladera sombría y 17% en ladera soleada). No obstante, la incorporación de grupos reducidos dentro de plantaciones proporcionará unos 15 robles europeos de máxima calidad por hectárea, con diámetros sobre 60 cm sin nudos, anillos de crecimiento uniformes y de color claro, características que se forman por la tenue inclusión de luz y un crecimiento pausado, altamente valorados en el mercado. No obstante, se sugiere establecer nidos en otras asociaciones a fin de evaluar si es un comportamiento generalizado para esta variante silvicultural.

Contrariamente a lo indicado por varios autores (Kerr, 2004; Gabriel *et al.*, 2005; Gauthier *et al.*, 2013), la plantación pura presentó mayor crecimiento medio que las mixtas tanto en altura como en diámetro (0,80 cm/año *versus* 0,58 cm/año), con un incremento diamétrico similar al inferior reportado por Ravagni *et al.* (2015) en plantación pura en Italia central. Sin embargo, esta modalidad de plantación no resulta adecuada para la producción de madera de calidad de la especie, pues con el manejo tradicional se induce el desarrollo de características no deseables para la madera de alto valor (brotes epicórmicos, individuos tipo “escobilla de mamadera”, engrosamiento de ramas, etc.), factores que reducirán su precio.

CONCLUSIONES

Las plantaciones mixtas tienen ventajas para varios parámetros de importancia económica para el cultivo del roble europeo, con efectos positivos en su calidad fustal. Las asociaciones más favorables para la especie incluyen arce y castaño, seguido de pino oregón y castaño, y pino oregón y arce, y luego por la plantación pura, en orden decreciente.

Varias asociaciones (3, 2, 6 y 7) son propicias para el desarrollo de árboles *M*, siendo el manejo el encargado de mejorar su desarrollo. La plantación en grupos o *nidos*, presentó resultados pobres, comportándose mejor en exposición sombría.

El incremento en diámetro y altura fue superior en la situación pura, pero se estimó que en esta modalidad de plantación la proporción de árboles no rectos sobrepasaría el 30%. Las mejores asociaciones poseen un crecimiento diamétrico elevado, al igual que la proporción de árboles rectos, debido a la presencia de especies acompañantes que favorecen un buen desarrollo de los individuos, primordial para formar fustes de calidad.

Los resultados evidencian que ciertas especies acompañantes pueden desempeñar un rol importante en el cultivo del roble europeo, incidiendo en factores que determinan la calidad de la madera, como la rectitud y la presencia de bifurcaciones. Adicionalmente, también ejercerían un rol protector ante plagas y enfermedades, lo que en este caso no se detectó dado el buen estado sanitario de las plantaciones estudiadas.

REFERENCIAS

Aguayo, H., 2000. Evaluación del crecimiento en una plantación de *Quercus robur* L. en el sector de la región de la Araucanía. Tesis Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. p. 2 – 16.

Álvarez, P.; Barrio, M.; Díaz, R.; Higuera, J.; Riesco, G.; Rigueiro, A.; Rodríguez, R. y, Villarino, J., 2000. Manual de selvicultura de frondosas caducifolias. Universidad Santiago de Compostela.

Balzarini, M.; Macchiavelli, R. y Casanoves, F., 2005. Aplicaciones de modelos mixtos en agricultura y forestería. Notas de clase Curso Internacional Aplicaciones de Modelos Mixtos en Agricultura y Forestería. CATIE. Turrialba, Costa Rica, 189p.

Berti, S.; Brunetti, M. y Rescic, L., 2003. Manuale sulla valutazione della qualità degli assortimenti legnosi ritraibili dalle specie legnose pregiate. Regione Lombardia. CNR-IVALSA, ARSAF. 48 p.

Burschel, P. y Huss, J., 1997. Grundriss des Waldbaus Ein Leitfaden für Studium and Praxis. Berlín, Alemania. Parey Buchverlag. p. 386 – 395

Buresti, E.; De Meo, F. y Pelleri, F., 1998. Criteri e risultati di un diradamento in un impianto di arboricoltura da legno di farnia. Arezzo, Italia. Annali Istituto Sperimentale Selvicoltura – Arezzo. p. 29 – 40.

Ducouso, A. y Bordacs, S., 2004. EUFORGEN Technical guidelines for genetic conservation and use for pedunculate and sessile Oaks (*Quercus robur* and *Quercus petraea*). Roma, Italia. Plant Genetic Resources Institute. 6 p.

Forrester, D. I.; Bauhus, J.; Cowie, A. L. y Vanclay J. K., 2006. Mixed-species plantations of Eucalypts with nitrogen fixing trees: A review. *Forest Ecology and Management* 233 (2006) 211-230.

Forrester, D. I.; Vanclay, J. K. y Forrester, R. I., 2011. The balance between facilitation and competition in mixtures of Eucalypts and Acacia changes as stand develop. *Oecologia* 166 (2011) 265-272.

Gabriel, K., Blair, I. F. y Mason W. I., 2005. Growing broadleaves trees on the North York Moors, results after nearly 50 years. *Quarterly Journal of Forestry* 99 (2005), pp. 21-30.

Gauthier, M. M.; Zellers, K. E.; Löf, M. y Jacobs, D. F., 2013. Inter- and intra-specific competitiveness of plantation-grown American Chestnut (*Castanea dentata*).

González, Y., 2004. Efecto de diferentes asociaciones de especies vegetales en el crecimiento y la calidad fustal de aramo australiano o Blackwood (*Acacia melanoxylon* R. Br.), Fundo Miraflores, Comuna de Lanco, X región, Chile. Tesis Ingeniero Forestal. Temuco, Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Temuco. p. 18 – 55.

Hung, T. D.; Herbohn, J. L.; Lamb, D. y Nhan, H. D., 2011. Growth and production varies between pair-wise mixtures and monoculture plantations in North Viet Nam. *Forest Ecology and Management* 262 (2011) 440-448.

Joyce, P.; Huss, J.; Mc Carthy, R.; Pfeifer, A. y Hendrick, E., 1998. Growing Broadleaves, Silvicultural guidelines for Ash, Sycamore, Wild Cherry, Beech and Oak in Ireland. Dublin, Irlanda, National University of Ireland. COFORD. pp. 97 – 120.

Kerr, G., 2004. The growth and form of Ash (*Fraxinus excelsior*) in mixture with Cherry (*Prunus avium*), Oak (*Quercus petraea* and *Quercus robur*), and Beech (*Fagus sylvatica*). *Canadian Journal of Forest Research* 34:2340-2350

Loewe, V., 1998. Antecedentes de mercado de especies promisorias para Chile (aliso común, aliso rojo, arce, avellano, castaño, cerezo, encino rojo, fresno, grevillea, liquidambar, nogal común, nogal negro, pino piñonero, tulipero). Valdivia, Chile, INFOR. 132 p. Documento de Trabajo Nº 599.

Loewe, V., 2000. Recomendaciones para el cultivo de latifoliadas de alto valor. Santiago, Chile, INFOR – FIA. 40 p.

Loewe, V., 2002. Técnicas de poda para producir maderas duras de alta calidad y valor. Santiago, Chile, INFOR – FIA. 59 p.

Loewe, V., 2003. Arboricultura para producción de madera de alto valor. Santiago, Chile, INFOR – FIA. 56 p.

Loewe, V., 2009. Usos y Mercados de la Madera de Encino o Roble Europeo. Chile Forestal 345:45-49.

Loewe, V. y González, M., 2001. Plantaciones mixtas, una técnica de innovación productiva apropiada para la producción de maderas valiosas. Santiago, Chile, INFOR – FIA. 32 p.

Loewe, V. y González, M., 2006. Plantaciones Mixtas, Un modelo productivo con potencial para Chile. INFOR-FIA, 299 p.

Loewe, V. y González, M., 2009. Evaluación del crecimiento de Roble rojo americano (*Quercus rubra*), Encino (*Quercus robur*), Cerezo (*Prunus avium*) y Castaño (*Castanea sativa*) en plantaciones mixtas y pura orientadas a la producción de madera de alto valor en el sur de Chile en un periodo de siete años. XIII Congreso Forestal Mundial 2009, Buenos Aires, Argentina, 18-25 Octubre 2009.

Loewe, V.; González, M. y Balzarini, M. 2013. Wild Cherry tree (*Prunus avium*) growth in pure and mixed plantations of South America. Forest Ecology and Management Pp 31-41. Doi10.1016/j.foreco.2013.06.015.

Menéndez, J., 2006. *Quercus robur* L. Asturnatura.com [en línea], Num 97, 19/10/2006. Consultado el 10/09/2008. Disponible en: <http://www.asturnatura.com/especie/quercus-robur.html>

Mercurio, R. y Minotta, G., 2000. Arboricultura da legno. Ed. CLUEB. Bolonia, Italia. 203 p.

Mori, P.; Bruschini, S.; Buresti Lattes, E.; Giulietti, V.; Grifoni, F.; Pelleri, F.; Ravagni, S.; Berti, S. Y Crivellaro, A., 2007. La selvicoltura delle specie sporadiche in Toscana. ARSIA, Florencia, Italia. 180 p.

Najera, Y.; Angulo, F. y López, V., 1969. Estudio de las principales maderas comerciales de frondosas peninsulares. Madrid, España, Instituto Forestal de Investigación y Experiencias. pp. 211 – 217.

Piotto, D.; Viquez, E.; Montagnini, F. y Kanninen, M., 2004. Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. Forest Ecology and Management 190: 359-372.

Ravagni, S.; Bidini, C.; Bianchetto, E.; Vitone, A. y Oelleri, F., 2015. Cultivation techniques in a 34 years old farming Oak (*Quercus robur* L.) plantation in the Arno valley (Tuscany). Annals of Silvicultural Research 39 (2) 111-117.

Rodríguez, M., 1990. Geografía agrícola de Chile. 2ª Edición. Santiago, Chile, Universitaria. Pp 238 – 241.

Siebert, H.; Von Einsiedel, S. y Freiin Truchsess, A., 2003. Mejoramiento de la calidad fustal en plantaciones de *Pseudotsuga menziesii* al crecer en asociación con *Acacia melanoxylon*. Bosque 24 (3): 75 – 83 p.

Savill, P., 1991. The Silviculture of trees used in British Forestry. Oxford, Reino Unido, CAB. 179 p.

Suszka, B.; Muller, C. y Bonnet-Massimbert, M., 1994. Graines des feuillus forestiers de la récolte au semis. Paris, Francia, INRA. p. 247 – 249.

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

RESUMEN

Los bosques naturales cumplen un rol fundamental para el bienestar de la sociedad, sin embargo, las presiones antrópicas sobre estos ecosistemas pueden comprometer su funcionalidad y capacidad para proveer bienes y servicios. Entre estas presiones, la degradación forestal ha sido identificada como una de las acciones antrópicas más significativas, sin embargo, la falta de claridad y consenso del significado de dicho concepto ha sido una limitante para dimensionar este problema en bosques de todo el mundo.

Considerando la necesidad de buscar formas efectivas que permitan abordar este fenómeno para los bosques nativos en Chile, se presenta una definición operacional del concepto de degradación forestal basada en elementos de dinámica forestal, resiliencia y el marco normativo vigente. Dicha definición distingue aquellos procesos de degradación asociados a los disturbios antrópicos que afectan distintos atributos de los bosques nativos y de condiciones o estados de degradación que requieren de asistencia humana para recuperar su funcionalidad y productividad.

Se argumenta que esta definición permitiría enfrentar el problema en forma práctica, con propuestas de manejo y acciones de restauración, y para lo cual sería necesario incorporar dicho concepto en la norma. Este marco conceptual es necesario para abordar la degradación forestal, uno de los desafíos más importantes para lograr el manejo sustentable de los bosques nativos en el mediano y largo plazo.

Palabras clave: Degradación forestal, Sucesión retenida, Restauración, Resiliencia

SUMMARY

Forest ecosystems play a fundamental role for social welfare. However, multiple forest pressures may undermine their functionality and ability to provide goods and services. Forest degradation has been identified as one of the most significant anthropic forces affecting forests throughout the world, nevertheless, clarity and consensus regarding the meaning of degradation has been a restriction for its quantification, and the development of management proposals and restoration practices.

Here, is presented a conceptual proposal based on elements of forest stand dynamics, resilience and the current regulatory framework in Chile. Such conceptual framework is necessary to address forest degradation, one of the most important challenges to achieve sustainable forest management for native forests.

It is proposed an operational definition of the concept distinguishing between the process of degradation which is associated to disturbances affecting the integrity of native forests, and the state of forest degradation that requires human assistance to recover its functionality and productivity.

Key Words: Forest degradation, Arrested succession, Restoration, Resilience

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales cumplen un rol fundamental para el bienestar social ya que proveen múltiples bienes y servicios, tales como madera, productos forestales no madereros, provisión de agua, belleza escénica, captura de carbono, entre otros (MEA, 2005). Considerando los actuales y emergentes agentes de presión sobre estos ecosistemas, tales como degradación forestal, deforestación, cambio climático, invasión de especies exóticas, entre otros (Coomes *et al.*, 2014), mantener la capacidad de estos ecosistemas para suministrar bienes y servicios es un desafío significativo para las acciones de manejo en las próximas décadas (Rist y Moen, 2013).

La degradación forestal es uno de los procesos de cambio más significativos que afectan la integridad y funcionalidad de más de 2.000 millones de hectáreas de bosques en el mundo (Minnemayer *et al.*, 2011). Dada las implicancias ambientales, económicas y sociales asociadas a esta problemática, las agendas de colaboración internacional han desarrollado una serie de estrategias para enfrentarla, proponiendo acciones en materias relativas a la restauración y al manejo forestal sostenible (Angelsen *et al.*, 2009; FAO, 2018).

Pese a ser un problema prioritario, la falta de acuerdos en cómo definir y medir la degradación forestal y un marco para su seguimiento, se ha transformado en una limitación adicional que obstaculiza o limita el éxito de los esfuerzos para restaurar bosques dañados o alterados (Sasaki y Putz, 2009, Putz y Romero, 2014, Schoene *et al.*, 2007). Lo anterior puede ser ejemplificado en el último informe sobre la evaluación mundial de los recursos forestales (FAO, 2015) el cual no informa cifras respecto a superficies afectadas por degradación.

La falta de consenso sobre el concepto de degradación también coincide con la necesidad de generar una definición que aborde escalas locales y nacionales (Holl y Aide, 2011), así como resolver algunos vacíos de información y aportar al diálogo técnico-político para la toma de decisiones en el sector forestal (Simula, 2009).

En el caso de Chile, un reporte basado en *stocks* de carbono informa una superficie de 461.231 hectáreas de bosques nativos degradados (CONAF, 2016). No obstante, el país aún no cuenta con una cifra que dimensione la degradación forestal en forma ecosistémica, es decir considerando la dinámica de estos ecosistemas (ej. regeneración), así como otros servicios (ej. provisión de agua o recreación).

Esta situación es una limitante para proveer información práctica, por ejemplo, la ubicación espacial y el estado de conservación de los bosques, etc., así como focalizar o priorizar áreas para acciones de restauración. Lo anterior, con serias implicancias para la puesta en valor de ecosistemas forestales con un elevado potencial para producir bienes y servicios ecosistémicos de alta valoración para la sociedad, así como para la ejecución de instrumentos e incentivos orientados al cumplimiento de los objetivos de la Política Forestal chilena⁸, la aplicabilidad de marcos regulatorios existentes (Ley 20.283) y el cumplimiento de compromisos internacionales, tales como el Acuerdo de Copenhague (2010), el Desafío de Bonn (2011) o la Iniciativa 20x20 (2014) (Sartori, 2015).

Considerando la importancia de abordar la degradación forestal en Chile y así facilitar el cumplimiento de las metas nacionales en materia de restauración y manejo forestal sostenible de

⁸ Objetivos de Impacto 2.2: Potenciar la función productiva sustentable del bosque nativo, orientándola hacia la producción de bienes madereros de alto valor, considerando el manejo silvícola y los límites que imponen las funciones del bosque relacionadas con la protección de la naturaleza, conservación de la biodiversidad y las necesidades de las comunidades locales.

