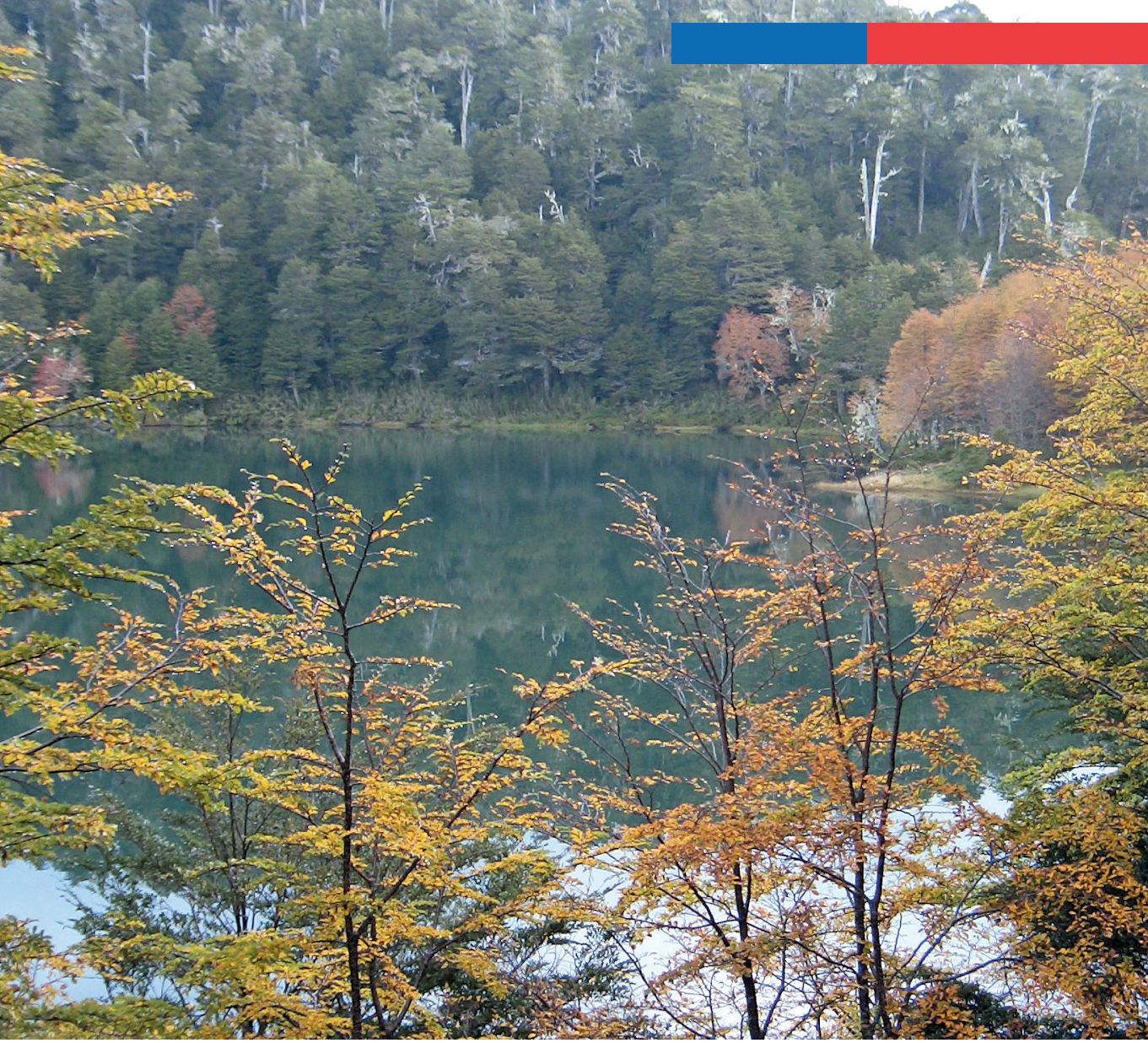


BUENAS PRÁCTICAS Y CONSIDERACIONES GENÉTICAS PARA RECUPERACIÓN DE BOSQUES NATIVOS DEGRADADOS

INSTITUTO FORESTAL
2021

Ministerio de Agricultura
Gobierno de Chile

conaf

Fondo de Investigación del Bosque Nativo

60 AÑOS
INFOR Instituto Forestal

Roberto Ipinza Carmona: Ingeniero Forestal de la Universidad de Chile, Dr. Ingeniero de Montes de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid, España. Más de 47 años de experiencia en Investigación Forestal, en la Universidad de Chile, la Universidad Austral de Chile, el Instituto Forestal (INFOR) y como Consultor. Profesor de Mejoramiento Genético, Director de la Cooperativa de Mejoramiento Genético, Director Ejecutivo del Instituto Forestal (2001-2006), Miembro del Executive Board de IUFRO (2005-2010). Especialista en Estrategias de Conservación y Mejoramiento Genético de Recursos Forestales. En la actualidad es Investigador del Instituto Forestal de Chile. Sus publicaciones se encuentran disponibles en:
Instituto Forestal, Chile.
robertoipinza@infor.cl • www.infor.cl

Santiago Barros Asenjo: Ingeniero Forestal de la Universidad de Chile (1975). Cursa DGS de la Universidad Adolfo Ibáñez (1996). Más de 40 años de experiencia en INFOR como Investigador, Jefe de Proyectos y Jefe de la División Silvicultura. Preside el Comité Editor de INFOR y es Editor de la Revista Ciencia & Investigación Forestal de la institución. Se ha especializado en selección de especies, silvicultura de plantaciones forestales, desarrollo de zonas áridas y semiáridas y gestión de publicaciones técnicas. Fue profesor de cátedra de Silvicultura de Plantaciones Forestales de la Universidad Mayor. En el ámbito internacional ha sido consultor de IDRC de Canadá, GTZ de Alemania y FAO, fue miembro del International Council de IUFRO en representación de Chile y coordinador de diferente Grupos de Trabajo de esta organización mundial, de la cual en 2014 recibió el reconocimiento *Distinguished Service Award*. Es autor, coautor o editor de cerca de una centena de publicaciones técnicas y científicas, entre las que destacan diversos libros y manuales.
Instituto Forestal, Chile.
sbarros@infor.cl • www.infor.cl

Las fotografías e imágenes incorporadas en tapas o texto de la presente publicación provienen de archivo institucional o fueron obtenidas o elaboradas durante el desarrollo de las actividades del trabajo que origina esta publicación.

BUENAS PRÁCTICAS Y CONSIDERACIONES GENÉTICAS PARA RECUPERACIÓN DE BOSQUES NATIVOS DEGRADADOS

Editores

Roberto Ipinza[1]; Braulio Gutiérrez;
Maria Paz Molina y Santiago Barros

Instituto Forestal
2021

1. Instituto Forestal, Chile. robertoipinza@infor.cl

Instituto Forestal
Sucre 2397, Ñuñoa, Santiago
Chile
ISBN N° 978 956 318 204 - 0 Versión Impresa
ISBN N° 978 956 318 205 - 7 Versión Digital
Registro Propiedad Intelectual N° 2021 - A - 10805
www.infor.cl

Este libro se elaboró en el marco del proyecto FIBN 004/2015 “Evaluación de métodos de plantación suplementaria en bosque siempreverde estructuralmente alterado, promoviendo su variabilidad y sustentabilidad”

(Foto Portada: S. Barros)

Se autoriza la reproducción parcial de la presente publicación siempre y cuando se incluya la cita correspondiente:

Ipinza, Roberto.; Gutiérrez, Braulio.; Molina, María Paz. y Barros, Santiago (Eds), 2021. Buenas prácticas y consideraciones genéticas para la recuperación de bosques nativos degradados. Instituto Forestal, Chile. 338 p.

Los editores dedican este libro a:

Pablo Yoshio Kageyama †

Roberto Delmastro Naso †

Fernando Garrido Gonzalez †

Rodolfo Gajardo Mitchell †

Claudio Donoso Zegers †

Harald Schmidt van Marle

(Foto: R. Ipinza)

ÍNDICE

	Página
PRÓLOGO	13
INTRODUCCIÓN	15
MARCO CONCEPTUAL	23
Capítulo 1 Los genes y la silvicultura. Una aproximación a la colecta y manejo de la diversidad Genética. **Roberto Ipinza.**	23
Capítulo 2 Restauración de ecosistemas forestales y manejo forestal: Marco conceptual y reflexiones. **Celso Navarro, Mario Romero y Oscar Larraín.**	43
Capítulo 3 Restauración ecológica con base genética para Especies Nativas. **Roberto Ipinza.**	75
Capítulo 4 Variabilidad genética neutral y adaptativa: Estudios en Chile. **Jorge González.**	105
CONSIDERACIONES FITOECOLOGICAS	129
Capítulo 5 Métodos fitoecológicos aplicados a la caracterización actual de dos ecosistemas degradados. **Jonathan Urrutia y Andrés Fuentes.**	129
Capítulo 6 Definición de ecosistemas de referencia: una aplicación metodológica en la Región de los Ríos. **José Cabello, Celso Navarro y Roberto Ipinza.**	145
CONSIDERACIONES GENÉTICAS PARA EL ABASTECIMIENTOS DE SEMILLAS	183
Capítulo 7 Regiones de procedencia: Un ordenamiento de fuentes semilleras. **Braulio Gutiérrez.**	183
Capítulo 8 Rutas semilleras: Una alternativa ante la emergencia. **Roberto Ipinza y Rodrigo Hasbún.**	203

CONSIDERACIONES GENÉTICAS Y ECONÓMICAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DE PLANTACIONES 221

Capítulo 9 221
Consideraciones genéticas para la obtención de semillas y viverización de plantas para restauración. **Braulio Gutiérrez.**

Capítulo 10 241
Establecimiento de plantaciones nativas de alta biodiversidad. **Roberto Ipinza.**

Capítulo 11 267
Determinación de costos de plantación y mantención inicial en la rehabilitación de un bosque siempre verde degradado. **María Paz Molina y Santiago Barros.**

ESTUDIOS DE CASOS 291

Capítulo 12 291
Abastecimiento de semillas de *Nothofagus alessandrii* con consideraciones genéticas. **Rómulo Santelíces, Sergio Espinoza y Antonio Cabrera.**

Capítulo 13 311
Estudio de caso: Variabilidad en morfología de frutos, crecimiento y supervivencia de plantas de peumo en la región del Bío Bio. **Patricio Chung y Braulio Gutiérrez.**

EPÍLOGO 331

RECONOCIMIENTOS 337

(Foto: R. Ipi

PRÓLOGO

La restauración y rehabilitación de bosques alterados se ha constituido en una prioridad global para cumplir objetivos ambientales y de desarrollo sustentable. En la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, Chile adquirió el compromiso de "proteger, restaurar y promover la utilización sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar de manera sustentable los bosques, combatir la desertificación y detener y revertir la degradación de la tierra, y frenar la pérdida de diversidad biológica". Este compromiso, junto a los adquiridos en otros acuerdos internacionales, como las metas de Aichi de la Convención sobre Biodiversidad, la Iniciativa 20 × 20 y el Desafío de Bonn, demandan un rol activo para realmente definir e implementar las prácticas de restauración en forma efectiva y eficiente.

En este escenario, el Instituto Forestal, como el Instituto Tecnológico de Investigación Forestal del Estado de Chile, contribuye a tales objetivos proporcionando información y ejecutando actividades en los ámbitos de la I&D+i y transferencia tecnológica que, entre otras materias, son de utilidad también en el campo de la restauración y recuperación de bosques alterados.

Es así como, a través de la ejecución del proyecto "Evaluación de métodos de plantación suplementaria en bosque siempreverde estructuralmente alterado, promoviendo su variabilidad y sustentabilidad", financiado por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo que administra la Corporación Nacional Forestal, se ha elaborado este libro como una guía de buenas prácticas para la restauración, en la cual se enfatiza y detalla la importancia de las consideraciones genéticas para obtener éxito en las iniciativas de restauración.

El texto presenta una descripción de la experiencia práctica realizada durante la ejecución del proyecto, particularmente durante la secuencia de tareas, que permitió establecer un ensayo de alta diversidad forestal en quilantales habilitados para plantación mediante apertura de fajas en un predio de la región de Los Ríos, combinando estos antecedentes con apoyo internacional y abundante información bibliográfica especializada y teoría genética.

Esta intervención silvícola se plantea como una solución basada en la naturaleza, consistente en la ampliación de la variabilidad genética a través de la reincorporación o incremento de la frecuencia de las especies más valiosas correspondientes al Tipo Forestal Siempreverde.

Como resultado, se cuenta con una completa obra que sintetiza los aspectos cruciales de la restauración y la influencia de las consideraciones genéticas que

afectan a cada una de sus etapas, desde la selección de los ecosistemas de referencia y especies claves o estructurales hasta el estudio de costos asociados a la plantación propiamente tal, pasando por la definición de fuentes semilleras, la validación molecular, las consideraciones para viverización y temas complementarios que aportan variedad y profundidad a la obra.

Diversos autores externos, junto a investigadores de INFOR, han contribuido a la elaboración de este libro, el cual se espera constituya un aporte al conocimiento de profesionales del sector forestal, estudiantes, académicos, personeros con responsabilidad en la toma de decisiones y, en general, de la sociedad interesada en los bosques, su ecología, genética, conservación y restauración. Todo ello, con la finalidad última de mejorar la productividad que se obtengan en las iniciativas de restauración y recuperación de los ecosistemas boscosos.

Fernando Raga Castellanos
Director Ejecutivo
Instituto Forestal

INTRODUCCIÓN

De acuerdo a la Ley N° 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal, se define Plantación Suplementaria como aquella plantación bajo dosel, o con protección arbórea lateral, que se efectúa con especies nativas propias del lugar, o del mismo tipo forestal que hayan existido anteriormente en él, y que se realiza en forma complementaria a la regeneración natural, para mejorar la calidad del bosque nativo. No obstante, en ocasiones es necesario realizar la plantación suplementaria para que esta promueva y sirva de nodriza a la instalación de la regeneración natural.

Para implementar una plantación suplementaria y por ende mejorar la calidad del bosque nativo se recurre a una nueva ciencia, en construcción, la restauración ecológica, ya que ella intenta restaurar el sistema ecológico, en función de su composición, estructura y función histórica, lo que a veces puede ser difícil debido a las limitaciones bióticas y abióticas y a los cambios de uso de la tierra que han ocurrido en el pasado. La implementación de la restauración ecológica ha llevado a incorporar la investigación científica operativa en el proceso de recuperación de la composición, estructura y dinámica del bosque nativo. Por esta razón, los restauradores están promoviendo la teoría ecológica y evolutiva a través del diseño de unidades experimentales en terreno.