Objetivos de Impacto 4.1: Restaurar el patrimonio forestal afectado por diversos tipos de catástrofes naturales e intervenciones antrópicas, especialmente aquellas áreas que han sufrido los efectos de incendios forestales, erupciones volcánicas o aluviones, y que tienen consecuencias negativas sobre el suelo, el agua y la biodiversidad (Política Forestal de Chile 2015 - 2035).

los bosques nativos, el objetivo de esta opinión es proponer, desde la ciencia aplicada, una aproximación conceptual a la degradación, la cual integre enfoques teóricos y prácticos que contribuyan a identificar y enfrentar al fenómeno de manera operativa.

ENFOQUES CONCEPTUALES DE DEGRADACIÓN FORESTAL

El término degradación forestal no solo refleja diferencias biofísicas entre ecosistemas forestales, sino que además revela las distintas percepciones, objetivos y valores que tienen propietarios de bosques, tomadores de decisión u otros interesados en los bienes y servicios de los bosques, las causas que producen la pérdida de estos, así como de las escalas temporales y espaciales consideradas en el análisis (Hobbs, 2016, Thompson *et al.*, 2013).

La diversidad de enfoques para definir degradación forestal conlleva además a que muchas de estos sean demasiado vagos o reduccionistas, condición que hace que sean poco adecuados para informar a procesos de toma de decisiones (Simula, 2009, Thompson *et al.*, 2013).

En el Cuadro N° 1 se resume algunas de las principales definiciones y aproximaciones conceptuales encontradas para la degradación forestal a nivel internacional.

Cuadro N° 1
OBJETIVOS, DEFINICIONES Y APROXIMACIONES CONCEPTUALES DE DEGRADACIÓN FORESTAL

Objetivos	Definiciones y Aproximaciones Conceptuales
Identificar bosques degradados basándose en los conceptos de resiliencia y sucesión forestal.	Estado de sucesión interrumpida, la cual es inducida por causas humanas, y que genera que los procesos que sostienen la dinámica forestal se encuentran disminuidos o severamente restringidos (Ghazoul <i>et al.</i> , 2015).
Identificar degradación a través de criterios e indicadores.	Cambios a los procesos ecosistémicos y un <i>continuum</i> de declinación en servicios desde bosques primarios hasta varias formas de uso antrópico y de manejo de los bosques, que pueden conllevar a deforestación (Thompson <i>et al.</i> , 2013).
Identificar efectos antrópicos sobre componentes de la biodiversidad.	Un bosque degradado ofrece un reducido suministro de bienes y servicios de un determinado sitio y mantiene solo una limitada diversidad biológica. Dicho bosque puede haber perdido su estructura, composición de las especies o la productividad que es normalmente asociada al tipo forestal natural que se espera en ese sitio (CBD, 2005).
Definir indicadores para mecanismos de compensación ambiental asociados al rol de mitigación de cambio climático de los bosques.	Pérdida a largo plazo inducida por el hombre (que persista por X años o más) de al menos Y% de las reservas de carbono forestal [y valores forestales] desde la fecha T y que no se califica como deforestación o una actividad elegida conforme al Artículo 3.4 del Protocolo de Kyoto (IPCC, 2003).
Identificar estados de bosques para proponer acciones de restauración.	Bosques o tierras forestales que se han alterado más allá de los efectos normales de los procesos naturales mediante el uso insostenible o a través de desastres naturales tales como tormentas, incendios, deslizamientos de tierra o inundaciones (OIMT, 2002).
Proponer acciones de monitoreo del estado de los bosques.	Reducción de la capacidad de un bosque para proveer bienes y servicios (FAO, 2002).

Como se observa, independientemente del objetivo, ya sea abordando aspectos de monitoreo o restauración, la degradación forestal es considerada como una pérdida de atributos, funciones, bienes o servicios que prestan los bosques, sugiriendo que dicha pérdida estaría asociada a cambios en la estructura y la dinámica de los bosques, existiendo además un relativo consenso de que este fenómeno estaría vinculado a alteraciones de origen antrópico (CBD 2005; IPCC, 1993; Hunter, 1996, OIMT, 2002).

Respecto a este último punto, cabe señalar que la influencia del ser humano sobre el medioambiente y los bosques en particular, ha llegado a ser de tal magnitud y extensión que se ha propuesto designar a este periodo de la historia del planeta como el Antropoceno (Steffen *et al.*, 2011). Sin duda, bajo este escenario, surgirán nuevos tipos de amenazas bióticas y abióticas que afectarán el estado y funcionamiento de los bosques, requiriéndose de nuevos y adicionales esfuerzos para asegurar la provisión de bienes y servicios a largo plazo (Connelly *et al.*, 2017).

Actualmente, la degradación forestal puede ser explorada bajo nuevos paradigmas respecto a los desafíos del uso del suelo, la sustentabilidad en el manejo forestal y la silvicultura de bosques, donde enfoques como el de manejo ecosistémico (CBD, 1995; 2005) o el manejo adaptativo (Holling, 1978; Walters, 1986) aparecen como los de mayor connotación.

Adicional a estos enfoques, el concepto de resiliencia ha surgido con fuerza para tratar con los desafíos de la cuantificación del estado y aproximaciones al manejo de ecosistemas (Rist y Moen, 2013), así como constituir un marco integrador para analizar su funcionamiento (Ghazoul y Chazdon, 2017; Gunderson *et al.*, 2010; Standish *et al.*, 2014).

En Chile, el potencial de este enfoque para evaluar los ecosistemas forestales en temas asociados a la degradación se ha abordado a través de indicadores de estado de los bosques (Bahamondez y Thompson, 2016), nicho ecológico (Soto, 2017), e identificación y caracterización de formaciones (Vásquez-Grandón *et al.*, 2018; Vergara-Asenjo y Schlegel, 2017).

ENFOQUE PARA ENFRENTAR LA DEGRADACIÓN EN CHILE

La búsqueda de enfoques que integren y establezcan un balance entre aspectos teóricos y prácticos asociados a la restauración y al manejo de los ecosistemas forestales, aparecen como fundamentales para abordar la degradación forestal en términos operacionales.

Entre las principales consideraciones a tener en cuenta es que las acciones antrópicas asociadas a intervenciones inadecuadas sobre los ecosistemas forestales actúan como iniciadoras de cambios desfavorables en los atributos y/o procesos ecológicos clave, más allá de su capacidad de resiliencia⁹, generando un deterioro de las funciones y servicios que prestan los ecosistemas para el bienestar social (De Groot, *et al.*, 2010). Un listado de acciones directas e indirectas comúnmente descritas se presenta en el Cuadro N° 2.

Dichas acciones estarían asociadas a causas subyacentes que determinan la degradación (Hosonuma *et al.*, 2012; Kissinger *et al.*, 2012; Reyes *et al.*, 2018), las cuales estarían fuera del marco propuesto para suministrar una colección más diversa de bienes y servicios bajo el concepto del manejo forestal sustentable¹⁰ (Wilkie *et al.*, 2003).

⁹ Una medida de la habilidad de sistema socio-ecológico para absorber cambios en variables y parámetros, y aún persistir (Holling, 1973).

¹⁰ La definición más utilizada de MFS corresponde a la Declaración de Helsinki, la cual fue luego adoptada por FAO, indicando que corresponde a: "La administración y el uso de bosques y tierras forestales de una manera, y a un ritmo, que mantiene su biodiversidad, productividad, regeneración capacidad, vitalidad y su potencial para cumplir, ahora y en el futuro, funciones ecológicas, económicas y sociales pertinentes, a nivel local, nacional, y niveles globales, y que no causa daño a otros ecosistemas" (MCPFE, 2007).

Si bien en Chile, acciones como la sobreexplotación de madera, el incorrecto uso de tratamientos silviculturales y técnicas de cosecha, así como la acción del ramoneo sobre la regeneración han sido comúnmente asociadas a la degradación forestal (Catalán y Ramos, 1999; Rojas *et al.*, 2011; Zamorano-Elgueta *et al.*, 2014; Reyes *et al.*, 2018), los autores sostienen que necesariamente debe existir un marco conceptual que permita precisar aún más sobre esta materia.

Si bien, enfoques operativos para degradación forestal en Chile se han enmarcado en propuestas para identificar cambios en los *stocks* (Bahamondez *et al.*, 2009), enfoques conceptuales que incorporen aspectos holísticos de dinámica forestal no han sido hasta ahora desarrollados.

Cuadro N° 2
ACCIONES ANTRÓPICAS Y SU VÍNCULO CON LOS PROCESOS ECOLÓGICOS
DE LOS COMPONENTES DEL ECOSISTEMA FORESTAL

Acciones Antrópicas		Daño en Atributos Biofísicos y Procesos Ecológicos Clave				
		Regeneración y Reclutamiento de Especies	Productividad Primaria	Diversidad de Especies	Flujo de Genes	Fertilidad de Suelo ¹¹
Directas	Floreo			X	X	
	Sobre-extracción de productos madereros		X	X	X	X
	Sobre-extracción de productos no madereros			X		X
	Extracción de suelo orgánico	X				X
	Uso del bosque para forraje y resguardo de animales de uso doméstico	X		X		X
	Intervenciones silvícolas inapropiadas para el tipo de bosque y fragilidad del sitio	X	X	X	X	X
	Uso del fuego	X		X		X
Indirectas	Fragmentación de hábitat	X			X	
	Invasión de especies exóticas	X		X	X	
	Construcción de obras civiles	X				X

Sobre la base de los conceptos de resiliencia ecológica y dinámica de bosques propuestos por Ghazoul *et al.* (2015) y Ghazoul y Chazdon (2017), y considerando el marco legislativo a nivel nacional (Ley 20.283, Ley 19.300 y otras), los autores proponen definiciones de los conceptos de degradación y de bosque nativo degradado, las cuales, de ser incorporadas en el cuerpo normativo que regula la conservación y manejo del bosque nativo en Chile, permitiría poner en marcha propuestas de manejo y acciones de restauración.

¹¹ Daño por erosión y compactación de suelo, y su relación con cambios desfavorables en el régimen de agua, aire y elementos nutritivos.

Degradación de bosque nativo¹²: Proceso de deterioro o daño¹³ en atributos biofísicos o funciones ecológicas clave de un bosque¹⁴ producto de acciones antrópicas.

Bosque nativo degradado: Bosque caracterizado por una interrupción de la sucesión forestal determinada por la pérdida en su capacidad para auto-regenerarse y expresar la capacidad de sitio en el mediano plazo.

En la propuesta presentada en el recuadro, los autores argumentan que la degradación correspondería a un proceso que supone un daño significativo en atributos biofísicos y funciones ecológicas clave del bosque como consecuencia de acciones antrópicas (Cuadro N° 2) y que, por lo tanto, se realizan contextos socioeconómicos, temporal y espacialmente delimitados.

Estas acciones representan una trayectoria de cambios en los atributos de composición y estructura de los bosques que pueden resultar en cambio de estado, al que se le denomina “bosque degradado”, en los cuales su capacidad para regenerarse es afectada en el mediano plazo y, por lo tanto, existe la necesidad de asistencia antrópica para recuperar su trayectoria sucesional.

El concepto propuesto además incorpora otras precisiones conceptuales, tales como daño, bosque, bosque nativo, tales como las leyes 19.300 y 20.283, las cuales permiten poner en práctica el concepto con un enfoque espacial, así como enmarcar, tanto el proceso como estado de degradación, en una escala temporal que incorpora el enfoque social en la obtención de beneficios del bosque.

Dicho enfoque temporal identificado como un “período de tiempo socioeconómicamente significativo”, corresponde a un lapso de tiempo donde el bosque se encuentra en una nueva configuración composicional y estructura de gran estabilidad, condición en que su capacidad para producir bienes y/o servicios de importancia social se encuentra severamente disminuida. Como ejemplo, este período para el caso de renovales del tipo forestal *Nothofagus obliqua*- *Nothofagus nervosa*- *Nothofagus dombeyi* ha sido propuesto como de 10 años (Bahamondez *et al.*, 2016).

Para identificar el estado de degradación se proponen dos estrategias, que por un lado incluyan métricas que den cuenta acerca del *legado o memoria ecológica* que resulta del impacto de alteraciones antrópicas y que determinan la trayectoria futura del ecosistema (Begtsson *et al.*, 2003; Johnstone *et al.*, 2016), y que por otro reflejen la *dinámica y trayectoria de los procesos ecológicos* en la etapa post alteración, tales como la abundancia de regeneración natural, bancos de semilla en el suelo o el establecimiento de capas densas de especies competidoras del sotobosque (Norden *et al.*, 2009; Buma y Wessman, 2011; Gazhoul y Chazdon, 2017).

El uso de este segundo tipo de indicadores, con enfoque en los procesos ecológicos de restauración de los bosques, tiene la ventaja de mostrar la historia de recuperación de los bosques, evitando el uso de repetidas mediciones (monitoreo) de variables en el tiempo para determinar su trayectoria (Ghazoul *et al.*, 2015).

¹² Bosque formado 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 (Ley de Bosque Nativo 20.283).

¹³ Daño Ambiental se refiere a toda pérdida, disminución, detrimento o menoscabo significativo inferido al medio ambiente o a uno o más de sus componentes (Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente).

¹⁴ 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% de dicha superficie total en condiciones áridas y semiáridas y el 25% en circunstancias más favorables (Ley de Bosque Nativo 20.283).

Cuadro N° 3
ESTRATEGIAS PARA IDENTIFICAR BOSQUES NATIVOS DEGRADADOS
BASADAS EN ATRIBUTOS ECOLÓGICOS CLAVE

Estrategia	Atributos
Interrupción de la regeneración (Ghazoul <i>et al.</i> , 2015; Niering y Goodwin, 1974)	Ausencia o baja densidad de regeneración natural de especies arbóreas de acuerdo al estado sucesional del bosque.
	Alta densidad y cobertura de especies competidoras a la regeneración natural de especies arbóreas.
Pérdida de memoria ecológica ¹⁵ (Padisak, 1992)	Baja densidad y cobertura de especies arbóreas en relación a la ocupación potencial del sitio.
	Ausencia de especies arbóreas en clases de diámetro acordes al estado sucesional del bosque.
	Heterogeneidad en la distribución espacial de los árboles (agrupamiento de árboles y grandes claros).
	Alta abundancia de especies en términos del tipo, calidad y forma, no correspondientes al sitio.

Del Cuadro N° 3 se desprende que la identificación de un bosque en un estado degradado dependerá, además de la utilización de variables asociadas a la retención, de la sucesión de otras variables asociadas a la memoria ecológica post alteración. Estas aproximaciones pueden ser exploradas, por ejemplo, mediante el muestreo de bosques con distintos niveles de alteraciones (gradientes). Dicho enfoque es relevante dada la ocurrencia de múltiples alteraciones antrópicas ocurridas en bosques templados de Chile (Armesto *et al.*, 1994), donde extensas áreas han sido colonizadas por especies arbustivas pioneras de los géneros *Chusquea* o *Gaultheria*, las cuales inhiben el establecimiento y desarrollo de las especies arbóreas del bosque nativo por muchos años e incluso décadas (Clark, 1995; Gonzalez *et al.*, 2014).

DISCUSIÓN GENERAL

Uno de los desafíos para el manejo forestal sustentable a nivel global es contar con un enfoque que permita hacer operacional el concepto de degradación, siendo ello precisamente uno de los principales problemas que comprometen el potencial de los bosques para generar bienes y servicios ecosistémicos a corto, mediano y largo plazo. Pese a que existen definiciones ya desarrolladas, muchas ellas se han enfocado en un limitado número de elementos que difícilmente son conectados a procesos de restauración y dinámica forestal (Ghazoul *et al.*, 2015).

Aunque definiciones operacionales de degradación han sido propuestas en distintos contextos (Bustamante *et al.*, 2015; Morales-Barquero *et al.*, 2014; Thompson *et al.*; 2013), los autores creen que la expresión práctica de este concepto necesariamente debe considerar y estar conectada a los marcos legales e instrumentos de manejo existentes, los cuales además deben fundarse sobre la base de sólidos conocimientos de la dinámica de los bosques, indicadores simples de evaluar en forma operativa y descansar en interpretaciones armonizadas y transparentes de otros conceptos, tales como “bosque” y “deforestación”, las cuales requieren los mecanismos de gestión a nivel internacional (Putz y Redford, 2010).