La investigación moderna en restauración ecológica abarca diferentes niveles de organización, desde los genes hasta los ecosistemas. De esta forma resulta evidente que las consideraciones genéticas son fundamentales para el éxito de la restauración ecológica. Las decisiones con respecto al uso de material de propagación forestal local versus no local y/o mezcla de poblaciones de origen en diferentes localidades debe basarse en sólidos argumentos sobre teoría genética, ecológica y evolutiva de poblaciones; sin embargo, la selección del material de propagación forestal que se utilizará en la restauración ecológica a menudo depende de los objetivos específicos del proyecto, la disponibilidad y calidad del material de propagación forestal, las condiciones del lugar y la escala del proyecto. El flujo de genes en el paisaje moderno y la expresión de genes que afectan la estructura de la comunidad y las funciones del bosque nativo pueden afectar el éxito de las actividades de restauración ecológica.

De acuerdo con dichos elementos, este libro se focaliza en mostrar la línea argumental sobre qué consideraciones genéticas y ecológicas se tuvieron en cuenta para implementar el proyecto 004/2015 “Evaluación de métodos de plantación suplementaria en bosque siempreverde estructuralmente alterado: promoviendo su variabilidad y sustentabilidad”, financiado por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo de la Corporación Nacional Forestal. Lo que no es óbice, que dichas consideraciones de carácter universal no se deban aplicar a otras situaciones de restauración ecológica, lo que queda demostrado en los estudios de caso, que más adelante se indican.

En el primer capítulo se contextualiza el concepto de diversidad genética, como la base de la pirámide de la biodiversidad. La diversidad genética proporciona la capacidad para que se exprese la adaptación y resistencia al estrés en un entorno

cambiante, y por lo tanto es esencial para la supervivencia a mediano y largo plazo de bosques, tanto naturales como plantados. En relación a la biodiversidad o Diversidad Biológica se menciona la mayoría de las Convenciones Internacionales y los compromisos que Chile ha adquirido, y como estos se relacionan a la restauración ecológica. Para capturar la diversidad genética se ha desarrollado una variedad de estrategias de muestreo en poblaciones de plantas silvestres. Estas pautas varían en sus propósitos y conclusiones; algunos se centran en la colecta de semillas para bancos bases y otras para bancos activos. En este contexto, se detalla el número de muestras necesarias para la obtención de germoplasma para la reintroducción de poblaciones o la restauración o la rehabilitación.

En el segundo capítulo se revisan los aspectos conceptuales de la restauración ecológica, así como sus aspectos históricos. También se destacan los aspectos de manejo forestal y silvicultural dando el marco de la planificación a largo plazo de los bosques nativos. En él se integran los procesos de restauración ecológica y los desafíos de la silvicultura, como guía en la toma de decisiones en los bosques nativos, de manera de estar en consonancia con las demandas materiales y espirituales de la sociedad. Por último, se analizan algunas acciones permanentes de largo plazo, necesarias para la sustentabilidad en el manejo de los bosques nativos.

El tercer capítulo analiza la restauración del paisaje forestal, como el universo donde se desarrolla la restauración ecológica de sitios individuales degradados y que permite la creación de bosques nativos y exóticos a través de plantaciones, o sistemas agroforestales de alta rentabilidad, y también sistemas de mosaicos, donde se intercalan áreas de bosques con campos agrícolas. Se exhiben las razones fundamentales desde el punto de vista de la genética poblacional, para considerar las variables genéticas en la restauración y rehabilitación forestal. Se sintetiza la información sobre cómo se mide la variación genética, en términos generales se establecen los patrones de variación para las especies nativas forestales, y el papel de la genética de poblaciones en el proceso de restauración ecológica forestal. Se muestra un diagrama de flujo sobre cómo debe proceder un restaurador forestal para alcanzar una restauración exitosa teniendo en vista las consideraciones genéticas.

El cuarto capítulo tiene como objetivo explicar la diversidad genética, la variación neutral y adaptativa en forma simple y práctica, repasando su interpretación y aplicación. También, se entrega una breve revisión de los estudios moleculares donde se han estimado las medidas de diversidad genética en poblaciones de especies nativas, resaltando el potencial de la información genética en la generación de iniciativas de rehabilitación y/o restauración de ecosistemas forestales, conservación de germoplasma y mejoramiento genético.

En el quinto capítulo, se caracteriza la composición florística del ecosistema del bosque siempreverde localizado en el predio Pumillahue, comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos, el que muestra evidentes signos de degradación. En el predio Pumillahue se identificó un total de 68 especies de plantas, de las cuales

42 se encontraron en el bosque de olivillo (*Aextoxicon punctatum Ruiz et Pav.*) y 58 en el bosque de roble (*Nothofagus obliqua (Mirb.) Oerst.*). Se registró además una riqueza de 63 géneros y 42 familias. En ambas unidades vegetacionales dominaron las especies nativas, sin embargo, en el bosque de roble se hicieron presentes elementos exóticos.

En el sexto capítulo se aborda en detalle la metodología utilizada para la determinación del ecosistema de referencia, el que usualmente representa una versión no degradada del ecosistema completo, con la flora, fauna, elementos abióticos, funciones, procesos y estados sucesionales que se presentarían en el sitio si la degradación, daño o destrucción no hubieran ocurrido. Se utiliza como zona de estudio, un sector degradado del predio Pumillahue y se aplican herramientas de la fitoecología, conjuntamente con la dinámica de la vegetación, para de esta forma restaurar el tapiz vegetacional de esta área piloto. Ello implica aplicar el concepto de estación forestal definido por el profesor Rodolfo Gajardo (QEPD)[1]. A través de este elaborado análisis ecológico se determinó que el Ecosistema de Referencia corresponde a la Estación Forestal 11; Siempreverde de olivillo, ulmo (*Eucryphia cordifolia* Cav.) con lingue (*Persea lingue* (Ruiz *et* Pav.) Nees), mañío (*Podocarpus nubigenus* Lindl.) y copihue (*Lapageria rosea* Ruiz *et* Pav.), definida inicialmente para la región de la Araucanía.

Esta estación forestal fue descrita por su composición florísticas, variables abióticas relevantes y sus características de dinámica vegetacional. La validación del ecosistema de referencia se realizó a través de un análisis de experto y una evaluación florística independiente. Una vez determinado el cortejo florístico del Ecosistema de Referencia se procedió a determinar las especies estructurales o claves arbóreas que forman la primera línea de la restauración activa. Esto permitirá disponer de las especies que a través de plantaciones suplementarias puedan conformar la matriz arbórea que apoyará la recuperación de la productividad del bosque degradado, sin desconocer que esta recuperación puede comenzar también con hierbas y formas de vida menores.

En el séptimo capítulo se discute el concepto de regiones de procedencia y otros enfoques complementarios para el ordenamiento genético territorial, con énfasis en la conservación y recuperación de bosques. Se presentan algunas consideraciones a tener en cuenta para el movimiento de semillas entre regiones de procedencia, y se entregan antecedentes respecto de la conveniencia del uso de semilla local y de las situaciones en que este material no constituye la fuente idónea para efectos de restauración.

El octavo capítulo entrega una detallada descripción de la habilitación de una ruta semillera para cinco especies nativas; roble, ulmo, tepa (*Laureliopsis philippiana* (Looser) Schodde) olivillo y lingue, usando como ejemplo las actividades emprendidas en el marco de la restauración de bosques siempreverdes

1 Gajardo, Rodolfo; Luebert, Federico y Estay, Marlis, 2005. Ensayo de una tipología de estaciones forestales en el Parque Nacional Tolhuaca, Chile. Nota Técnica. Bosques 26(2): 47-56.

estructuralmente alterados del predio Pumillahue, en la región de Los Ríos. Para finalizar se entregan los antecedentes de la validación molecular de la variabilidad genética representada en los árboles madre de ulmo que conforman esta ruta, así como la de su progenie establecida en la plantación de restauración instalada en el predio Pumillahue.