Bajo el enfoque conceptual propuesto es importante destacar que no todas las acciones antrópicas provocan degradación o conducen a un estado degradado. Sin embargo, la propuesta

¹⁵ Se entenderá como memoria ecológica a la influencia que ejercen los atributos de un ecosistema (composición, estructura, banco de semillas, etc) sobre la trayectoria presente y futura del bosque en un área en particular (Johnstone *et al.*, 2016; Padisak, 1992).

de variables e indicadores descritos en esta opinión, permitirá identificar y cuantificar la degradación forestal de los bosques nativos en Chile. Lo anterior permitirá contar con información espacialmente explícita que permita dimensionar esta problemática a distintas escalas temporales y espaciales.

En este sentido, es necesario evaluar las intervenciones silvícolas que actualmente están siendo aplicadas a cada tipo de bosque, muchas de las cuales no están asegurando una regeneración de especies arbóreas, y reorientar estas de acuerdo al tipo de bosque, fragilidad del suelo, tipo de propietarios, etc. Por otro lado, la generación de propuestas que integren los intereses de los productores silvoagropecuarios con la capacidad productiva de los bosques puede ayudar a revertir el problema de degradación.

Para recuperar la funcionalidad de bosques degradados, existen diversas actividades silviculturales como la manipulación del dosel residual, del sotobosque y de la cama de semillas. De acuerdo a Nyland (2006), para restaurar bosques degradados, es decir, reiniciar el proceso sucesional, en términos generales se requiere homogeneizar el espaciamiento entre los árboles residuales, concentrar el potencial de crecimiento en los árboles de mejor calidad, regenerar una nueva cohorte y controlar la competencia de especies competidoras indeseadas. Sin embargo, estas medidas dependerán del nivel de deterioro del bosque.

Para salvaguardar la funcionalidad y productividad de los bosques nativos en Chile será necesario avanzar en la incorporación de conceptos asociados a la degradación en los actuales y nuevos instrumentos de políticas, así como en aspectos regulatorios de carácter operacional tales como planes de manejo u ordenación. Esto además requerirá de nuevos esfuerzos para focalizar estrategias y técnicas de restauración que permitan recuperar la dinámica de los bosques y su capacidad para generar bienes y servicios en el mediano y largo plazo.

REFERENCIAS

Angelsen, A.; Brockhaus, M.; Kanninen, M.; Sills, E.; Sunderlin, W. D. and Wertz-Kanounnikoff, S. (Eds), 2009. Realising REDD+: National strategy and policy options. CIFOR, Bogor, Indonesia.

Armesto, J. J.; Villagrán, C. and Donoso, C., 1994. Desde la era glacial a la industrial. La historia del bosque templado Chileno. *Ambiente y Desarrollo* 10:66–72

Bahamóndez, C.; Martín, M.; Müller-Using, S.; Rojas, Y. y Vergara, G., 2009. Case Studies on Measuring and Assessing Forest Degradation: An Operational Approach to Forest Degradation. Forest Resources Assessment Working Paper 158. FAO, Rome, Italy. [online] URL: <http://www.fao.org/docrep/012/k7177e/k7177e00.pdf>.

Bahamondez, C. and Thompson, I. D., 2016. Determining forest degradation, ecosystem state and resilience using a standard stand stocking measurement diagram: Theory into practice. *Forestry* 89:290–300

Bengtsson, J.; Angelstam, P.; Elmqvist, T.; Emanuelsson, U.; Folke, C.; Ihse, M.; Moberg, F. and Nyström, M., 2003. Reserves, resilience, and dynamic landscapes. *Ambio* 32:389–96

Buma, B. and Wessman, C. A., 2011. Disturbance interactions can impact resilience mechanisms of forests. *Ecosphere* 2:1–13

Bustamante, M. M.; Roitman, I.; Aide, T. M.; Alencar, A.; Anderson, L. O.; Aragão, L.; Asner, G. P.; Barlow, J.; Berenguer, E.; Chambers, J.; Costa, M. H.; Fanin, T.; Ferreira, L. G.; Ferreira, J.; Keller, M.; Magnusson, W. E.; Morales-Barquero, L.; Morton, D.; Ometto, J. P.; Palace, M.; Peres, C. A.; Silvério, D.; Trumbore, S. and Vieira, I., 2015. Towards an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Glob Change Biol.* Accepted Author Manuscript. doi:10.1111/gcb.13087

Catalán, L. y Ramos, R., 1999. Pueblo Mapuche, Bosque Nativo y Plantaciones Forestales. Las Causas Subyacentes de la Deforestación del Sur de Chile, Ediciones Universidad Católica de Temuco, Temuco.

CBD, 1995. Malawi Principles. Convention on Biological Diversity, United Nations Environment Programme,

Nairobi, Kenya. <<http://www.cbd.int/ecosystem/principles.shtml>>.

CBD, 2005. Report of the Inter-Sessional (Second) Meeting of the AHTEG on the Review of Implementation of the Programme of Work on Forest Biological Diversity. Montreal, 28 November - 2 December 2005. UNEP/CBD/SBSTTA/11/INF/2. <http://www.cbd.int/doc/?mtg=sbstta-11>

Clark, L. G., 1995. Diversit. H.; Forero, E. and Luteya, J. L. (Eds.) Biodiversity and conservation of neotropical montane forest. New York, USA. New York Botanical Garden Press. p. 501-512.

CONAF, 2016. Nivel de Referencia de Emisiones Forestales / Nivel de Referencia Forestal Subnacional de Chile. Estrategia nacional de cambio climático y recursos vegetacionales. Santiago, Chile. 140 p.

Connelly, E. B.; Allen, C. R.; Hatfield, K.; Palma-Oliveira, J. M.; Woods, D. D. and Linkov, I., 2017. Features of resilience. *Environ. Syst. Decis.* 37 (1), 46–50.

Coomes, D. A.; Burslem, D. F. R. P. and Simonson, W. D., 2014. Forests and global change. Cambridge University Press.

De Groot, R. S.; Alkemade, L.; Braat, L.; Hein, L. and Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7, pp. 260-272

FAO, 2002. Proceedings: Second Expert Meeting on Harmonizing Forest-Related Definitions for Use by Various Stakeholders. Rome, 11-13 September 2002, WMO/ IPCC/CIFOR/FAO/IUFRO/UNEP. Rome. <http://www.fao.org/docrep/005/y4171e/y4171e00.htm>

FAO, 2015. Global Forest Resources Assessment 2015. FAO Forestry Paper No. 1. UN Food and Agriculture Organization, Rome.

FAO, 2018. Sustainable Forest Management (SFM) Toolbox. Reducing Forest Degradation. Consultado 30 julio 2018. Disponible en: <http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules/reducing-forest-degradation/basic-knowledge/en/>

Ghazoul, J.; Burivalova Z.; Garcia-Ulloa, J. and King, L., 2015. Conceptualizing forest degradation. *Trends Ecol. Evol.*30:622–32

Ghazoul, J. and Chazdon, R., 2017. Degradation and recovery in changing forest landscapes: A multiscale conceptual framework. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 42, 161–188.

Gonzalez, M. E.; Amoroso, M.; Lara, A.; Veblen, T. T.; Donoso, C.; Kitzberger, T.; Mundo, I. A.; Holz, A.; Casteller, A.; Paritsis, J.; Muñoz, A.; Suarez, M. L. y Promis, A., 2014. Ecología de disturbios y su influencia en los bosques templados de Chile y Argentina *Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile Lugar: Valdivia; Año: 2014; p. 411 – 502*

Gunderson, L. H.; Allen, C. R. and Holling, C. S., 2010. Foundations of Ecological Resilience, Island Press

Hobbs, R. J., 2016. Degraded or Just Different? Perceptions and Value Judgements in Restoration Decisions. *Restoration Ecology* 24:153–158

Holl, K. D. and Aide, T. M., 2011. When and Where to Actively Restore Ecosystems? *For. Ecol. Manag.* 261: 1558–63

Holling, C. S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1–23.

Holling, C. S., 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management. John Wiley, New York, USA.

Hosonuma, N.; Herold, M.; De Sy, V.; De Fries, R. S.; Brockhaus, M.; Verchot, L.; Angelsen, A. and Romijn, E., 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environ. Res. Lett.* 7

Hunter, M., 1996. Benchmarks for managing ecosystems: Are human activities natural? *Conserv. Biol.* 10, 695–697

IPCC, 2003. Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from Direct Human-induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types. Penman, J.; Gytarsky, M.; Krug, T.; Kruger, D.; Pipatti, R.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. and Wagner, F. (Eds.), IPCC-IGES, Kanagawa. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Japan.
http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/degradation_contents.html

Johnstone, J. F.; Allen, C. D.; Franklin, J. F.; Frelich, L. E.; Harvey, B. J.; Higuera, P. E.; Mack, M. C.; Meentemeyer, R. K.; Metz, M. R.; Perry, W.; Schoennagel, T. and Turner, M. G., 2016. Changing disturbance regimes, climate warming and forest resilience. *Front. Ecol. Environ.* 14, 369–378.

Kissing, G.; Herold, M. and de Sy, V., 2012. Drivers of deforestation and forest degradation: A synthesis report for REDD+ policymakers. Rep., Lexeme Consult., Vancouver, Can.
https://www.forestcarbonpartnership.org/sites/fcp/files/DriversOfDeforestation.pdf_N_S.pdf

MEA, 2005. Ecosystems and human well-being: Current state and trends. Washington, DC: Island Press.

MCPFE, 2007. State of Europe's forests, 2007. The MCPFE report on sustainable forest management in Europe, Warsaw

Minnemeyer, S.; Laestadius, L.; Sizer, N.; Saint-Laurent, C. and Potapov, P., 2011. A World of Opportunity. Mapping Opportunities for Forest Landscape Restoration. Washington, D.C., World Resources Institute. Available at: www.wri.org/restoringforests.

Morales-Barquero, L.; Skutsch, M.; Jardel-Peláez, E. J.; Ghilardi, A.; Kleinn, C. and Healey, J. R., 2014. Operationalizing the Definition of Forest Degradation for REDD+ with Application to Mexico. *Forests* 2014, 5, 1653-1681

Niering, W. A. and Goodwin, R. H., 1974. Creation of relatively stable shrublands with herbicides: Arresting "succession" on rights-of-way and pastureland. *Ecology*, 55: 784-795.

Nyland, R. D., 2006. Rehabilitating cutover stands: Some ideas to ponder. In Kenefic LS, RD Nyland eds. Processing of the conference on diameter-limit cutting in Northeastern forests. US For. Serv. Gen. Tech. Rpt. NE-324. P. 47-51.

Norden, N.; Chazdon, R. L.; Chao, A.; Jiang, Y. H. and Vilchez-Alvarado, B., 2009. Resilience of tropical rain forests: Tree community reassembly in secondary forests. *Ecol. Lett.* 12:385–94

OIMT, 2002. Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales secundarios y degradados. Serie OIMT de políticas forestales N° 13. Yokohama.
http://219.127.136.74/live/Live_Server/154/ps13s.pdf

Padisak, J., 1992. Seasonal Succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary) A dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. *J. Ecol.*, 80, 217–230

Putz, F. E. and Redford, K., 2010. The Importance of Defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-Term Phase Shifts, and Further Transitions. *Biotropica*, 42 pp. 10-20

Putz, F. E. and Romero, C., 2014. Futures of Tropical Forests (*sensu lato*). *Biotropica* 46:495–505.

Reyes, R.; Nelson, H. and Zerriffi, H., 2018. Firewood: Cause or consequence? Underlying drivers of firewood production in the South of Chile. *Energy for Sustainable Development* (42) 97–108

Rist, L. and Moen, J., 2013. Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. *For Ecol Manag* 310:416–427. doi: 10.1016/j.foreco.2013.08.033

Rojas, Y.; Loguercio, G.; Nieto, V. y Bahamondez, C., 2011. Análisis de la Degradación Forestal en el Marco de REDD+. Proyecto MIA "Desarrollo Metodológico y de Herramientas para la REDD+". Santiago, Chile. 141 p.

Sartori, A., 2015. Compromisos forestales de Chile para enfrentar el cambio climático y consideraciones generales para la transferencia de derechos de carbono. Nota informativa. Corporación Nacional Forestal, Chile. 6 p.

Sasaki, N. and Putz, F. E., 2009. Critical Need for New Definitions of "Forest" and "Forest Degradation" in Global Climate Change Agreements. *Conservation Letters* 2 (5):226-232.

In. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00067>.

Schoene, D.; Killmann, W.; von Lupke, H. and Loyche-Wilkie, M., 2007. Definitional Issues Related to Reducing Emissions from Deforestation in Developing Countries. FAO Forests and Climate Change Working Paper 5. FAO, Rome.

Simula, M., 2009. Towards Defining Forest Degradation: Comparative Analysis of Existing Definitions. Forest Resources Assessment Working Paper No. 154 (Rome: UNFAO).

Soto, D., 2017. Recovery of High-graded *Nothofagus* Forests: Building Resilience Through Theory and Practice. A dissertation submitted for the degree of Doctor of Philosophy. Oregon, USA. Department of Forest Ecosystems and Society, Oregon State University. 150 p.

Standish, R. J.; Hobbs, R. J.; Mayfield, M. M.; Bestelmeyer, B. T.; Suding, K. N.; Battaglia, L. L. Evinerf, V.; Hawkesg, C.; Tempertonh, V. M.; Cramera, V. A.; Harris, J. A.; Funkj, J. L. and Thomask, P. A., 2014. Resilience in ecology: abstraction, distraction, or where the action is? *Biological Conservation*, 177,43–51.

Steffen, W.; Grinevald, J.; Crutzen, P. and McNeill, J., 2011. The Anthropocene: Conceptual and historical perspectives. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A* 369, 842–867

Thompson, I. D.; Guariguata, M. R.; Okabe, K.; Bahamondez, C.; Nasi, R.; Heymell, V. and Sabogal, C., 2013. An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation. *Ecol. Soc.* 18: 20.

Vásquez-Grandón, A.; Donoso, P. J. y Gerding, V., 2018. Degradación de los bosques: Concepto, proceso y estado – Un ejemplo de aplicación en bosques adultos nativos de Chile. En: Donoso, P. J.; Promis, A. y Soto, D. P. (Eds.). *Silvicultura en Bosques Nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos.* College of Forestry, Oregon State University. Valdivia, Chile. pp. 175-196

Vergara-Asenjo, G. y Schlegel, B., 2017. Degradación Forestal: Enfoques Conceptuales y sus Implicancias para Chile. *Ciencia e Investigación Forestal*. 23 (3): 73-83.

Walters, C., 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources.* MacMillan, New York, New York, USA.

Wilkie, M. L.; Holmgren, P. and Castaneda, F., 2003. Sustainable forest management and the ecosystem approach: two concepts, one goal. Working Paper FM 25. Food and Agriculture Organization, Forest Resources Development Service, Rome.

Zamorano-Elgueta, C.; Cayuela, L.; Rey-Benayas, J. M.; Donoso, P. J.; Geneletti, D. and Hobbs, R. J., 2014. The Differential Influences of Human-Induced Disturbances on Tree Regeneration Community: A Landscape Approach. *Ecosphere* 5:art 90. In: <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00003.1>

DIVERSIDAD GENÉTICA NEUTRAL Y ADAPTATIVA, UNA SIMPLE EXPLICACIÓN. Jorge González. Ingeniero en Biotecnología Vegetal, jgonzalez@infor.cl. Grupo de Conservación y Mejoramiento Genético Instituto Forestal. Chile.

RESUMEN

Partiendo de la premisa básica de que la diversidad genética es el nivel primario de la biodiversidad, el artículo enfatiza la importancia de la variación genética y presenta una completa revisión de documentos especializados para explicar las diferencias e implicancias de sus dos componentes; la variación genética adaptativa y la variación genética neutral.

En el trabajo se analiza también los efectos de estas formas de variación en el campo de la conservación genética y presenta un resumen de los principales estudios de diversidad genética efectuados para especies forestales nativas de Chile.

Palabras clave: Diversidad genética, Conservación

SUMMARY

Starting from the basic premise that genetic diversity is the primary level of biodiversity, the article emphasizes the importance of genetic variation and presents a complete review of specialized documents to explain the differences and implications of its two components; adaptive genetic variation and neutral genetic variation.

It also analyzes the effects of these forms of variation in the field of genetic conservation and presents a summary of the main genetic diversity studies carried out for native forest species in Chile.