En el noveno capítulo se describe el proceso de producción de plantas empleado para la ejecución de la plantación suplementaria en el predio Pumillahue. En este acápite se plantea que el origen y diversidad del material de propagación es la consideración genética más importante a tener en cuenta en el abastecimiento de semillas y viverización de plantas para restauración, aportándose antecedentes que respaldan y confirman que la adopción de este planteamiento contribuye a mejorar las expectativas de éxito de las iniciativas de restauración, y que por el contrario, la inadecuada consideración que se presta a la fuente y calidad genética del material de propagación forestal, es una de las causas que frecuentemente está tras el fracaso de estas iniciativas.

En el décimo capítulo, se presentan los conceptos de restauración activa y pasiva, donde su implementación resulta complementaria para la recuperación de la productividad de los bosques nativos. Se discute y analiza en detalle el valor de la plantación mixta con especie de luz y de sombra como herramienta de restauración y rehabilitación, especialmente los modelos de biodiversidad inter especifica sugeridos por la literatura brasileña. Se describe un caso específico de este tipo de plantación suplementaria en un predio Pumillahue, establecido con la finalidad de recuperar un bosque siempreverde estructuralmente alterado y dominado por quila. Finalmente, para el monitoreo de los ecosistemas forestales se establecen algunas consideraciones ecológicas y genéticas que permiten elaborar indicadores de éxito del proceso de rehabilitación de los bosques siempreverde mediante plantaciones.

En el undécimo capítulo se determina y analiza la estructura de costos del establecimiento de una plantación suplementaria para la rehabilitación de un bosque siempreverde degradado, en el predio Pumillahue. Este es un proceso fundamental para definir futuros instrumentos de fomento y/o subsidio de esta actividad por parte de la Corporación Nacional Forestal (CONAF).

Finalmente, se muestran dos estudios de caso, que ilustran la necesidad de las consideraciones genéticas en el proceso de restauración ecológica. En el capítulo 12 se analiza, como estudio de caso, la disponibilidad de semilla del ruil en relación a la localización de la fuente semillera para los programas de restauración con dicha especie. En el capítulo 13 se aborda, también como estudio de caso, la variabilidad del tamaño, forma, composición y peso de los frutos de peumo, y se analiza también la variación que presenta la supervivencia y crecimiento inicial de familias de distintos orígenes de la especie en la región del Bio Bio. Tales aspectos tienen importancia en la determinación de los lugares de colecta para los procesos de restauración ecológica con esta especie.

(Foto: R. Ipinza)

MARCO CONCEPTUAL

CAPÍTULO 1

LOS GENES Y LA SILVICULTURA. UNA APROXIMACIÓN A LA COLECTA Y MANEJO DE LA DIVERSIDAD GENÉTICA

Roberto Ipinza[2]

RESUMEN

En torno al Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), de cumplimiento obligatorio para Chile, se han establecido varias metas con indicadores de éxito o fracaso que permiten monitorear el desempeño de los distintos países en el cumplimiento de la Convención. La biodiversidad y en específico la diversidad genética (DG) es parte consustancial de estos compromisos, por lo que en este capítulo se define y se contextualiza su importancia en relación a los bosques.

La diversidad genética (DG) proporciona la base para la adaptación y resistencia al estrés en un entorno cambiante, y por lo tanto es esencial para la supervivencia a mediano y largo plazo de bosques, tanto naturales como plantados.

La alta variabilidad genética permite que la selección pueda dar como resultado la adaptación, es decir, salvaguardar el potencial evolutivo de las masas forestales, ya que de otra forma seria prácticamente imposible su supervivencia.

Considerar este indicador genético es fundamental para un apropiado manejo forestal sustentable. Una gran variación aumenta las posibilidades de que al menos algunos individuos seleccionados o plantados puedan sobrevivir ante la presión de selección del cambio climático. Por esta razón se hace especial hincapié en aquellas consideraciones sobre el muestreo óptimo de semillas para mantener la diversidad genética de las áreas a restaurar, reforestar o rehabilitar.

La mantención o recuperación de la diversidad genética de los bosques naturales, normalmente altamente degradados, constituye un nuevo paradigma para la conservación de los Recursos Genéticos Forestales y por ende del éxito de su silvicultura.

Además, se establecen las definiciones sobre diversidad genética y el papel que tiene sobre los bosques degradados por selección disgénica o “floreo”.

2 Ingeniero Forestal, U. de Chile, Doctor Ingeniero de Montes de ETSI de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España. Investigador del Instituto Forestal, Sede Valdivia, Chile. roberto.ipinza@infor.cl

Se hace un breve análisis de formas indirectas de estimar la diversidad genética a través del tamaño de las poblaciones efectivas o población no emparentada bajo distintos escenarios, desde una restauración pasiva a una activa mediante plantaciones suplementarias.

INTRODUCCIÓN

Biodiversidad, Diversidad Genética y Convenciones

Biodiversidad es un término dado por la contracción de las palabras diversidad y biológica[3], se refiere a la naturaleza con toda su complejidad, es decir, a la enorme variedad de vida sobre la Tierra fruto de miles de millones de años de procesos naturales y, cada vez más, por la influencia del ser humano.

Entonces la biodiversidad o diversidad biológica suele usarse para englobar o referirse a todos los niveles en que esa diversidad se expresa, se estructura y convive. Abarca desde la variedad y combinaciones de genes que existe en una misma población, la interacción que existe entre los individuos de esa población con su hábitat, entre estos y poblaciones de otras especies y su entorno, intercaladas con otras comunidades que tienen gradientes en las condiciones climáticas y geográficas, y que juntas conforman un ecosistema. La biodiversidad existe a diferentes niveles de organización interdependientes. En términos científicos se consideran tres niveles:

- La diversidad genética (diversidad intra-específica), que se define por la variabilidad de genes en el seno de una misma especie, ya sea entre individuos como entre poblaciones. La diversidad genética dentro de una misma especie es esencial para permitirle adaptarse a las modificaciones de su ambiente por las vías de la evolución.

- La diversidad específica (diversidad inter-específica), es la más conocida por su visibilidad. Corresponde a la diversidad de especies vivas, unidad de base para la sistemática, por su nombre, naturaleza y abundancia.

- La diversidad ecosistémica, que corresponde a la diversidad de los ecosistemas presentes sobre la Tierra, que forman parte de la Biosfera. Este nivel de los ecosistemas se centra en la diversidad de las interacciones de las poblaciones naturales entre sí y con el medio-ambiente.

En un esfuerzo de contextualizar el término biodiversidad, se establece que para los bosques nativos de Chile la biodiversidad se caracteriza definiendo tres atributos: (i) Composición o lista de elementos, (ii) Estructura o patrón espacial, y (iii) Función, que involucra los procesos ecológicos y evolutivos. Además, se definen

3 https://www.cepal.org/es/temas/biodiversidad

cuatro niveles de organización: genético, población-especie, comunidad-ecosistema y paisaje regional. Una visión tradicional y más simplificada, divide a la biodiversidad en tres niveles: genes, especies y ecosistemas; y esta se puede extender a cualquier escala o nivel de organización biológica (Figura N° 1).

El Convenio de Naciones Unidas sobre Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (CDB[4]), fue firmado en Río de Janeiro en junio de 1992[5]. Chile ratificó el Convenio sobre la Diversidad Biológica el 9 de septiembre de 1994, mediante Decreto Supremo Nº 1.963 del Ministerio de Relaciones Exteriores, el que fue publicado en el Diario Oficial[6] con fecha 6 de mayo de 1995. Al ser Ley de la República, esta convención es totalmente vinculante, luego obligatorio su cumplimiento.

Durante la Décima Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) celebrada en Japón en el año 2010, la Convención instó a los países a actualizar sus Estrategias Nacionales de Biodiversidad (ENB[7]) bajo la mirada de un nuevo enfoque propuesto en el llamado Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi[8]. Este Plan, está compuesto por 5 objetivos estratégicos y 20 metas mundiales, y orientado a detener la pérdida de diversidad biológica a nivel global y enfrentar, a través de acciones de política pública y privada, las causas subyacentes que provocan su pérdida y deterioro. En el contexto de las metas de Aichi, hay dos relacionadas directamente a la diversidad genética y son las siguientes:

La meta de Aichi 13, que indica "*Se mantendrá la diversidad genética de las plantas cultivadas y de los animales silvestres y domésticos, incluidas otras especies de valor socioeconómico y cultural. Se elaborarán y aplicarán estrategias para reducir al mínimo la erosión genética y para salvaguardar su diversidad genética*".

La meta de Aichi 16, propone "*Se respetará el Protocolo de Nagoya[9] sobre acceso a los recursos genéticos y la distribución justa y equitativa de los beneficios derivados de su utilización"*. En relación a esta meta, aún queda mucho camino por recorrer en el ámbito de la conservación de la diversidad genética. En efecto, el acceso a la riqueza genética nativa del país, no está suficientemente regulado y tampoco existen suficientes salvaguardas. La aprobación de Chile del protocolo de Nagoya[10], todavía es un tema pendiente.

4 CBD, 2011. COP 10 Decision X/2: Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. Convention on Biological Diversity http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268 (CBD, 2011).

5 Declaración de Río Sobre Medio Ambiente y Desarrollo 1992. Paper presentado en la Conferencia sobre Desarrollo y Medio Ambiente, Rio de Janeiro, Brasil.

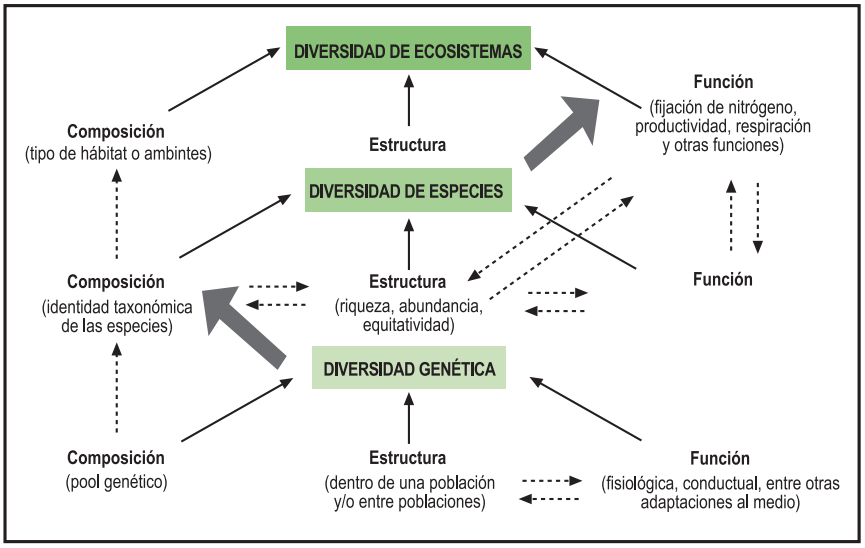
6 https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=18766

7 https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/03/Estrategia_Nac_Biodiv_2017_30.pdf

8 http://www.ecomilenio.es/que-son-los-objetivos-aichi-para-la-biodiversidad/4490

9 El protocolo de Nagoya, en vigor desde octubre 2014, es un acuerdo complementario al Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) que tiene como objetivo la participación justa y equitativa de los beneficios derivados de la utilización de los recursos genéticos. No esta ratificado por Chile.

10 https://www.cbd.int/abs/infokit/revised/web/factsheet-nagoya-es.pdf



(Fuente: Lazo, *et al*., 2008)

Figura N° 1
REPRESENTACIÓN DE LOS TRES NIVELES CLÁSICOS DE BIODIVERSIDAD Y SUS RELACIONES DIRECTAS E INDIRECTAS

Diversidad Genética, Adaptación y Restauración

De acuerdo al Plan de Acción Mundial para la Conservación, la Utilización Sostenible y el Desarrollo de los Recursos Genéticos Forestales (RGF) de la FAO (2014) se establece la Prioridad Estratégica 13, como aquella que tiende a *"Promover la restauración y rehabilitación de los ecosistemas usando material genético apropiado*". El principal reto es lograr que las poblaciones se adapten y/o se ajusten a las condiciones medioambientales actuales y futuras, lo que a menudo se ve complicado por el alcance y el tipo de degradación de los bosques naturales, ya que cuando los bosques se degradan o se pierden, también se reduce su capacidad reguladora del ambiente, por el incremento de los daños por erosión e inundación, reducción de la fertilidad del suelo y la disminución o pérdida de biodiversidad (FAO, 2004). Esto conlleva a enfrentar la recuperación de la biodiversidad mediante el apoyo de pruebas de campo, modelos conceptuales y/o predictivos.

Además, cada día existe una mayor conciencia de la importancia de la biodiversidad en el manejo forestal y la necesidad de establecer normas de uso para que esta no disminuya. El desafío no es menor, ya que para alcanzar una situación de compromiso con la cantidad de productos que se extraen para consumo humano desde bosques plantados y naturales, y por ende asegurar la sustentabilidad del bosque, es primordial tener presente la paradoja de que el árbol es un producto y un productor (Carle y Holmgren, 2003). Para intentar resolver este conflicto es

necesario responder algunas preguntas, aunque sus respuestas son motivo de un importante debate dentro de las ciencias forestales (Ipinza, 2015).

- ¿Qué arboles dejar, genes, genotipos, alguna combinación?
- ¿Cuántos arboles dejar en términos de importancia y tamaño, en términos de espacio, y de costo y beneficio?
- ¿Cuánto demora en renovarse el Recurso Genético, desde la semilla y/o propagación vegetativa, pasando por las fases de regeneración, crecimiento óptimo, envejecimiento y finalmente desmoronamiento, y de vuelta nuevamente completar el ciclo con la regeneración, y como evaluar la integridad de la variabilidad genética original?
- ¿Qué tamaño y tipo de muestra es necesario considerar para evaluar las preguntas anteriores?

Para intentar respuestas a estas preguntas se esbozarán algunos principios básicos, como la diversidad genética (DG) y la lógica que está detrás de la utilización de los recursos genéticos forestales (RGF), en el contexto del acercamiento natural y sistemático que se produce entre la conservación de estos RGF y las técnicas que provee la silvicultura.

La diversidad genética proporciona la base para la adaptación y resistencia al estrés en un entorno cambiante, y por lo tanto es esencial para la supervivencia a largo plazo de los bosques (Booy *et al*., 2000; Schaberg *et al*., 2008). La alta variabilidad genética permite que la selección natural provoque la adaptación (Savolainen *et al*., 2007). Una gran variación aumenta las posibilidades de que al menos algunos individuos de una población sean capaces de adaptarse a nuevas condiciones ambientales. Una alta diversidad genética durante el establecimiento de nuevos bosques puede conducir a una reducción de la productividad, pero su ausencia puede conducir al fracaso total de la plantación. Asegurar un nivel mínimo de diversidad genética en poblaciones fundadoras es particularmente importante en proyectos de restauración (Thomas *et al*., 2014). La importancia de mantener la diversidad genética en el mantenimiento y estabilidad de los sistemas forestales es reconocida desde hace tiempo (Ledig, 1988).