Keywords: Genetic diversity, Conservation

INTRODUCCIÓN

Existe consenso científico de que la Biodiversidad, nombre corto de Diversidad Biológica (Convenio sobre la Diversidad Biológica de 1992), es un concepto multidimensional y multifacético, que no solo se refiere a la variedad y variabilidad de todos los organismos y sus hábitats, sino que también a las relaciones intraespecíficas que existen entre los organismos, los disturbios naturales y ciclos naturales (Noss, 1990). En este sentido, se puede entender como una expresión integradora de diferentes escalas espaciales y/o de organización ecológica, que comprende genes, especies, poblaciones y paisajes, y donde cada nivel o escala posee tres componentes diferentes: composición, estructura y función (Franklin *et al.*, 1981; Noss, 1990; Uta, 2009; Magurran, 2010).

La diversidad de especies ha sido la escala de biodiversidad que más atención ha recibido debido a la importancia de las especies como unidad biológica y a la relativa facilidad con la que se puede medir. Sin embargo, hay muchos aspectos de los patrones globales de biodiversidad para los cuales se desconocen los mecanismos causales y que demandan explicaciones del nivel genético (Gaston, 2000), por lo que el estudio de la diversidad de genes, o también llamada diversidad genética, está siendo cada vez más abordado por la comunidad científica, que ha desarrollado modelos teóricos que en conjunto con los avances en herramientas moleculares ha permitido entender los mecanismos que determinan la diversidad genética y los cambios que ocurren a nivel genético dentro y entre poblaciones, incluyendo aquellos que llevan a la adaptación y la especiación.

La diversidad genética representa el nivel primario de biodiversidad y se refiere a la variación de las secuencias de ADN dentro de un individuo, estas variaciones dan lugar a los diferentes alelos y estos a los diferentes genotipos, siendo mucho más extensa que la variación que se observa a través del fenotipo. Tanto es así, que es prácticamente imposible que dos individuos en una población tengan los mismos alelos en todos los loci. Por lo que los genes, constituyen el nivel de organización donde se genera la mayor variación, lo que permite a las poblaciones evolucionar y adaptarse a su ambiente.

Varios autores concuerdan en definir la evolución como el cambio en las frecuencias alélicas en las poblaciones a través del tiempo, siendo las fuerzas evolutivas (mutación, flujo genético, deriva genética y selección natural), en conjunto con otros factores, tales como el sistema reproductivo, los procesos que moldean las frecuencias alélicas y afectan los niveles de variación y estructura genética de las poblaciones, y por ende la evolución de estas (Hedrick, 1999; Cabrero y Camacho, 2002; Eriksson *et al.*, 2002; Eckert *et al.*, 2008; Molina *et al.*, 2010).

Sin diversidad genética, una especie no puede evolucionar y adaptarse a los cambios ambientales, experimentando una posibilidad mayor de extinción (Templeton, 1994; Donoso y Gallo, 2004). Las especies tienen tres opciones que les permiten sobrevivir ante los rápidos cambios ambientales; i) Dispersión, es decir una migración desde los hábitat nativos de las especies a otros hábitat más favorables; ii) Plasticidad fenotípica, la cual se refiere a la capacidad de un organismo de producir fenotipos diferentes en respuesta a cambios en el ambiente (no considera cambio genético); y iii) Adaptación, que se refiere al uso de la diversidad genética de las especies, para explorar variantes genéticas más adecuadas, en términos de eficiencia biológica, lo que les permite hacer frente a los cambios ambientales (Stadler y Stephens, 2002; Jump *et al.* 2009). Si las primeras dos opciones no se cumplen, la sobrevivencia de una especie requerirá un rápido cambio adaptativo, que solo es posible si se ha mantenido un nivel adecuado de variación genética (Figura N° 1), dada una presión selectiva suficientemente fuerte, ocurrirá una diferenciación adaptativa de las poblaciones, incluso en presencia de altos niveles de flujo genético (Pearman, 2001; Stockwell *et al.*, 2003; Bonin *et al.*, 2007; Hoffmann y Willi, 2008; Jump y Penuelas, 2005; Jump *et al.*, 2009; Palkovacs y Hendry, 2010; Kirk y Freeland, 2011).

Esquemáticamente, la diversidad genética se puede dividir en dos componentes complementarios pero desconectados (McKay y Latta 2002; Moritz 2002), que deben evaluarse por separado y de manera diferente. El primero es la diversidad genética adaptativa (también llamada

seleccionada o funcional), la cual surge directamente de la evolución adaptativa como consecuencia a la presión de la selección natural. El segundo es la diversidad genética neutral, resultante de los efectos de las fuerzas evolutivas neutras, como la deriva genética, la mutación, o la migración.

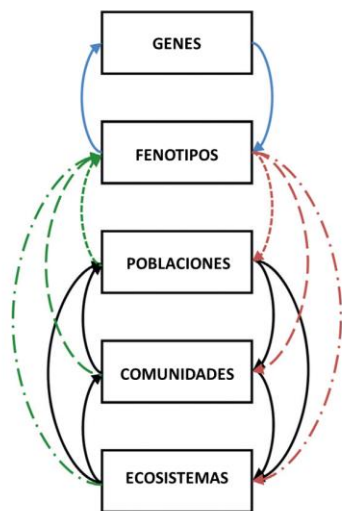


Figura N° 1. Los atributos de los genes, poblaciones, comunidades y ecosistemas influyen en los fenotipos a través de plasticidad fenotípica y selección natural (flechas verdes). La selección es la única que se traduce en un cambio evolutivo a través de la herencia, por lo que el cambio evolutivo real de una población es proporcional a la diversidad genética disponible (flechas azules). Los fenotipos resultantes pueden influir en los atributos de las poblaciones, comunidades y ecosistemas (flechas rojas), estos efectos pueden ir en cascada entre los niveles de organización ecológica a través de efectos ecológicos, como las interacciones tróficas (flechas negras). Generándose una dinámica de retroalimentación eco-evolutivas, donde la evolución altera los procesos ecológicos y esto configura el curso de la evolución posterior. (Adaptado de Palkovacs y Hendry, 2010)

Actualmente existe una cantidad abrumadora de trabajos, tanto teóricos como empíricos, que evidencian en el rol de la diversidad genética en la evolución de las especies, y cómo esta representa el primer nivel de biodiversidad (Para una revisión ver Saeed y Barozai, 2012; Fu, 2015; Govindaraj *et al.*, 2015). Este capítulo tiene como objetivo explicar la diversidad genética desde el sentido simple y práctico, repasando medición, interpretación y aplicación, sin detallar los procedimientos de campo y laboratorio, los cuales son extensos y ya han sido objeto de otras revisiones (Lowe *et al.*, 2004). Por último, se resalta el uso potencial de la información genética en la generación de iniciativas de rehabilitación de ecosistemas forestales, situación que hoy en día es prioridad a nivel nacional y mundial.

DIVERSIDAD GENÉTICA NEUTRAL Y ADAPTATIVA

La naturaleza evolutiva de todo organismo viviente es definida por su genoma, el cual consiste en una larga secuencia lineal de ADN, esta macromolécula proporciona la información necesaria para constituir un organismo. Se utiliza el término “*información*” debido a que el genoma no desempeña ninguna función activa en la construcción de un organismo, más bien son las secuencias de las subunidades individuales del ADN (genes), las que determinan las características hereditarias. Mediante una serie compleja de interacciones, esta secuencia se utiliza para producir todas las proteínas de un organismo. Las proteínas forman parte de la estructura del organismo o tienen la capacidad de construir estructuras o llevar a cabo las reacciones metabólicas necesarias para que la especie pueda adaptarse y sobrevivir a las condiciones ambientales (Lewis, 2008).

Desde los inicios, los avances en herramientas moleculares han contribuido considerablemente en los estudios de genética de poblaciones y ecología, cambiando paradigmas

y dando pasos a nuevas disciplinas, tales como la Genómica de Poblaciones, la cual combina conceptos teóricos de genética de poblaciones, ecología y herramientas moleculares con el objetivo de comprender la evolución (Goldstein y Weale, 2001; Gibson y Mackay, 2002). La genómica de poblaciones puede definirse ampliamente como el estudio simultáneo de numerosos loci o regiones del genoma para comprender mejor los roles de los procesos evolutivos (como mutación, deriva genética, flujo genético y selección natural) que influyen en la variación entre genomas y poblaciones. Su desarrollo ha incentivado a los especialistas a introducir nuevas herramientas para medir la diversidad genética, tanto así que las recientes mejoras de las técnicas de genotipificación, secuenciación de última generación (NGS) y expresión génica, asociadas con el aumento de las capacidades computacionales y nuevos métodos estadísticos ofrecen un enfoque alternativo para estimar tanto la diversidad genética neutral como la adaptativa (Hedrick, 1999; Sunnucks, 2000; Schlotterer, 2004).

Diversidad Genética Neutral

El término neutral se refiere a loci que no tienen implicancias sobre la eficacia biológica, en términos de la descendencia producida. Es decir, asumiendo un individuo de una especie diploide, para un locus dado, existen 2 alelos, llamados *a* y *b*, por consiguiente 3 genotipos resultantes, denominados los homocigotos *aa* y *bb*, y el heterocigoto *ab*. Sin embargo, esto no tiene ninguna relevancia sobre el individuo, ya que la selección natural no actúa sobre estos alelos, por ende ninguno de los genotipos tiene implicancia sobre la eficiencia biológica de la especie, siendo estos neutros (Holderegger *et al.*, 2006).

La diversidad genética neutral ha sido tempranamente investigada en genómica de poblaciones (Petit *et al.*, 1998; Luikart *et al.*, 2003; Hoffmann y Willi, 2008). Esta información a resultado muy útil para proporcionar estimaciones no sesgadas de cómo los procesos demográficos aleatorios (tales como la deriva genética y el flujo genético) afectan las frecuencias alélicas (Luikart *et al.*, 2003), sin embargo, no permite saber en qué medida la pérdida de diversidad genética realmente reducirá el potencial de adaptación de una especie. Por ejemplo, aunque la correlación entre la heterocigosidad y aptitud biológica es ampliamente aceptada como evidencia de depresión endogámica (revisado en Szulkin *et al.*, 2010), algunos expertos han argumentado que los estudios que se basan solo en un pequeño número de marcadores neutros no pueden reflejar la depresión endogámica. Primero, porque es inapropiado extrapolar estimaciones de heterocigosidad a partir de un pequeño número de loci y, segundo, esa extrapolación puede verse debilitada por el hecho de que la heterocigosidad suele calcularse en un subconjunto de alelos que son neutrales y que no tienen significado funcional en términos de adaptación y aptitud (Kirk y Freeland, 2011).

En la actualidad, se cuenta con una gran cantidad de marcadores moleculares que permiten detectar variantes en loci neutros, siendo los Microsatélites (SSR) los más conocidos, ya que toman regiones repetitivas del genoma que no codifican genes. La forma más fácil de medir la diversidad genética neutral es el "Porcentaje de Loci Polimórficos" (*P*). Aunque hay muchos criterios diferentes para determinar si un locus es polimórfico o no, uno de los más comunes es que un locus es polimórfico si la frecuencia de su alelo más común es menor que 0,95. Para calcular *P*, se debe realizar un estudio genético en varios loci o regiones de ADN, y luego cada locus se clasifica como polimórfico o no de acuerdo con el criterio establecido. Si n_p loci de un total de n_T loci se clasifican como polimórficos, el porcentaje de loci polimórficos es simplemente:

$$P = \frac{n_p}{n_T}$$

Otra simple medida es el "Número de Alelos por Locus" (*N*), la cual provee una evaluación más cuantitativa de la variación genética:

$$N = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k (n_i)$$

Donde: k es el número de loci
 n_i es el número de alelos detectados por locus.

Esta última medida brinda información complementaria a la información sobre polimorfismo, pero requiere únicamente del conteo del número de alelos por locus y luego, el cálculo del promedio.

Ambas medidas son ampliamente utilizadas, teniendo sus ventajas y desventajas. Por ejemplo, considerando 1 locus con dos alelos (a y b), cada uno con una frecuencia de 0,5, y un segundo locus con 10 alelos (c ; d ; e ; f ; g ; h ; i ; j ; k , y l), cada uno con una frecuencia de 0,1, ambos serían polimórficos bajo el criterio de 95%, por lo que no se puede discriminar entre ambos alelos usando P . Sin embargo, al usar N , el segundo locus mostraría una mayor variación genética. Por lo que N , proporciona un mayor grado de discriminación de los niveles de polimorfismo que un simple criterio categórico como P . Sin embargo, N aún tiene sus limitaciones, por ejemplo, considerando un locus con dos alelos, cada uno con una frecuencia de 0,5, y un segundo locus igualmente con dos alelos, pero con frecuencias de 0,95 y 0,05 respectivamente. Una vez más, ambos loci son polimórficos, pero en este caso N tampoco proporciona discriminación entre ellos con respecto a la diversidad genética.

Una medida que es sensible a la frecuencia de los alelos es la "*Heterocigosidad*", la cual se puede medir de dos maneras diferentes; primero, como "*Heterocigosidad Observada*" (H_o); es decir, la probabilidad de que un individuo sea heterocigoto en un locus, y como "*Heterocigosidad Esperada*" (H_e); es decir, la probabilidad de que dos copias de un locus extraídas al azar del conjunto de genes tengan diferentes estados alélicos (Templeton, 1994). Se debe tener en cuenta que al definir la H_e en términos de pares de genes dibujados aleatoriamente la H_e puede incluso aplicarse a elementos genéticos haploides, como el ADN mitocondrial, y considerando los avances en genotipificación se puede medir hasta a nivel de un nucleótido individual (SNP, *Single Nucleotide Polymorphism*). Matemáticamente, la H_e para un locus es (Holderegger *et al.*, 2006):

$$H_e = 1 - \sum_{i=1}^n p_i^2$$

Donde: p_i^2 , es la frecuencia del alelo i

H_e también puede promediarse sobre loci para crear una medida multilocus de la diversidad genética. Como se puede ver en la ecuación, depende tanto de N como de las frecuencias de los alelos, por lo tanto, se necesita más información que solo el número de alelos. En el ejemplo del párrafo anterior, el locus a , tiene una $H_e = 0,5$, mientras que el locus b , tiene una $H_e = 0,095$ por lo tanto, el primer locus tiene mayor diversidad genética según este criterio, aunque N es 2 para ambos loci.

Tal como se señala, existe una multitud de mediciones estadísticas diferentes para estimar la diversidad genética de una población. Algunas de ellas son universales, otras son específicas del tipo de marcador y dependen, por ejemplo, del modo particular de herencia o cambio mutacional (Meriläe y Crnokrak, 2001; Lowe *et al.*, 2004).

Para referirse a la diferenciación entre poblaciones de una especie, los especialistas también utilizan medidas diferentes (con algunos de ellos corrigiendo la varianza del muestreo). La medida más utilizada de diferenciación genética es la estadística F de Wright (Wright, 1951).

$$F_{st} = 1 - \frac{H_S}{H_T}$$

Donde: H_T es la diversidad genética promedio calculada para todo el conjunto de datos (según la fórmula de H_e dada anteriormente) de varias poblaciones ($n \geq 2$)
 H_S es la media de la diversidad genética promedio calculada para cada una de estas poblaciones.

F_{ST} , proporciona una estimación de la cantidad de diversidad genética encontrada entre las poblaciones y se refiere a la divergencia genética o la estructura genética de estas poblaciones. Si F_{ST} se aproxima a 1, toda la variación genética se encuentra entre las poblaciones (es decir, diferentes alelos se encuentran en las diferentes poblaciones) y si F_{ST} es 0, las poblaciones no se diferencian en absoluto (es decir, los mismos alelos se encuentran en las mismas frecuencias en todas las poblaciones). F_{ST} puede calcularse sobre todo el conjunto de poblaciones de muestra (diferenciación de medias) o de forma pareja para cada par de poblaciones. F_{ST} también se puede estructurar jerárquicamente mediante la introducción de niveles adicionales, por ejemplo, para estimar la diferenciación regional en un conjunto de poblaciones (Hedrick, 1999). Bajo el supuesto de una presión de mutación similar en diferentes poblaciones, la F_{ST} de los loci de marcadores neutros está determinada principalmente por el equilibrio entre la deriva genética aleatoria y la migración (Kimura, 1983).