EFICACIA BIOLÓGICA

Un elemento básico es que los árboles y genotipos que hoy día sobreviven y que exhiben una eficacia biológica, es decir, una capacidad de producir descendencia, son producto de muchos años de evolución, cientos e incluso miles de años, es decir son el resultado de eventos pasados, entonces, ¿Qué hay de los eventos actuales del cambio climático? ¿Se está hoy favoreciendo el desarrollo de los bosques del futuro? ¿Qué acciones favorecerían el desarrollo de los bosques del futuro?

La degradación ha sido intensamente analizada y se la ha definido como la reducción de la capacidad de un bosque para producir bienes y servicios

socioculturales y ambientales[11]. Luego, no solo tiene efecto sobre el bosque, sino también los tiene sobre su capacidad reguladora del ambiente, permitiendo así el incremento de los daños por erosión, la ocurrencia de inundaciones, la reducción de la fertilidad del suelo y la pérdida de biodiversidad (FAO, 2004). Azpilicueta, *et al*. (2011) estiman que la degradación de los ecosistemas forestales es consecuencia de la acción de diferentes fuerzas, donde las actividades que realiza el hombre ocasionan fuertes cambios y alteraciones sobre el sistema.

La habilitación de tierras destinadas al cultivo y a la ganadería lograda a través del desmonte, los incendios prescritos con diversos objetivos, la construcción de rutas y caminos, entre muchas otras actividades, suelen tener un marcado impacto en el medio en el cual se desarrollan. De acuerdo a Azpilicueta, *et al*. (2011) existen también casos donde por negligencia se producen devastadores incendios o procesos que generan una fuerte contaminación del ambiente.

A este cuadro es necesario agregarle el "floreo" o selección disgénica, que en los bosques naturales ha sido una de las principales causas del deterioro de la eficacia biológica, y que tras la reducción drástica del número y calidad de árboles (censo poblacional), es la depresión endogámica la que incrementa la expresión de los alelos deletéreos, parcialmente recesivos que segregan en la población residual, y que en definitiva constituyen la población actual en el bosque nativo, en su sentido amplio. No obstante, el incremento de la homocigosis implica un aumento paralelo de la eficiencia de la acción de la selección natural en su contra, que se denomina purga, y que reduce la depresión endogámica real.

A mediano plazo, comienzan a cobrar importancia las consecuencias de la mutación deletérea que se produce durante el periodo de mortalidad natural o disminución de la cantidad de árboles por hectárea y/o su calidad. De hecho, a largo plazo no solo importan las consecuencias de la acción de las fuerzas evolutivas sobre la variabilidad genética presente en la población original, sino también el desplazamiento de la arquitectura genética de los caracteres en la población desde su situación original hacia la actual, determinada por el equilibrio mutación-selección-deriva, correspondiente a su nuevo tamaño efectivo, es decir a una nueva cantidad de árboles no emparentados.

Por esta razón y en principio, los árboles que merecen ser dejados o conservados, son la expresión de aquellos genes que gobiernan rasgos y genotipos importante y raros ya que ellos conforman un complejo de genes co-adaptados que dan lugar a los rasgos de interés. La expresión de los rasgos deseados puede, con mayor frecuencia, depender del sitio o del medio ambiente. Dichos genotipos debe procurarse conservarlos *in situ* para que puedan transmitir esos genes a la próxima generación, también sería importante evaluar métodos alternativos de conservación *ex situ*, tales como: Banco *in vitro*, banco de semillas, ensayos *in vivo* de progenie y procedencia, en especial cuando las especies disminuyen el tamaño de su población efectiva y las hacen ser candidatos a la extinción.

11 FAO.http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules/reducing-forest-degradation/basic-knowledge/es/

Estos ensayos de progenie y procedencia *in vivo* permitirían rehabilitar sitios degradados, y que se exprese la variación genética adaptativa, tal como se propone en la aplicación de la técnica de la migración asistida en *Araucaria araucana* (Ipinza, 2018), y acceder a evaluar la integridad de la variabilidad del material colectado.

Un bosque natural que evoluciona normalmente a través de la regeneración natural, tiene pocos riesgos de perder sus recursos genéticos (Isajev *et al*., 2009), sin embargo, al verse sometido a influencia antropogénica, métodos silviculturales mal aplicados, fragmentación por aumento de la frontera agrícola o incendios y floreos (selección disgénica) conduce inevitablemente a una degradación del recurso forestal.

No se dispone de antecedentes objetivos sobre el nivel actual de reducción de la diversidad genética de los bosques naturales, pero al verse reducido o evitado el flujo genético de las poblaciones lleva inevitablemente a una disminución de la diversidad genética de las especies afectadas, y por ende a alterar el acervo genético de los bosques (St Clair y Howe, 2011), lo que atenta en contra de la adaptación de los bosques ante presiones de selección actuales y futuras.

Cuando se maneja un bosque, se están removiendo árboles selectivamente, tanto en raleos y/o entresacas por lo bajo o por lo alto, y por lo tanto se están removiendo genes del bosque, en este contexto es importante tener presente la producción de semillas, que es normalmente el material reproductivo utilizado para generar un bosque.

En el proceso de evaluar los arboles a dejar en un raleo o cosecha forestal de árboles nativos es primordial conocer la biología reproductiva de estos, ya que, por ejemplo, individuos alógamos[12] requieren de otros para cruzarse e idealmente que no estén emparentados, o que sean distantes entre ellos. Desde ese extremo existen niveles intermedios hasta las plantas autógamas[13].

Cuando se cruzan las plantas completamente alógomas y distantes se crea rápidamente una nueva variabilidad genética, la que disminuye a medida que se cruzan parientes, muchas veces por problemas de menor distancias entre ellas, llegando al extremo de producirse autopolinización y depresión endogámica por el cruzamiento entre parientes.

Tanto la autopolinización como el cruzamiento entre parientes, por ejemplo entre hermanos, produce una pérdida de heterocigosidad, tal como se observa en el Cuadro N°1, donde en un solo gen dialélico, la tasa de pérdida de heterocigosidad bajo parentesco es del 75% en la quinta generación, mientras que en la autopolinización

12 Las especies alógamas son aquellas que se producen por medio de polinización cruzada, es decir, que los gametos (masculino y femenino) que se unen para formar el zigoto son de plantas diferentes. Por ejemplo, las plantas dioicas como la Araucaria, mañío y maqui, entre otras.

13 Se denomina autógamas al modo de reproducción sexual consistente en la fusión de gametos femeninos y masculinos producidos por el mismo individuo.

la pérdida es mucho mayor y cercana al 97%.

En definitiva, la remoción inadecuada de árboles en especies dioicas en un bosque afecta la producción de semilla ya que limita la panmixia o apareamiento completamente aleatorio entre todos individuos.

Cuadro N° 1
PERDIDA DE HETEROCIGOSIDAD

Generación	Heterocigocidad	
	Autopolinización	Hermanos Completos
0	1	1
1	½	½
2	¼	2/4
3	1/8	3/8
4	1/16	5/16
5	1/32	8/32
10	1/1024	89/1024
20	1/2020	10946/2

LOS NOTHOFAGUS Y LA ENDOGAMIA

Sedgley y Griffin (1989) clasifican el sistema reproductivo del género *Nothofagus* como monoico con dioecidia. La auto esterilidad, auto infertilidad o autoincompatibilidad se refieren a la incapacidad de plantas fértiles a producir descendencia a partir de la autopolinización. La auto incompatibilidad es un mecanismo controlado genéticamente el cual reduce la depresión endogámica en las poblaciones.

Los *Nothofagus* exhiben el fenómeno de la protandría, es decir en un mismo árbol florecen primero las flores masculinas y luego la inflorescencia femenina, este mecanismo tiende a minimizar la auto polinización. Es decir, se tiende a disminuir

la competencia sobre la superficie de un estigma entre el polen auto incompatible y compatible.

Los *Nothofagus* son especies auto incompatibles, por lo que la auto polinización no debería formar semillas viables. No obstante, Riveros *et al*. (1995), indican que cuando la autopolinización interviene se forman semillas en un porcentaje muy bajo.

En un estudio realizado con *N. obliqua*, *N. dombeyi* y *N. nítida*, dichos autores concluyen que estas especies son altamente incompatibles. Premoli (1996), en un estudio realizado en *N. nítida*, *N. dombeyi* y *N. betuloides*, sugiere que la exogamia es más frecuente que la autopolinización, sin embargo, las especies pueden poseer un mecanismo que les permite cierto grado de endogamia.

En este contexto, Gallo *et al*. (1997) estiman que la tasa efectiva de auto fertilización de *N. alpina* es del 20%. Este valor estaría indicando que la infertilidad no es completa ni absoluta, por lo que la efectiva barrera para reducir la depresión endogámica tiene una pequeña fisura, la que al parecer no es tan pequeña, ya que de acuerdo al porcentaje de autopolinización informado por Torres y Puntieri (2013) se concluye que en *N. alpina* la tasa de autopolinización se encuentra en el "*ranking"* como levemente auto compatible (clase 1: 3-30%) y facultativamente autógamo (tipo 2).

En forma ideal, en las especies alógamas y anemófilas, como el roble y raulí, el polen (gametos masculinos) es trasladado por el viento para que en plena ántesis sea capturado por estigmas pilosos de la flor femenina de un individuo idealmente no emparentado.

El fruto de estas especies tiene una cúpula, en cuyo interior hay tres semillas, las que pueden originar una familia de medios hermanos, en que intervienen pólenes de distintos padres, e incluso de otra especie, lo que genera híbridos, por lo mismo, promueven combinaciones altamente variables, pudiendo las selecciones recurrentes generar rasgos de interés si los progenitores han experimentado por mucho tiempo una selección de baja intensidad para caracteres o rasgos deseados, como el volumen y la forma, entre otros.

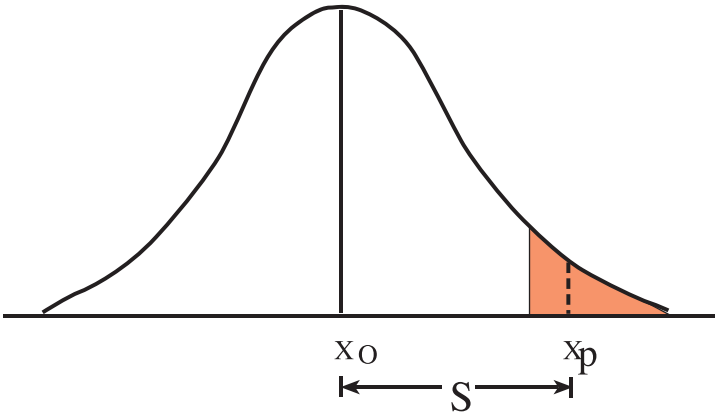
En la silvicultura europea se ha perfeccionado y promovido un manejo sustentable de los bosques a través del concepto de PROSILVA[14] (Wolynski, 2002), o de Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza (Tiscar *et al*., 2015).

Las aplicaciones prácticas en Chile han sido implementadas por APROBOSQUE A.G., y una muestra operacional es el establecimiento de la regeneración natural en el tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe, por Müller-Using, *et al.* (2014), en la que la calidad de la regeneración que se logra establecer define el capital de producción y el valor ecológico durante una rotación completa, esto es al menos en

14 PROSILVA es una unión de forestales que conciben y aplican una silvicultura próxima a naturaleza fundada en Eslovenia en 1989.

los siguientes 60 años, y luego a lo largo del tiempo y la acción de la competencia inter e intraespecífica, permite vislumbrar que los individuos que han logrado sobrevivir, y por ende a conquistar el dosel superior, son los individuos más heterocigotos.

En este esquema, el silvicultor es un conductor de algunos árboles de futuro hacia el dosel superior. Después es historia conocida, a través de varias generaciones de manejo forestal, se va acumulando un notable diferencial de selección en especies sometidas a este procedimiento (Figura N° 2).



El diferencial de selección (S) se puede definir como: $S = \overline{X}_p - \overline{X}_0$, donde:

X_p = la media de los árboles que darán origen a la nueva población.

X_0 = la media de la población en la que se efectúa la selección.

A mayor distancia entre X_0 y X_P, mayor será el valor de "S" y por lo tanto, mayor será la ganancia genética. En teoría, si para una variable "X" se conociera el valor de cada árbol (X_i) y la media en su vecindad inmediata ($\overline{X}_{0i}$), entonces se podría calcular un diferencial para cada árbol como ($S_i = X_i - \overline{X}_{0i}$). De esta forma, el diferencial de selección (S) sería el promedio de los "S_i" de los árboles que darán origen a la nueva población. Si se conocieran los "S_i" de todos los árboles de la población base, se podría aumentar el diferencial de selección "S" hasta un valor deseado, el cual estaría limitado sólo por la variación fenotípica de la población base.

Figura N° 2
REPRESENTACIÓN GRÁFICA DEL DIFERENCIAL DE SELECCIÓN

En otras palabras, este continuo proceso de selección sobre las características deseables de los progenitores se traduce en la decisión del silvicultor respecto a qué individuos dejar para mantener el complejo de genes para asegurar las frecuencias alélicas deseables en las nuevas camadas de arbolitos o regeneración.

El riesgo de reducción de la diversidad genética durante la producción de la semilla puede ser tan relevante como el riesgo de hacer una inadecuada transferencia de semillas entre zonas semilleras (Campbell y Sorensen, 1984).

DIVERSIDAD GENÉTICA DE LOS PROGENITORES DE LA PRÓXIMA GENERACIÓN

Programas de Mejoramiento Genético

Qué arboles dejar y cuántos dejar es un tema que depende del objetivo del manejo forestal, de las relaciones biométricas y de la capacidad de carga del sitio. Hoy surge la diversidad como un nuevo paradigma para sustentar los nuevos bosques, entonces lo medular para la conservación de la variabilidad genética y mantener o acrecentar la diversidad genética, es decidir qué individuos serán los progenitores de la nueva camada de regeneración natural de arbolitos.

La adopción de una adecuada estrategia de colecta de semilla puede maximizar la diversidad genética en el lote, ayudando a evitar cuellos de botella genéticos y manteniendo suficientemente grande el tamaño de la población efectiva (Ivetic *et a*l., 2016).

Marshall y Brown (1975) describieron los enfoques de conservación genética que permiten la máxima cantidad de variabilidad genéticamente útil en las especies claves, mientras se limita el número mínimo de muestras a conservar, es decir los árboles que traspasarán los genes a la próxima generación.

De las diversas medidas de diversidad genética consideradas, la frecuencia de alelos en la especie claves es una de las más útiles, ya que al menos una copia de cada uno de los diferentes alelos en estas especies necesita permanecer (Bennett, 1970). Pero en muchos casos es necesario conservar complejos de genes adaptativos, es decir procedencias, en lugar de genes individuales.