Diversidad Genética Adaptativa

La variación genética adaptativa se refiere a loci (cuantitativos) que si tienen implicancias sobre la eficacia biológica y por lo tanto son afectados por la selección natural. Asumiendo el mismo ejemplo de un individuo de una especie diploide, los alelos a y b , y sus respectivos genotipos homocigotos aa y bb , y el heterocigoto ab , si tienen relevancia para el individuo, ya que, si uno de estos tiene una respuesta superior en términos de potenciar la supervivencia, el éxito reproductivo y/o la fertilidad con respecto a un ambiente en particular (eficacia biológica), será seleccionado y fijado en la población (Holderegger *et al.*, 2006).

La variación genética adaptativa, hasta ahora ha sido abordada a través del uso de la genética cuantitativa clásica, considerando que la variación de rasgos cuantitativos refleja el potencial de adaptación de la población o especie. Las adaptaciones locales, se derivan de la heterogeneidad espacial y temporal en las presiones de selección que actúan sobre rasgos hereditarios.

Sin embargo, hasta ahora estimar esta variación representa un gran esfuerzo en tiempo y recursos, dado que la separación de influencias de factores ambientales y genéticos sobre la variabilidad de rasgos cuantitativos requiere grandes tamaños de muestra y ensayos con estructura familiar conocida (progenies/procedencias), el razonamiento detrás de esta ordenamiento es que las diferencias de individuos de una misma progenie o procedencia cultivados en el mismo entorno deben ser debidas a diferencias genéticas y que los miembros de la familia comparten alelos y por lo tanto son más similares entre sí que los miembros de otras familias. Sin embargo, no siempre es fácil encontrar caracteres cuantitativos que puedan estar involucrados en adaptación y al ser características controladas por varios genes los alelos pueden ser aditivos en sus efectos o contrariamente presentar efectos pleiotrópicos (Bonin *et al.*, 2007). Es por esta razón que los estudios de diversidad genética adaptativa estuvieron limitados por mucho tiempo a especies de interés económico para la agricultura y/o silvicultura (Jump *et al.*, 2009).

No obstante, recientemente los investigadores han comenzado a revelar la utilidad de esta información en el diseño de estrategias de conservación de especies y por ende a diseñar enfoques más simples y rápidos para poder cuantificarla (Nótese que esto es en lo que la genómica funcional ha venido avanzando).

Tal como en la diversidad genética neutral, H_e es una medida de la variación genética, la “Heredabilidad” (H^2), se usa como una medida de la diversidad genética adaptativa de una población para un gen (o un rasgo cuantitativo). La cual en su forma habitual (heredabilidad de sentido estricto), se define como:

$$H^2 = \frac{V_A}{V_P}$$

Donde: V_A es la varianza genética aditiva
 V_P es la varianza fenotípica de un rasgo que varía con el genotipo y el ambiente.

Bajo la aditividad, los efectos de los alelos en un genotipo se pueden resumir para determinar el efecto total sobre el fenotipo. Por lo tanto, los alelos en un locus no afectan la expresión del otro o la expresión de alelos en otros loci (Conner y Hartl, 2004). Para calcular H^2 se tiene que separar las varianzas genéticas y ambiental (es decir, no genético), esto se hace estimando varianzas de medidas fenotípicas de individuos con una relación genética conocida (progenies/procedencias) cultivados en el mismo entorno.

El cálculo exacto de H^2 depende del diseño del experimental del ensayo y está más allá del alcance de este capítulo. Un enfoque clásico es estimar componentes de varianza a partir de un análisis de varianza (ANOVA) con individuos (descendientes) anidados dentro de las familias (por ejemplo, descendientes de una madre conocida, pero con padres desconocidos).

La heredabilidad, H^2 , es a menudo malinterpretada como el grado en que un fenotipo está determinado por su genotipo. Esto no es correcto del todo, porque puede haber muchos loci fijos (es decir, con solo un alelo) por población que tienen una gran influencia en el genotipo, pero no aumentan la varianza.

De hecho, la H^2 es una relación de varianza (como se ve en la fórmula anterior). Se debe tener en cuenta que la H^2 es específica para un rasgo particular y en un entorno particular. Como se mostró antes, F_{ST} representa la diferenciación poblacional en genes neutros, para rasgos adaptativos (cuantitativos) con una base genética aditiva, la medición equivalente, que se refiere a la diferenciación de poblaciones, es Q_{ST} , que se puede escribir como (Wright, 1951; Spitzte, 1993; Savolainen *et al.*, 2004):

$$Q_{ST} = \frac{V_G}{V_G + 2V_A}$$

Donde: V_G es el componente de varianza entre poblaciones.
 V_A es ahora la varianza genética aditiva promedio dentro de las poblaciones (Latta, 2003).

Igual que en F_{ST} , la unidad indica una diferenciación completa en los rasgos de adaptación cuantitativa y cero indica la homogeneidad genética de las poblaciones. El enfoque experimental más conveniente es un diseño de ANOVA con individuos anidados dentro de familias, y estas anidadas dentro de poblaciones (Latta, 2003).

Correlación entre Diversidad Genética Neutral y Adaptativa

Realizando una comparación entre F_{ST} y Q_{ST} , existen 3 posibles resultados que tienen una interpretación única (Cuadro N° 1). Primero, si $Q_{ST} > F_{ST}$, significa que el grado de

diferenciación en loci adaptativos (cuantitativos) excede al alcanzado únicamente por deriva genética, por consecuencia la selección natural direccional favorece a los diferentes genotipos en las diferentes poblaciones. Segundo, si los índices F_{ST} y Q_{ST} son iguales, el grado de diferenciación en loci adaptativos puede ser producto solo de la deriva genética o selección natural (o incluso ambos), siendo indistinguibles. Por último, en caso que los índices se muestren como $Q_{ST} < F_{ST}$, implica que el grado observado de diferenciación es menor que el esperado sobre la base de la deriva genética, lo que significa que la selección natural debe estar favoreciendo el mismo genotipo en diferentes poblaciones.

Cuadro N° 1
POSIBLES RESULTADOS E INTERPRETACIÓN EN LAS COMPARACIONES DE DIVERGENCIA
EN RASGOS ADAPTATIVOS (Q_{ST}) Y NEUTRALES (F_{ST})

Resultado	Interpretación
$Q_{ST} > F_{ST}$	La selección natural direccional debe estar involucrada y no está favoreciendo los mismos genotipos en diferentes poblaciones.
$Q_{ST} = F_{ST}$	Este grado de diferenciación se espera por la deriva genética y selección natural, siendo indistinguibles.
$Q_{ST} < F_{ST}$	Selección que favorece el mismo genotipo en diferentes poblaciones.

Los intentos por determinar si existe una correlación entre la variación genética neutral y adaptativa, con el fin de usar la primera como un sustituto relativamente barato y rápido para la segunda, la cual es mucho más difícil de medir, han concluido que las mediciones moleculares de diversidad genética neutral tienen una capacidad muy limitada para predecir la variación genética cuantitativa. Por lo tanto, no sorprende que el tema aún se debata intensamente en genética de poblaciones (Pearman, 2001; Holderegger *et al.*, 2006).

Hasta aquí es evidente la importancia de datos moleculares, no obstante, se debe ser cuidadoso al momento de interpretar sus resultados (Petit *et al.*, 1998; Hedrick, 1999). Los marcadores genéticos neutros son muy valiosos para investigar procesos históricos y actuales en el paisaje (Hasbún *et al.*, 2016).

Por el contrario, siempre que se necesite información sobre el potencial de adaptación es necesario estudiar directamente los rasgos cuantitativos, ya que la variación neutral carece de valor intrínseco directo, por lo que los patrones de diversidad genética revelados podrían reflejar adaptaciones pasadas/históricas, siendo bastante diferentes de los patrones que determinarán el éxito futuro y la viabilidad a largo plazo de las poblaciones (Pearman, 2001).

DIVERSIDAD GENETICA EN LA CONSERVACION BIOLOGICA

Con el reconocimiento explícito del componente genético como una escala en la biodiversidad, la conservación de la diversidad genética se ha convertido en un foco renovado bajo la expectativa de que la pérdida de esta podría hacer que las poblaciones y especies tengan una menor capacidad para adaptarse a las condiciones ambientales actuales y futuras.

Tradicionalmente, uno de los principales criterios para definir qué conservar se focalizó en la preservación de los denominados *hotspots de biodiversidad*, es decir, aquellas zonas que albergan una alta concentración de especies endémicas (al menos 0,5% del total global) y que experimentaban una drástica disminución de sus hábitats (Fuentes *et al.*, 2017).

Sin embargo, uno de los avances en relación a las estrategias de conservación es su conceptualización de conservar no solo a una especie en particular o su diversidad genética, sino

que también considerar a la comunidad en la cual se encuentran inmersa, considerando que las especies en condiciones naturales no se desarrollan en el vacío, sino más bien son el producto de las interacciones con otras especies y el ambiente.

Whitham *et al.* (2006), plantea que la diversidad genética de algunas especies puede tener implicaciones sobre la supervivencia de otras especies con las que interactúa dentro de una comunidad, por lo que la recolección simultánea de datos genómicos de especies interactuantes presenta la oportunidad de rastrear cómo los cambios adaptativos en una especie se relacionan con los cambios ecológicos y adaptativos en la otra. Este enfoque permite conservar las especies en peligro, e incorpora la dinámica evolutiva del sitio.

En consecuencia, las áreas de protección resguardan no solo la riqueza de especies, sino que también la riqueza genética que poseen el conjunto de las especies que coexisten. Es por ello que las políticas de conservación de muchos países han comenzado a incluir el resguardo de la diversidad genética de sus especies como una de las acciones de carácter prioritario, por lo que la aplicación de datos genéticos ha resultado muy útil en la implementación de políticas ambientales, particularmente en la identificación de áreas prioritarias para la conservación de biodiversidad o “unidades evolutivamente significativas” (Moritz, 1994; Petit *et al.*, 1998; Fitzpatrick y Keller, 2014; Weinig *et al.*, 2014).

Dado que no todas las especies (incluso sub-poblaciones de especies) son equivalentes en términos de su capacidad para responder de manera adaptativa a las condiciones ambientales actuales y futuras, los datos genéticos permiten mejorar el uso de los recursos disponibles maximizando el potencial de respuesta evolutiva de una colección o conjunto de poblaciones a conservar.

Sin embargo, se debe tener claridad de que evitar la pérdida de diversidad genética de las poblaciones no puede garantizar la supervivencia si las presiones de selección sobrepasan el potencial demográfico de la población, o si las respuestas de selección son demasiado lentas para permitir que las poblaciones se adapten, es decir, las implicaciones de la diversidad genética varían según la biología de la especie.

Por ejemplo, aquellas especies más longevas y de madurez reproductiva tardía, podrían estar en mayor riesgo debido a la menor rotación de individuos dentro de las poblaciones y la diferencia temporal entre el establecimiento de individuos y su posterior reproducción, durante la cual las condiciones ambientales podrían haber cambiado drásticamente.

Por último, si bien se menciona en párrafos anteriores la inviabilidad de estimar la diversidad adaptativa a partir de datos genéticos de marcadores neutros, los enfoques modernos de genotipificación permiten la obtención de una gran cantidad de datos genéticos (SNP) y una alta cobertura dentro del genoma (Baird, *et al.*, 2018; Elshire *et al.*, 2011; Andolfatto *et al.*, 2011; Bamshad *et al.*, 2011). Estos pueden arrojar una estimación confiable de la H^F de algún rasgo de interés de una especie, lo cual se realiza a través del uso de miles de marcadores para producir una estimación de la relación entre individuos y luego ajustar esta matriz a los datos fenotípicos en un modelo mixto que también incluye otras posibles fuentes de variación (ej. ambientales) (Stanton-Geddes *et al.*, 2013).

Aunque estos enfoques aún están bajo desarrollo, pueden ser una opción viable para evaluar especies que tienen papeles ecológicos prominentes, pero no es factible la realización de experimentos de genética cuantitativa clásica, que permitan la estimación de la H^F de rasgos claves para la adaptación a las nuevas condiciones ambientales.

Las variables que se deben manejar son la cantidad de marcadores utilizados, el tamaño de la población y el tamaño del genoma. Las estimaciones de H^F basadas en datos genéticos se pueden usar para ayudar a predecir las respuestas de la población a los cambios ecológicos o ambientales.

DIVERSIDAD GENÉTICA EN CHILE, EL CASO DE LAS ESPECIES LEÑOSAS

Los ecosistemas forestales constituyen uno de los más importantes depósitos de biodiversidad terrestre (Salas et al., 2016). Sus árboles y otras plantas leñosas que los componen han desarrollado altos niveles de diversidad genética, que resultan de crucial importancia para reaccionar ante los cambios ambientales, permitiendo sustentar diferentes objetivos ecológicos, económicos y culturales con el fin de satisfacer necesidades de las generaciones actuales y futuras.

Por esta razón, la conservación de la diversidad genética es fundamental para mantener el valor productivo de estos ecosistemas y, de esta forma, asegurar sus múltiples funciones ambientales, sociales y económicas (INFOR 2012).

En Chile, los avances en la evaluación de la diversidad genética de la biota son relativamente nuevos, existe una pequeña cantidad de estudios centrados en un conjunto pequeño de especies.

En el caso de especies leñosas nativas existen una cantidad aún menor de estudios, principalmente en la evaluación de la diversidad genética neutral y enfocados en algunas especies con problemas de conservación tales como araucaria (*Araucaria araucana*) y alerce (*Fitzroya cupressoides*), ambos monumentos nacionales y anexados en los apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES).

En el caso de datos genéticos adaptativos solo se mencionan los ensayos genéticos instalados por el Instituto Forestal (INFOR), institución que en su misión de apoyar a las instituciones públicas y agentes económicos privados del sector forestal, a través de la generación de información y tecnologías, ha establecido a partir del año 1997, algunos ensayos en especies nativas, tales como:

Lenga (*Nothofagus pumilio*)
Raulí (*Nothofagus alpina*)
Coigüe (*Nothofagus dombeyi*)
Roble (*Nothofagus obliqua*)
Laurel (*Laurelia sempervirens*)
Ulmo (*Eucryphia cordifolia*).

Los principales resultados de estas investigaciones de INFOR fueron la habilitación ensayos de progenie y procedencia, abarcando las distribuciones naturales de estas especies, por lo que teóricamente hoy se cuenta con alta variabilidad genética adaptativa en estos ensayos.

En el Cuadro N° 2 se muestra una revisión de casos donde se han aplicado herramientas moleculares para obtener información de la diversidad genética (neutral y adaptativa) en especies nativas de Chile y Argentina, tomando como referencia el número de especies leñosas nativas propuesto por el Catastro de Recursos Genéticos Forestales de Chile (INFOR 2012), las especies evaluadas solo representan el 23.9 % del total de especies leñosas nativas y además la mayoría de los estudios solo evalúan la diversidad genética neutral, por lo que queda en evidencia lo incipiente de este proceso.

Como comentarios finales, a través de este capítulo se espera dejar en evidencia la importancia de la diversidad genética en la adaptación de las especies, los beneficios de contar con esta información y el estado actual de estudios, tomando como referencia las especies leñosas, para las cuales tal como se aprecia en el Cuadro N° 2 se carece de iniciativas.

Cuadro N° 2
LISTA DE ESTUDIOS REALIZADOS EN DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA GENÉTICA
EN ESPECIES DEL BOSQUE NATIVO DE CHILE

Especie	Diversidad Genética	Técnica Molecular	Referencias
<i>Aextoxicon punctatum</i>	N	RAPD, SSR, AFLP	Nuñez y Armesto, 2006; Nuñez <i>et al.</i> , 2011; Torres-Díaz <i>et al.</i> , 2013; Fuentes <i>et al.</i> , 2017
<i>Araucaria araucana</i>	N	Isoenzimas, SSR, RAPD	Bekessy <i>et al.</i> , 2002; Martín <i>et al.</i> , 2014
<i>Aristotelia chilensis</i>	N	AFLP, ISSR	Torres-Díaz <i>et al.</i> , 2013; Fredes <i>et al.</i> , 2014; Bastías, 2014; Salgado <i>et al.</i> , 2017
<i>Astrocedrus chilensis</i>	N	Isoenzimas, SSR	Pastorino y Gallo, 1998, 2001, 2002; Pastorino <i>et al.</i> , 2004; Arana <i>et al.</i> , 2010; Souto <i>et al.</i> , 2012.
<i>Beilschmiedia berteriana</i>	N	ISSR	Montenegro, 2010
<i>Berberis negeriana</i>	N	AFLP	Hernández, 2012a
<i>Citronella mucronata</i>	N	AFLP	Torres-Díaz <i>et al.</i> , 2013
<i>Cryptocarya alba</i>	N	AFLP	Torres-Díaz <i>et al.</i> , 2013; Fernández, 2015
<i>Embothrium coccineum</i>	N	Isoenzima, ITS	Souto y Premoli, 2007; Ferrada, 2011; Vidal-Rusell <i>et al.</i> , 2011
<i>Fitzroya cupressoides</i>	N	Isoenzima, RAPD	Allnutt <i>et al.</i> , 1999; Premoli <i>et al.</i> , 2000a, b; Premoli <i>et al.</i> , 2003.
<i>Gevuina avellana</i>	N	ITS, SSR, PCR-RFLP	Bahamonde, 2009; Díaz, 2010; Ferrada, 2011; Fuentes <i>et al.</i> , 2017
<i>Gomortega keule</i>	N	AFLP, ISSR, SSR	Lander <i>et al.</i> , 2007; García-González <i>et al.</i> , 2008; Arias, 2000; Delaveau <i>et al.</i> , 2013
<i>Luma apiculata</i>	N	AFLP	Torres-Díaz <i>et al.</i> , 2013; Fuentes <i>et al.</i> , 2017
<i>Nothofagus alessandrii</i>	N	Proteínas	Martín <i>et al.</i> , 2010
<i>Nothofagus alpina</i>	N	Isoenzimas, ITS, SSR	Gallo <i>et al.</i> 1997; Marchelli <i>et al.</i> , 1998; Marchelli y Gallo, 2000a,b; Pineda, 2000a,b; Marchelli y Gallo, 2001; Carrasco y Eaton, 2002; Marchelli, 2002; Marchelli y Gallo, 2006; Carrasco <i>et al.</i> , 2011; Vergara <i>et al.</i> , 2014
<i>Nothofagus antarctica</i>	N	Isoenzimas, ITS	Martínez <i>et al.</i> , 2001; Pastorino <i>et al.</i> , 2008; Premoli y Steinke, 2008; Pastorino <i>et al.</i> , 2009; Steinke <i>et al.</i> , 2008; Acosta <i>et al.</i> , 2012; Premoli <i>et al.</i> , 2012; Acosta <i>et al.</i> , 2014; Soliani <i>et al.</i> , 2015
<i>Nothofagus betuloides</i>	N	Isoenzimas	Premoli, 1996, 1997; Premoli <i>et al.</i> , 2012; Acosta <i>et al.</i> , 2014
<i>Nothofagus dombeyi</i>	N,A	Isoenzimas, SNP	Premoli, 1996, 1997; Stecconi <i>et al.</i> , 2004; Premoli y Kitzberger, 2005; Premoli <i>et al.</i> , 2012; Acosta <i>et al.</i> , 2014; Hasbún <i>et al.</i> , 2016
<i>Nothofagus glauca</i>	N	Isoenzimas	Martín <i>et al.</i> , 2010; Vergara <i>et al.</i> , 2014
<i>Nothofagus nívida</i>	N	Isoenzimas	Premoli, 1996, 1997; Premoli <i>et al.</i> , 2012; Acosta <i>et al.</i> , 2014
<i>Nothofagus obliqua</i>	N,A	ITS, SSR	Paredes y Col, 2003; Azpilicueta <i>et al.</i> , 2009; Vergara <i>et al.</i> , 2014
<i>Nothofagus pumilio</i>	N	Isoenzimas, ITS, SSR	Premoli, 2003; Mathiasen y Premoli, 2010; Marchelli <i>et al.</i> , 2010; Premoli <i>et al.</i> , 2012; Soliani <i>et al.</i> , 2015
<i>Peumus boldus</i>	N	AFLP	Torres-Díaz <i>et al.</i> , 2013
<i>Pilgerodendron uviferum</i>	N	RAPD	Premoli <i>et al.</i> , 2001, 2002; Allnutt <i>et al.</i> , 2003
<i>Pitavia punctata</i>	N		Venegas, 2015; Mardones, 2016
<i>Prumnopitys andina</i>	N	AFLP	Hernández, 2012b
<i>Quillaja saponaria</i>	N	SSR	Letelier <i>et al.</i> , 2015
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	N	AFLP	Torres-Díaz <i>et al.</i> , 2013

Diversidad genética neutral (N) y adaptativa (A). Se muestran las técnicas moleculares; AFLP (*Amplified fragment length polymorphism*), SSR (*Short tandem repeat*), ISSR (*Inter simple sequence repeat*), ITS (*Internal transcribed spacer*), PCR-RFLP (*Restriction fragment length polymorphism*), SNP (*Single Nucleotide Polymorphism*).

REFERENCIAS

- Acosta, M., Mathiasen, P., Premoli, A., 2012.** Predominant regeneration strategy results in species-specific genetic patterns in sympatric *Nothofagus* s.s. congeners (*Nothofagaceae*). *Australian Journal of Botany*, 60: 319–327.
- Acosta, M., Mathiasen, P., Premoli, A., 2014.** Retracing the evolutionary history of *Nothofagus* in its geo-climatic context: new developments in the emerging field of phylogeology. *Gebiology* 12: 497–510.
- Allnutt, T., Newton, A., Lara, A., Premoli, A., Armesto, J., Vergara, R., Gardner, M., 1999.** Genetic variation in *Fitzroya cupressoides* (Alerce), a threatened South American conifer. *Molecular Ecology*, 8 (6): 975-987.
- Allnutt, T., Newton, A., Premoli, A., Lara, A., 2003.** Genetic variation in the threatened South American conifer *Pilgerodendron uviferum* (*Cupressaceae*), detected using RAPD markers. *Biological Conservation*, 114 (2): 245-253.
- Andolfatto, P., Davison, D., Ereyilmaz, D., Hu, T., Mast, J., Sunayama-Morita, T., Stern, D., 2011.** Multiplexed shotgun genotyping for rapid and efficient genetic mapping. *Genome Research* 21:610–617.
- Arana, M., Gallo, L., Vendramin, G., Pastorino, M., Sebastiani, F., Marchelli, P., 2010.** High genetic variation in marginal fragmented populations at extreme climatic conditions of the Patagonian Cypress *Austrocedrus chilensis*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 54 (3): 941-949.
- Arias, M., 2000.** Descripción de la variabilidad genética en una población de *Gomortega keule*, mediante el uso de marcadores moleculares. Tesis para optar al grado de Licenciado en Tecnología Médica. Universidad de Talca.
- Azpilicueta, M., Marchelli, P., Gallo, L., 2009.** The effects of Quaternary glaciations in Patagonia as evidenced by chloroplast DNA phylogeography of Southern Beech *Nothofagus obliqua*. *Tree Genetics & Genomes*, 5 (4): 561-571.
- Bahamondes, R., 2009.** Aplicación de métodos de inferencia filogenética para el estudio de la variabilidad y la filogenia del avellano chileno (*Gevuina avellana*) Molina. Tesis para optar al grado de Ingeniero Agrónomo, Universidad Austral de Chile.
- Baird, N., Etter, P., Atwood, T., Currey, M., Shiver, A., Lewis, Z., Selker, E., Cresko, W., Johnson, E., 2018.** Rapid SNP Discovery and Genetic Mapping Using Sequenced RAD Markers. *PLoS ONE* 3(10): e3376.
- Bamshad, M., Ng, S., Bigham, A., Tabor, H., Emond, M., Nickerson, D., Shendure, J., 2011.** Exome sequencing as a tool for Mendelian disease gene discovery. *Nature Reviews | Genetics* 12: 745:755.
- Bastías, A., Correa, F., Rojas, P., Almada, R., Muñoz, C., Sagredo, B., 2014.** Evaluación de diversidad genética del maqui (*Aristotélica chilensis*) presente en la Reserva Nacional Río Los Cipreses y valoración de su actividad antibacteriana. [En línea], Disponible en: <http://pacifichydro.cl/files/2016/03/Adriana-Bastias.pdf>
- Bekessy, S., Allnutt, T., Premoli, A., Lara, A., Ennos, R., Burgman, M., Cortes, M., Newton, A., 2002.** Genetic variation in the vulnerable and endemic Monkey Puzzle tree, detected using RAPDs. *Heredity*, 88: 243-249.
- Bonin, A., Nicole, F., Pompanon, F., Miaud, C., Taberlet, P., 2007.** Population adaptive index: a new method to help measure intraspecific genetic diversity and prioritize populations for conservation. *Conservation Biology*, 21:697–708.
- Cabrero, J., Camacho, J., 2002.** Fundamentos de genética de poblaciones. En: Soler, M. 2002. Evolución: La base de la biología, Proyecto Sur, 83-126 pp.
- Carrasco, B., Eaton, L., 2002.** Natural history and genetic structure of Raulí (*Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil.). *Forest Genetics*, 9(4): 275-284.
- Carrasco, B., Eaton, L., Letelier, L., Díaz, C., & García-González, R., 2011.** Heterogeneous genetic structure in a natural population of Raulí (*Nothofagus nervosa*). *Ciencia e Investigación Agraria*, 38(3): 441-452.
- Conner, J., Hartl, D., 2004.** A Primer to Ecological Genetics. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Delaveau, C., Fuentes-Arce, G., Ruiz, E., Hasbún, R., Uribe, M., Valenzuela, S., 2013.** Variabilidad genética

mediante AFLP en tres relictos de *Gomortega keule* (Molina) Baillon: especie endémica chilena en peligro de extinción. *Gayana Botánica*, 70: 188-194.

Díaz, L., 2010. Determinación de la diversidad y estructura genética en poblaciones de avellano (*Gevuina avellana*) Mol. mediante el uso de marcadores moleculares tipo microsatélites de secuencias expresadas (EST-SSR). Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias Vegetales Mención Fisiología Vegetal. Universidad Austral de Chile.

Donoso, C., Gallo, L., 2004. Aspectos conceptuales y metodológicos. En: Donoso, C., Premoli, A., Gallo, L., Ipinza, R. 2004. Variación intraespecífica en las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Editorial Universitaria. 23 -37 pp.

Eckert, C., Samis, K., Lougheed, C., 2008. Genetic variation across species' geographical ranges: the central-marginal hypothesis and beyond. *Molecular Ecology*, 17:1170–1188.

Elshire, R., Glaubitz, J., Sun, Q., Poland, J., Kawamoto, K., Buckler, E., Mitchell, S., 2011. A Robust, Simple Genotyping-by-Sequencing (GBS) Approach for High Diversity Species. *PLoS ONE* 6(5): e19379.

Eriksson, A., Haubold, B., Mehlig, B., 2002. Statistics of selectively neutral genetic variation. *Physical Review*, 65:1-4.

Fernández, D., 2015. Variabilidad genética de *Cryptocarya alba* (Peumo) en dos poblaciones presentes en la Región del Biobío. Tesis para optar al grado de Ingeniero en Biotecnología vegetal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

Ferrada, P., 2011. Determinación de polimorfismo e identificación de haplotipos en *Gevuina avellana* y *Embothrium coccineum* (*Magnoliópsida: Proteaceae*), especies nativas de Chile, utilizando marcadores moleculares en cpDNA. Tesis para optar al grado de Licenciado en Bioquímica, Universidad Austral de Chile.

Fitzpatrick, M., Keller, S., 2014. Ecological genomics meets community-level modelling of biodiversity: mapping the genomic landscape of current and future environmental adaptation. *Ecology Letters*, 18: 1-16.

Fredes, C., Yousef, G., Robert, P., Grace, M., Lila, M., Gómez, M., Gebauer, M., Montenegro, G., 2014. Anthocyanin profiling of wild Maqui Berries (*Aristotelia chilensis* [Mol.] Stuntz) from different geographical regions in Chile. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 94(13): 2639-2648.

Fu, Y., 2015. Understanding crop genetic diversity under modern plant breeding. *Theoretical and Applied Genetics*, 128 (11): 2131–2142.

Fuentes, G., Cisternas, A., Valencia, G., Mihoc, M., Ruiz, E., Hasbún, R., Valenzuela, S., Baeza, C., 2017. Diversidad taxonómica y genética del sitio prioritario Península de Hualpén, Región del Bio-Bío, Chile. Implicancias para la conservación. *Gayana. Botánica*, 74(1), 94-110.

Franklin, J., Cromack, K., Denison, W., McKee, A., Maser, C., Sedell, J., Swanson, F., Juday, G., 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas Fir forest. USDA Forest Service General Technical Report PNW - 11. Pacific North-west Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon.

Gallo, L., Marchelli, P., Breitenbücher, A., 1997. Morphological and allozymic evidence of natural hybridization between two southern beeches (*Nothofagus* spp.) and its relation to heterozygosity and height growth. *Forest Genetics*, 4(1): 13-21.

García-González, R., Carrasco, B., Peñailillo, P., Letelier, L., Herrera, R., Lavandero, B., Moya, M., Caligari, P., 2008. Genetic variability and structure of *Gomortega keule* (Molina) Baillon (*Gomortegaceae*) relict populations: geographical and genetic fragmentation and its implications for conservation. *Botany*, 86(11): 1299-1310.

Gaston, K., 2000. Global Patterns in Biodiversity. *Nature*, 405: 220-227.

Gibson, G., Mackay, T., 2002. Enabling population and quantitative genomics. *Genetics Research*, 80:1–6.

Goldstein, D., Weale, M. 2001. Population genomics: linkage disequilibrium holds the key. *Current Biology*, 11: 576–579.

Govindaraj, M., Vetriventhan, M., Srinivasan, M., 2015. "Importance of Genetic Diversity Assessment in Crop

Plants and Its Recent Advances: An Overview of Its Analytical Perspectives,” *Genetics Research International*, vol. 2015, Article ID 431487, 14 pages

Hasbún, R., González, J., Iturra, B., Fuentes, G., Alarcon, D., Ruiz, E., 2016. Using Genome-Wide SNP Discovery and Genotyping to Reveal the Main Source of Population Differentiation in *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. in Chile. *International Journal of Genomics*. Volume 2016 (2016), Article ID 3654093, 10 pages.

Hedrick, P., 1999. Perspective: highly variable loci and their interpretation in evolution and conservation. *Evolution*, 53:313–318.

Hernandez, C., 2012a. Variación genética de la especie endémica y en Peligro de extinción *Berberis negeriana* Tischler. Tesis para optar al grado de Ingeniero en Biotecnología vegetal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

Hernandez, P., 2012b. Variabilidad genética de *Prumnopitys andina*, una especie amenazada del centro sur de Chile. Tesis para optar al grado de Ingeniero en Biotecnología vegetal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

Hoffmann, A., Willi, Y., 2008. Detecting genetic responses to environmental change. *Nature, Reviews Genetics*, 9:421–432.

Holderegger, R., Kamm, U., Gugerli, F., 2006. Adaptive vs. neutral genetic diversity: implications for landscape genetics. *Landscape Ecology*, 21:797–807.

INFOR , 2012. Recursos Genéticos Forestales de Chile. Instituto Forestal.

Jump, A., Penuelas, J., 2005. Running to stand still: Adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters*, 8: 1010–1020.

Jump, A., Marchant, R., Penuelas, J., 2009. Environmental change and the option value of genetic diversity. *Trends Plant Sciences*, 14:51–58.

Kimura, M., 1983. *The Neutral Theory of Molecular Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.

Kirk H., Freeland J., 2011. Applications and Implications of Neutral versus Non-neutral Markers in Molecular Ecology. *Molecular Sciences*, 12:3966–3988.

Lander, T., Boshier, D., Harris, S., 2007. Isolation and characterization of eight polymorphic microsatellite loci for the endangered, endemic Chilean tree *Gomortega keule* (*Gomortegaceae*). *Molecular Ecology Resources*, 7(6): 1332–1334.

Latta, R., 2003. Gene flow, adaptive population divergence and comparative population structure across loci. *New Phytologist*, 161: 51–58.

Letelier, L., Harvey, N., Valderrama, A., Stoll, A., González-Rodríguez, A., 2015. Isolation and characterization of 12 microsatellite loci in soapbark, *Quillaja saponaria* (*Quillajaceae*). *Applications in Plant Sciences*, 3(5), apps.1500024.

Lewis, B., 2008. *Genes IX*. McGrawHill

Lowe, A., Harris, S., Ashton P., 2004. *Ecological Genetics. Design, Analysis and Application*. Blackwell, Oxford, UK.

Luikart, G., England, P., Tallmon, D., Jordan, S. Taberlet, P., 2003. The power and promise of population genomics: from genotyping to genome typing. *Nature, Reviews Genetics* 4:981–994.

McKay, J. K., and Latta, R. G., 2002. Adaptive population divergence: markers, QTL and traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 17:285–291.

Magurran, A., 2010. Q&A: What is biodiversity?. *BMC Biology*, 2010, 8:145.

Marchelli, P., Gallo, L., Scholz, F., Ziegenhagen, B., 1998. Chloroplast DNA markers reveal a geographical divide across Argentinean Southern Beech *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. distribution area. *Theoretical and Applied Genetics*, 97(4): 642–646.

Marchelli, P., 2002. Variabilidad genética en Raulí (*Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim et Mil.), su relación con procesos evolutivos y la importancia en la conservación y utilización de sus recursos genéticos. Tesis Doctoral, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue. 222 p.

Marchelli, P., Gallo, L., 2000a. Genetic analysis of isozyme variants in open pollinated families of Southern Beech *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. *Silvae Genetica*, 49(2): 90-98.

Marchelli, P., Gallo, L., 2000b. Variación aloenzimática, de ADN de cloroplasto y de ADN nuclear en poblaciones y progenies de Raulí en Argentina. Revista Domesticación y mejora genética en Raulí y Roble. Editorial Maval Limitada. ISBN: 956 288-691-3 Registro de Propiedad Intelectual N° 115.794 Agosto 2000. Páginas 157-180.

Marchelli, P., Gallo, L., 2001. Genetic diversity and differentiation in a Southern Beech subjected to introgressive hybridization. *Heredity*, 87(3): 284-293.

Marchelli, P., Gallo, L., 2006. Multiple ice-age refugia in a Southern Beech of South America as evidenced by chloroplast DNA markers. *Conservation Genetics*, 7(4): 591-603.

Marchelli, P., Baier, C., Mengel, C., Ziegenhagen, B., Gallo, L., 2010. Biogeographic history of the threatened species *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch and implications for conservation: a case study with organelle DNA markers. *Conservation Genetics*, 11: 951-963.

Mardones, C., 2016. Relación entre la diversidad genética de *Pitavia punctata* Mol. y variables geofísicas pertenecientes a su rango de distribución natural. Tesis para optar al grado de Ingeniero en Biotecnología vegetal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

Martín, M., Mattioni, C., Lusini, L., Molina, J., Cherubini, M., Drake, F., Herrera, M., Villani, F., Martín, L., 2014. New insights into the genetic structure of *Araucaria araucana* forests based on molecular and historic evidences. *Tree Genetics & Genomes*, 10:839–851.

Martín, M., Muñoz, S., Muñoz, F., Uribe, M., Molina, J., Herrera, M., Álvarez, J., 2010. Primeros resultados en el desarrollo de un marcador genético basado en las proteínas de reserva en dos especies del género *Nothofagus*. *Bosque (Valdivia)*, 31(3): 252-257.

Martínez, G., Zappacosta, D., Arena, M., Curvetto, N., 2001. Changes in isoperoxidase patterns during the in vitro rooting of *Nothofagus antarctica*. *Bulgarian journal of plant physiology* 27(1–2): 43–53.

Mathiasen, P., Premoli, A., 2010. Out in the cold: genetic variation of *Nothofagus pumilio* (*Nothofagaceae*) provides evidence for latitudinally distinct evolutionary histories in austral South America. *Molecular Ecology*, 19(2): 371-385.

Merilä, J., Crnokrak, P., 2001. Comparison of genetic differentiation at marker loci and quantitative traits. *Journal of Evolutionary Biology*, 14: 892-903

Molina, F., Markow, T., Pfeiler, E., Rojas, O., Varela, V., Quijada, A., Esqueda, M., Yépez, G., 2010. Diversidad genética de la biota. En: Molina, F., Van Devender, T. (Eds). Diversidad biológica de Sonora. UNAM, México, pp. 97-128.

Montenegro, 2010. Distribución, hábitat potencial y diversidad genética de poblaciones de Belloto del norte (*Beilschmiedia miersii*) y Lúcumo chileno (*Pouteria splendens*). Informe Final Proyecto 025/2010.

Moritz, C., 1994. Defining 'Evolutionarily Significant Units' for conservation. *Tree*, 10:373-375.

Moritz, C., 2002. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Systematic Biology*, 51:238–254.

Noss, R., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4:355-364.

Núñez-Ávila, M., Armesto, J., 2006. Relict islands of the temperate rainforest tree *Aextoxicon punctatum* (*Aextoxicaceae*) in semiarid Chile: Genetic diversity and biogeographic history. *Australian Journal of Botany*, 54:733 – 743.

Núñez-Ávila, M., Uriarte, M., Marquet, P., Armesto, J., 2011. Microsatellite markers for the relict tree *Aextoxicon punctatum*: The only species in Chilean endemic family Aextoxicaceae. *American Journal of Botany*, 98(2):30-32.

- Palkovacs, E., Hendry, A., 2010.** Eco-evolutionary dynamics: intertwining ecological and evolutionary processes in contemporary time. [En línea] Disponible en: <https://f1000.com/prime/reports/b/2/1>
- Paredes, M y Colaboradore, 2003.** Caracterización genética de poblaciones de *Nothofagus obliqua* (Mirb. et Oest) y *Nothofagus alpina* (Poepp.et Endl.) Oest (=Nervosa (Phil) Dim. Et mil) mediante marcadores moleculares e isoenzimático. Informe Final FONTAGRO Chile-Argentina.
- Pastorino, M., Gallo, L., 1998.** Inheritance of isozyme variants in *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Florin et Boutelje. *Silvae Genetica*, 47: 15–20.
- Pastorino, M., Gallo, L., 2001.** Linkage relationships as a useful tool to state interspecific gene homology: case study with isozyme loci in *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae). *Silvae Genetica*, 50: 233–239.
- Pastorino, M., Gallo, L., 2002.** Quaternary evolutionary history of *Austrocedrus chilensis*, a cypress native to the Andean–Patagonian forest. *Journal of Biogeography*, 29(9):1167-1178.
- Pastorino, M., Gallo, L., Hattmer, H., 2004.** Genetic variation in natural populations of *Austrocedrus chilensis*, a cypress of the Andean–Patagonian Forest. *Biochemical Systematics and Ecology*, 32(11): 993-1008.
- Pastorino, M., Marchelli, P., Milleron, M and Gallo, L., 2008.** Inheritance of isozyme variants in *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oersted. *Journal of basic and applied genetics*, 19 (1): 27-33.
- Pastorino, M., Marchelli, P., Milleron, M., Soliani, C., Gallo, L., 2009.** The effect of different glaciation patterns over the current genetic structure of the southern beech *Nothofagus antarctica*. *Genética*, 136(1): 79-88.
- Pearman, P., 2001.** Conservation value of independently evolving units: Sacred cow or testable hypothesis. *Conservation Biology*, 15:780–783
- Petit, R., ElMousadik, A., Pons, O., 1998.** Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conservation Biology*, 12:844–855.
- Pineda, G., 2000a.** Variabilidad aloenzimática de *N. alpina* en Chile. Revista Domesticación y mejora genética en Rauli y Roble. Editorial Maval Limitada. ISBN: 956 288-691-3 Registro de Propiedad Intelectual N° 115.794 Agosto 2000. Páginas 95-120.
- Pineda, G., 2000b.** Variabilidad isoenzimática del huerto semillero clonal de *N. alpina*. Editorial Maval Limitada. ISBN: 956 288-691-3 Registro de Propiedad Intelectual N° 115.794 Agosto 2000. Páginas 297 -306.
- Premoli, A., 1996.** Allozyme polymorphisms, outcrossing rates, and hybridization of South American *Nothofagus*. *Genética*, 97(1): 55-64.
- Premoli, A., 1997.** Genetic variation in a geographically restricted and two widespread species of South American *Nothofagus*. *Journal of Biogeography*, 24(6): 883-892.
- Premoli, A., 2003.** Isozyme polymorphisms provide evidence of clinal variation with elevation in *Nothofagus pumilio*. *Journal of Heredity*, 94(3):218–226.
- Premoli, A., Steinke, L., 2008.** Genetics of sprouting: effects of long-term persistence in fire-prone ecosystems. *Molecular Ecology*, 17(17): 3827-3835.
- Premoli, A., Kitzberger, T., 2005.** Regeneration mode affects spatial genetic structure of *Nothofagus dombeyi* forests. *Molecular Ecology*, 14: 2319-2329.
- Premoli, A., Kitzberger, T., Veblen, T., 2000a.** Isozyme variation and recent biogeographical history of the long-lived conifer *Fitzroya cupressoides*. *Journal of Biogeography*, 27(2): 251-260.
- Premoli, A., Kitzberger, T., Veblen, T., 2000b.** Conservation genetics of the endangered conifer *Fitzroya cupressoides* in Chile and Argentina. *Conservation Genetics*, 1(1): 57-66.
- Premoli, A., Mathiasen, P., Acosta, M., Ramos, V., 2012.** Phylogeographically concordant chloroplast DNA divergence in sympatric *Nothofagus* ssp. How deep can it be?. *New Phytologist*, 193(1): 261-275.
- Premoli, A., Mathiasen, P., Kitzberger, T., 2010.** Southern-most *Nothofagus* trees enduring ice ages: genetic evidence and ecological niche retrodiction reveal high latitude (54 S) glacial refugia. *Palaeogeography*,

Palaeoclimatology, Palaeoecology, 298(3): 247-256.

Premoli, A., Souto, C., Allnutt, T., Newton, A., 2001. Effects of population disjunction on isozyme variation in the widespread *Pilgerodendron uviferum*. *Heredity*, 87(3): 337-343.

Premoli, A., Souto, C., Rovere, A., Allnutt, T., Newton, A., 2002. Patterns of isozyme variation as indicators of biogeographic history in *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin. *Diversity and Distributions*, 8(2): 57-66.

Premoli, A., Vergara, R., Souto, C., Lara, A., Newton, A., 2003. Lowland valleys shelter the ancient conifer *Fitzroya cupressoides* in the Central Depression of southern Chile. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 33(3): 623-631.

Ruiz, E., González, F., Torres-Díaz, C., Fuentes, G., Mardones, M., Tuessy, T., Samuel, R., Becerra, J., Silva, M., 2007. Genetic diversity and differentiation within and among Chilean populations of *Araucana araucana* (*Araucariaceae*) based on allozyme variability. *Taxon*, 56 (4) 1221-1228.

Saeed, S., Barozai, M., 2012. A review on genetic diversity of wild plants by using different genetic markers. *Pure and Applied Biology*, 1(3): 68-71.

Salas, C., Donoso, P., Vargas, R., Arriagada, C., Pedraza, R., Soto, D., 2016. The Forest Sector in Chile: An Overview and Current Challenges. *Journal of Forestry*, 114(5): 562-571.

Salgado, P., Prinz, K., Finkeldey, R., Ramírez, C., Vogel, H., 2017. Genetic variability of *Aristotelia chilensis* (Maqui) based on AFLP and chloroplast microsatellite markers. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 1-9.

Savolainen, O., Bokma, F., García-Gil, R., Komulainen, P., Repo, T., 2004. Genetic variation in cessation of growth and frost hardiness and consequences for adaptation of *Pinus sylvestris* to climatic changes. *Forest Ecology and Management*, 197: 79–89.

Schlötterer, C., 2004. The Evolution of Molecular Markers. Just a Matter of Fashion? *Nature Reviews Genetics* 5: 63-69.

Soliani, C., Sebastiani, F., Marchelli, P., Gallo, L., Vendramin, G., 2010. Development of novel genomic microsatellite markers in the Southern Beech *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. *Molecular Ecology Resources*, 10: 404-408

Soliani, C., Tsuda, Y., Bagnoli, F., Gallo, L., Vendramin, G., Marchelli, P., 2015. Halfway encounters: Meeting points of colonization routes among the Southern Beeches *Nothofagus pumilio* and *N. antarctica*. *Molecular phylogenetics and Evolution*, 85: 197-207.

Souto, C., Premoli, A., 2007. Genetic variation in the widespread *Embothrium coccineum* (Proteaceae) endemic to Patagonia: effects of phylogeny and historical events. *Australian Journal of Botany*, 55(8): 809-817.

Souto, C., Heinemann, K., Kitzberger, T., Newton, A., Premoli, A., 2012. Genetic diversity and structure in *Austrocedrus chilensis* populations: Implications for dryland forest restoration. *Restoration Ecology*, 20(5): 568-575.

Stadler, P., Stephens, C., 2002. Landscapes and Effective Fitness. *Comments. Theoretical Biology*, 8:389-431.

Stanton-Geddes, J., Yoder, J., Briskine, R., Young, N., Tiffin, P., 2013. Estimating heritability using genomic data. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 1151–1158.

Steconci, M., Marchelli, P., Puntieri, J., Gallo, L., 2004. Hybridisation between *Nothofagus antarctica* (deciduous) and *N. dombeyi* (evergreen) (*Nothofagaceae*) in natural communities. *In Southern Connection Bulletin*, 21: 8-9.

Steinke, L., Premoli, A., Souto, C., Hedrén, M., 2008. Adaptive and neutral variation of the resprouter *Nothofagus antarctica* growing in distinct habitats in north-western Patagonia. *Silva Fennica*, 42(2): 177-188.

Spitze, K., 1993. Population structure in *Daphnia obtusa*: Quantitative genetic and allozymic variation. *Genetics*, 135: 367-374.

Stockwell, C., Hendry, A., Kinnison, M., 2003. Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 94–101.

- Sunnucks, P., 2000.** Efficient genetic markers for population biology. *Tree*, 15:199–203.
- Szulkin, M.; Bierne, N.; David, P., 2010.** Heterozygosity-fitness correlations: A time for reappraisal. *Evolution*, 64: 1202–1217.
- Templeton, A., 1994.** Biodiversity at the molecular genetic level: experiences from disparate macroorganisms. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 345:59-64.
- Torres-Díaz, C., Ruiz, E., Salgado, C., Molina, M., Gianoli, E., 2013.** Within-population genetic diversity of climbing plants and trees in a temperate forest in central Chile. *Gayana Botánica*, 70(1): 36-43.
- Uta, E., 2009.** What Is Biodiversity?, *International Studies in the Philosophy of Science*, 23(3):330-334.
- Venegas, C., 2015.** Variabilidad genética en subpoblaciones de *Pitavia punctata* Mol. Especie endémica amenazada del centro-sur de Chile. Tesis para optar al grado de Ingeniero en Biotecnología vegetal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.
- Vergara, R., Gitzendanner, M., Soltis, D., Soltis, P., 2014.** Population genetic structure, genetic diversity, and natural history of the South American species of *Nothofagus* subgenus *Lophozonia* (*Nothofagaceae*) inferred from nuclear microsatellite data. *Ecology and evolution*, 4(12), 2450-2471.
- Vidal-Russell, R., Souto, C. P., Premoli, A., 2011.** Multiple Pleistocene refugia in the widespread Patagonian tree *Embothrium coccineum* (Proteaceae). *Australian Journal of Botany*, 59(4): 299-314.
- Weinig, C., Ewers, B., Welch, S., 2014.** Ecological genomics and process modeling of local adaptation to climate. *Current opinion in plant Biology*, 18: 66-72.
- Whitham, T., Bailey, J., Schweitzer, J., Shuster, S., Bangert, R., LeRoy, C., Lonsdorf, E., Allan, G., DiFazio, S., Potts, B., Fischer, D., Gehring, C., Lindroth, R., Marks, J., Hart, S., Wimp, G., Wooley, S., 2006.** A framework for community and ecosystem genetics from genes to ecosystems. *Nature Reviews: Genetics* 7: 510-523.
- Wright, S., 1951.** The genetical structure of populations. *Annals of eugenics Eugenics*, 15: 323–354.

REGLAMENTO DE PUBLICACION

CIENCIA E INVESTIGACION FORESTAL es una publicación técnica, científica, arbitrada y seriada, del Instituto Forestal de Chile, en la que se publican trabajos originales e inéditos, con resultados de investigaciones o avances de estas, realizados por sus propios investigadores y por profesionales del sector, del país o del extranjero, que estén interesados en difundir sus experiencias en áreas relativas a las múltiples funciones de los bosques, en los aspectos económicos, sociales y ambientales. Se acepta también trabajos que han sido presentados en forma resumida en congresos o seminarios. Consta de un volumen por año, el que a partir del año 2007 está compuesto por tres números (abril, agosto y diciembre) y ocasionalmente números especiales.

La publicación cuenta con un Consejo Editor institucional que revisa en primera instancia los trabajos presentados y está facultado para aceptarlos, rechazarlos o solicitar modificaciones a los autores. Dispone además de un selecto grupo de profesionales externos, de diversos países y de variadas especialidades, que conforma el Comité Editor. De acuerdo al tema de cada trabajo, este es enviado por el Editor a al menos dos miembros del Comité Editor para su calificación especializada. El autor o los autores no son informados sobre quienes arbitran su trabajo y los trabajos son enviados a los árbitros sin identificar al o los autores.

La revista consta de dos secciones; Artículos Técnicos y Apuntes, puede incluir además artículos de actualidad sectorial en temas seleccionados por el Consejo Editor o el Editor.

- **Artículos:** Trabajos que contribuyen a ampliar el conocimiento científico o tecnológico, como resultado de investigaciones que han seguido un método científico.
- **Apuntes:** Comentarios o análisis de temas particulares, que presenten enfoques metodológicos novedosos, representen avances de investigación, informen sobre reuniones técnicas o programas de trabajo y otras actividades de interés dentro del sector forestal o de disciplinas relacionadas. Los apuntes pueden ser también notas bibliográficas que informan sobre publicaciones recientes, en el país o en el exterior, comentando su contenido e interés para el sector, en términos de desarrollo científico y tecnológico o como información básica para la planificación y toma de decisiones.

ESTRUCTURA DE LOS TRABAJOS

Artículos

Los trabajos presentados para esta sección deberán contener Resumen, *Summary*, Introducción, Objetivos, Material y Método, Resultados, Discusión y Conclusiones, Reconocimientos (optativo) y Referencias. En casos muy justificados Apéndices y Anexos.

Título: El título del trabajo debe ser representativo del efectivo contenido del artículo y debe ser construido con el mínimo de palabras.

Resumen: Breve descripción de los objetivos, de la metodología y de los principales resultados y conclusiones. Su extensión máxima es de una página y al final debe incluir al menos tres palabras clave que faciliten la clasificación bibliográfica del artículo. No debe incluir referencias, cuadros ni figuras. Bajo el título se identificará a los autores y a pie de página su institución y dirección. El **Summary** es evidentemente la versión en inglés del Resumen.

Introducción: Como lo dice el título, este punto está destinado a introducir el tema, describir lo que se quiere resolver o aquello en lo que se necesita avanzar en materia de información, proporcionar antecedentes generales necesarios para el desarrollo o

compresión del trabajo, revisar información bibliográfica y avances previos, situar el trabajo dentro de un programa más amplio si es el caso, y otros aspectos pertinentes. Los Antecedentes Generales y la Revisión de Bibliografía pueden en ciertos casos requerir especial atención y mayor extensión, si así fuese, en forma excepcional puede ser reducida la Introducción a lo esencial e incluir estos puntos separadamente.

Objetivos: Breve enunciado de los fines generales del artículo o de la línea de investigación a que corresponda y definición de los objetivos específicos del artículo en particular.

Material y Método: Descripción clara de la metodología aplicada y, cuando corresponda, de los materiales empleados en las investigaciones o estudios que dan origen al trabajo. Si la metodología no es original se deberá citar claramente la fuente de información. Este punto puede incluir Cuadros y Figuras, siempre y cuando su información no resulte repetida con la entregada en texto.

Resultados: Punto reservado para todos los resultados obtenidos, estadísticamente respaldados cuando corresponda, y asociados directamente a los objetivos específicos antes enunciados. Puede incluir Cuadros y Figuras indispensables para la presentación de los resultados o para facilitar su comprensión, igual requisito deben cumplir los comentarios que aquí se pueda incluir.

Discusión y Conclusiones: Análisis e interpretación de los resultados obtenidos, sus limitaciones y su posible trascendencia. Relación con la bibliografía revisada y citada. Las conclusiones destacan lo más valioso de los resultados y pueden plantear necesidades consecuentes de mayor investigación o estudio o la continuación lógica de la línea de trabajo.

Reconocimientos: Punto optativo, donde el autor si lo considera necesario puede dar los créditos correspondientes a instituciones o personas que han colaborado en el desarrollo del trabajo o en su financiamiento. Obviamente se trata de un punto de muy reducida extensión.

Referencias: Identificación de todas las fuentes citadas en el documento, no debe incluir referencias que no han sido citadas en texto y deben aparecer todas aquellas citadas en éste.

Apéndices y Anexos: Deben ser incluidos solo si son indispensables para la comprensión del trabajo y su incorporación se justifica para reducir el texto. Es preciso recordar que los Apéndices contienen información o trabajo original del autor, en tanto que los Anexos contienen información complementaria que no es de elaboración propia.

Apuntes

Los trabajos presentados para esta sección tienen en principio la misma estructura descrita para los artículos, pero en este caso, según el tema, grado de avance de la investigación o actividad que los motiva, se puede adoptar una estructura más simple, obviando los puntos que resulten innecesarios.

PRESENTACION DE LOS TRABAJOS

La Revista acepta trabajos en español, inglés y portugués, redactados en lenguaje universal, que pueda ser entendido no solo por especialistas, de modo de cumplir su objetivo de transferencia de conocimientos y difusión al sector forestal en general. No se acepta redacción en primera persona.

Formato tamaño carta (21,6 x 27,9 cm), márgenes 2,5 cm en todas direcciones, interlineado sencillo y un espacio libre entre párrafos. Letra Arial 10. Un tab (8 espacios) al inicio de cada párrafo. No numerar páginas. Justificación ambos lados. Extensión máxima trabajos 25 carillas para artículos y 15 para Apuntes. Usar formato abierto, no formatos predefinidos de Word que dificultan la edición.

Primera página incluye título en mayúsculas, negrita, centrado, letra Arial 10, una línea, eventualmente dos como máximo. Dos espacios bajo éste: Autor (es), minúsculas, letra 10 y llamado a pie de página indicando Institución, país y correo electrónico en letra Arial 8. Dos espacios más abajo el Resumen y, si el espacio resulta suficiente, el *Summary*. Si no lo es, página siguiente igual que anterior, el *Summary*.

En el caso de los Apuntes, en su primera página arriba tendrán el título del trabajo en mayúscula, negrita, letra 10 y autor (es), institución, país y correo, letra 10, normal minúsculas, bajo una línea horizontal, justificado a ambos lados, y bajo esto otra línea horizontal. Ej:

EL MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE COMO MOTOR DE EMPRENDIMIENTO DEL MUNDO RURAL: LA EXPERIENCIA EN CHILE. Víctor Vargas Rojas. Instituto Forestal. Ingeniero Forestal. Mg. Economía de Recursos Naturales y del Medio Ambiente. vvargas@infor.cl

Título puntos principales (Resumen, *Summary*, Introducción, Objetivos, etc) en mayúsculas, negrita, letra 10, margen izquierdo. Solo para Introducción usar página nueva, resto puntos principales seguidos, separando con dos espacios antes y uno después de cada uno. Títulos secundarios en negrita, minúsculas, margen izquierdo. Títulos de tercer orden minúsculas margen izquierdo.

Si fuesen necesarios títulos de cuarto orden, usar minúsculas, un tab (7 espacios) y anteponer un guion y un espacio. Entre sub títulos y párrafos precedente y siguiente un espacio libre. En sub títulos con más de una palabra usar primera letra de palabras principales en mayúscula. No numerar puntos principales ni sub títulos.

Nombres de especies vegetales o animales: Vulgar o vernáculo en minúsculas toda la palabra, seguido de nombre en latín o científico entre paréntesis la primera vez que es mencionada la especie en el texto, en cursiva (no negrita), minúsculas y primera letra del género en mayúsculas. Ej. pino o pino radiata (*Pinus radiata*).

Citas de referencias bibliográficas: Sistema Autor, año. Ejemplo en citas en texto; De acuerdo a Rodríguez (1995) el comportamiento de..., o el comportamiento de... (Rodríguez, 1995). Si son dos autores; De acuerdo a Prado y Barros (1990) el comportamiento de ..., o el comportamiento de ... (Prado y Barros, 1990). Si son más de dos autores; De acuerdo a Mendoza *et al.* (1990), o el comportamiento ... (Mendoza *et al.*, 1990).

En el punto Referencias deben aparecer en orden alfabético por la inicial del apellido del primer autor, letra 8, todas las referencias citadas en texto y solo estas. En este punto la identificación de la referencia debe ser completa: Autor (es), año. En negrita, minúsculas, primeras letras de palabras en mayúsculas y todos los autores en el orden que aparecen en la publicación, aquí no se usa *et al.* A continuación, en minúscula y letra 8, primeras letras de palabras principales en mayúscula, título completo y exacto de la publicación, incluyendo institución, editorial y otras informaciones cuando corresponda. Margen izquierdo con justificación ambos lados. Ejemplo:

En texto: señalaron que... (Yudelevich *et al.*, 1967) o Yudelevich *et al.* (1967) señalaron ...

En referencias:

Yudelevich, Moisés; Brown, Charles y Elgueta, Hernán, 1967. Clasificación Preliminar del Bosque Nativo de Chile. Instituto Forestal. Informe Técnico N° 27. Santiago, Chile.

Expresiones en Latin, como *et al.*; *a priori* y otras, así como palabras en otros idiomas como *stock*, *marketing*, *cluster*, *stakeholders*, *commodity* y otras, que son de frecuente uso, deben ser escritas en letra cursiva.

Cuadros y Figuras: Numeración correlativa: No deben repetir información dada en texto. Solo se aceptan cuadros y figuras, no así tablas, gráficos, fotos u otras denominaciones. Toda forma tabulada de mostrar información se presentará como cuadro y al hacer mención en texto (Cuadro N° 1). Gráficos, fotos y similares serán presentadas como figuras y al ser mencionadas en texto (Figura N° 1). En ambos casos aparecerán enmarcados en línea simple y centrados en la página. En lo posible su contenido escrito, si lo hay, debe ser equivalente a la letra Arial 10 u 8 y el tamaño del cuadro o figura proporcionado al tamaño de la página.

Cuadros deben ser titulados como Cuadro N° , minúsculas, letra 8, negrita centrado en la parte superior de estos, debajo en mayúsculas, negritas letra 8 y centrado el título (una línea en lo posible). Las figuras en tanto serán tituladas como Figura N° , minúscula, letra 8, negrita, centrado, en la parte inferior de estas, y debajo en mayúsculas, letra 8, negrita, centrado, el título (una línea en lo posible). Si la diagramación y espacios lo requieren es posible recurrir a letra Arial *narrow*. Cuando la información proporcionada por estos medios no es original, bajo el marco debe aparecer entre paréntesis y letra 8 la fuente o cita que aparecerá también en referencias. Si hay símbolos u otros elementos que requieren explicación, se puede proceder de igual forma que con la fuente.

Se aceptan fotos en blanco y negro y en colores, siempre que reúnan las características de calidad y resolución que permitan su uso.

Abreviaturas, magnitudes y unidades deben estar atenuadas a la Real Academia Española (RAE) y el Sistema Internacional de Unidades (SI). Se empleará en todo caso el sistema métrico decimal. Al respecto es conveniente recordar que las unidades se abrevian en minúsculas, sin punto, con la excepción de litro (L) y de aquellas que provienen de apellidos de personas como Watts (W), Newton (N) y otras. Algunas unidades de uso muy frecuente: metro, que debe ser abreviado **m**, metro cúbico **m³**, metro ruma **mr**; o hectáreas **ha**, toneladas **t**, metros cúbicos por hectárea **m³/ha**.

Llamados a pie de página: Cuando estos son necesarios, serán numerados en forma correlativa y deben aparecer al pie en letra 8. No usar este recurso para citas bibliográficas, que deben aparecer como se indica en Referencias.

Archivos protegidos; "sólo lectura" o PDF serán rechazados de inmediato porque no es posible editarlos. La Revista se reserva el derecho de efectuar todas las modificaciones de carácter formal que el Comité Editor o el Editor estimen necesarias o convenientes, sin consulta al autor. Modificaciones en el contenido evidentemente son consultadas por el Editor al autor, si no hay acuerdo se recurre nuevamente al Consejo Editor o a los miembros del Comité Editor que han participado en el arbitraje o calificación del trabajo.

ENVIO DE TRABAJOS

Procedimiento electrónico. En general bastará enviar archivo Word, abierto al Editor (sbarros@infor.gob.cl). El autor deberá indicar si propone el trabajo para Artículo o Apunte y asegurarse de recibir confirmación de la recepción conforme del trabajo por parte del Editor.

Cuadros y figuras ubicadas en su lugar en el texto, no en forma separada. El Editor podrá en algunos casos solicitar al autor algún material complementario en lo referente a cuadros y figuras (archivos Excel, imágenes, figuras, fotos, por ejemplo).

Respecto del peso de los archivos, tener presente que hasta 5 Mb es un límite razonable para los adjuntos por correo electrónico. No olvidar que las imágenes son pesadas, por lo que siempre al ser pegadas en texto Word es conveniente recurrir al pegado de imágenes como JPEG o de planillas Excel como RTF.

En un plazo de 30 días desde la recepción de un trabajo el Editor informará al autor principal sobre su aceptación (o rechazo) en primera instancia e indicará (condicionado al arbitraje del Comité Editor) el Volumen y Número en que el trabajo sería incluido. Posteriormente enviará a Comité Editor y en un plazo no mayor a 3 meses estará sancionada la situación del trabajo propuesto. Si se mantiene la información dada por el Editor originalmente y no hay observaciones de fondo por parte del Comité Editor, el trabajo es aceptado como fue propuesto (Artículo o Apunte), editado y pasa a publicación cuando y como se informó al inicio. Si no es así, el autor principal será informado sobre cualquier objeción, observación o variación, en un plazo total no superior a 4 meses.

CIENCIA E INVESTIGACIÓN FORESTAL

ARTICULOS	PÁGINAS
LÍNEA BASE DE CONOCIMIENTO EN ESTABLECIMIENTO Y MANEJO DE PLANTACIONES FORESTALES DE PEQUEÑOS PROPIETARIOS DE LA PROVINCIA DE ARAUCO. REGIÓN DEL BIO BIO. Aguilera, Mauricio; Gracia, Edison y Villarroel, Arnoldo. Chile	7
ANÁLISIS DE LA EMERGENCIA DE PLÁNTULAS DURANTE LA VIVERIZACIÓN DE UNA COLECCIÓN DE SEMILLAS DE 418 FAMILIAS DE <i>Araucaria araucana</i> . Gutiérrez, Braulio. Chile.	21
ABASTECIMIENTO DE SEMILLAS DE <i>Nothofagus alessandrii</i> CON CONSIDERACIONES GENÉTICAS. Santelices, Rómulo; Espinoza, Sergio y Cabrera, Antonio. Chile.	39
EFFECTO DEL SITIO Y DE DIFERENTES ASOCIACIONES ARBÓREAS EN EL CRECIMIENTO Y CALIDAD FUSTAL DEL ROBLE EUROPEO (<i>Quercus robur</i> L.) EN EL SUR DE CHILE. Loewe, Verónica; Siebert, Herbert y Herrera, Rodrigo. Chile.	55
APUNTES	
¿DEGRADACIÓN O DEGRADADO? NECESIDAD DE UNA PROPUESTA CONCEPTUAL PARA RECUPERAR LA FUNCIONALIDAD Y CAPACIDAD PRODUCTIVA DE LOS BOSQUES NATIVOS DE LA ZONA CENTRO SUR DE CHILE. Vergara-Asenjo, Gerardo; Schlegel, Bastienne; Little, Christian; Martín, Marjorie y Mujica, Rodrigo. Chile.	69
DIVERSIDAD GENÉTICA NEUTRAL Y ADAPTATIVA, UNA SIMPLE EXPLICACIÓN. Jorge González. Chile.	81
REGLAMENTO DE PUBLICACIÓN	99