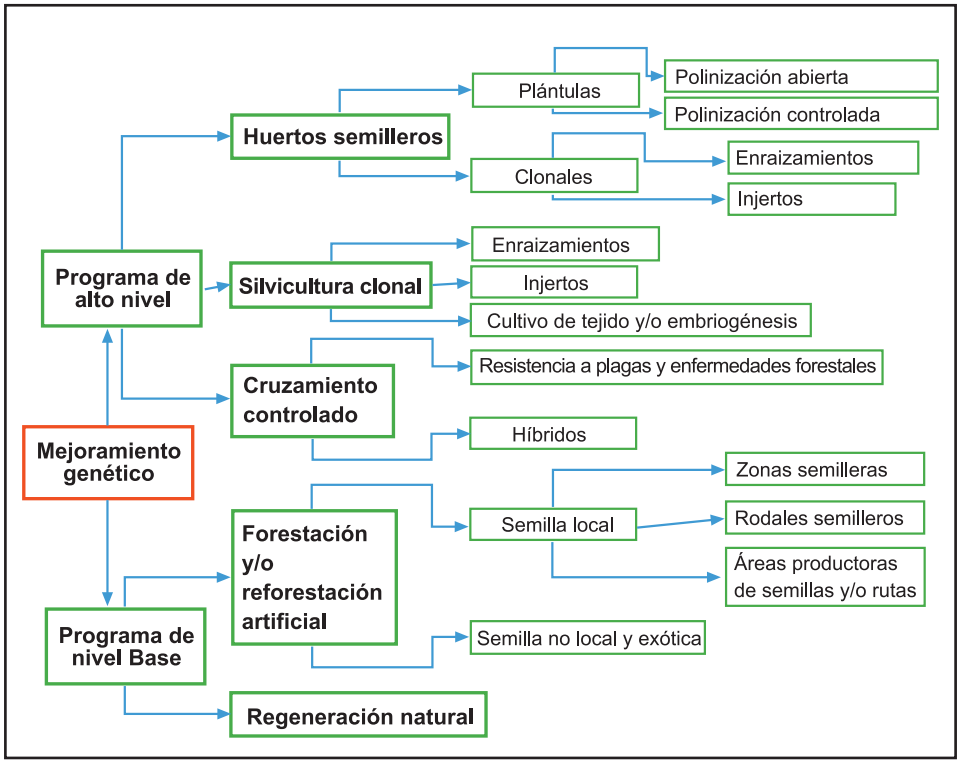
Hay poca evidencia respecto de que, a nivel de rodal, la regeneración artificial de bosques conduzca a una reducción de la diversidad genética, independientemente de si las semillas de las plantas se originaron en rodales naturales, rodales semilleros o huertos semilleros (Koski, 2000).

Mantener la diversidad genética en la forestación y/o reforestación aumenta la probabilidad de usar la regeneración natural en el nuevo bosque (Larjavaara,

2008). Además, si se establecen en forma adecuada se podrían utilizar las poblaciones restauradas como futuras fuentes semilleras (Thomas *et al*., 2014).

En muchas partes del mundo, incluyendo Chile, el Estado y las empresas privadas mantienen activos programas de mejoramiento para seleccionar arboles mejorados de acuerdo a características específicas y los usan preferentemente para generar bosques plantados y ocasionalmente enriquecer bosques naturales.

En este contexto, la tecnología del mejoramiento forestal puede ser aplicada en distintas intensidades, desde un nivel base, tales como prácticas silvícolas adecuadas (Müller-Üsing, *et al*., 2014) para promover la regeneración natural, hasta plantas generadas mediante cruzamientos controlados, tal como se muestra en la Figura N° 3.



(Fuente: Modificado de Nyland, 1996)

Figura N° 3
PROGRAMAS DE MEJORAMIENTO DE ÁRBOLES FORESTALES, QUE CONSIDERAN DESDE UNA BAJA A UNA ALTA INTENSIDAD DE SELECCIÓN Y PROPAGACIÓN Y QUE EN UNA SILVICULTURA APROPIADA LE PERMITA CAPITALIZAR EL POTENCIAL GENÉTICO INHERENTE DE LA POBLACIÓN DE ÁRBOLES EN UN BOSQUE

A medida que avanzan los programas de mejoramiento genético (Figura N° 3) es menos importante el dilema sobre qué árbol dejar y que árbol mantener, pero sigue siendo muy válido en la silvicultura y en programas de especies nativas de baja intensidad de selección.

Cantidad de Árboles y/o Lotes de Semillas para Muestrear por Sitios

Se ha desarrollado una variedad de estrategias para muestrear poblaciones de plantas silvestres. Estas pautas varían en sus propósitos y conclusiones; algunos se centran en la colecta de semillas para bancos bases y otras para bancos activos. En este contexto, a continuación se detallan las necesidades de obtención de germoplasma para la reintroducción de poblaciones o la restauración o la rehabilitación. Muchas de estas directrices derivan sus estimaciones del tamaño de la muestra, en base al trabajo de Marshall y Brown (1975). Ha habido muchas otras opciones en las últimas décadas que enfatizan diferentes aspectos de la colección, como la diversidad genética y la eficiencia en el costo de la colección en relación al retorno de la diversidad capturada.

De acuerdo a Marshall y Brown (1975) el tamaño muestral óptimo por sitio, en la mayoría de las estrategias, será el número de semillas y/o número de plantas necesarias para capturar todos los alelos de esa población con una frecuencia mayor al 5% y con una probabilidad de fijación del 95%. Esta definición es muy similar a la sugerida por Oka (1969), que está basada en el 95% de los genes distribuidos en la población con frecuencia del 5%.

Aunque los propósitos de las colectas varían, la mayoría de las estrategias abordan ciertos problemas comunes de muestreo: ¿Cuántos individuos se muestrean en cada población?; ¿Cuántas poblaciones se muestrearán para crear grupos o lotes de fuentes? ¿Cuál es la probabilidad de que una muestra recolectada sobreviva al establecimiento?

La base teórica que sustenta el muestreo de múltiples individuos dentro de una población, radica en que las poblaciones rara vez son verdaderamente panmícticas, es decir, su cruzamiento no es completamente al azar. Luego, como las poblaciones no son genéticamente homogéneas, para capturar su diversidad genética de manera adecuada es necesario muestrear varios individuos. Marshall y Brown (1975), al considerar una población en que se presentan dos alelos (A_1, A_2) con frecuencia p_1 y p_2, respectivamente, establecen que la probabilidad que una muestra aleatoria de n gametos contengan al menos una copia de cada alelo P [A_1, A_2] es dada por la siguiente expresión:

$$P\,[A_1, A_2] = 1 - (1 - p_1)^n - (1 - p_2)^n - (1 - p_1 - p_2)^n$$

Esta ecuación dice que la probabilidad de capturar dos alelos en un solo locus (P [A_1, A_2]) es uno menos la probabilidad de no seleccionar uno o ambos alelos en n intentos. Si p_1 = 0,95 y p_2 = 0,05, entonces se requiere una muestra de 59 gametos para obtener al menos una copia de cada alelo con un 95% de certeza. Lawrence *et al*. (1995a; 1995b) amplían este marco general para acomodar diferentes tasas de cruzamiento y múltiples loci. A partir de estos estudios, es posible considerar dos clases de alelos en las poblaciones: Las que son comunes (probabilidad de alelo mayor que 0,05; generalmente cuatro alelos) y las que son raras (probabilidad de alelo menor que 0,05; muchos alelos). Una tercera clase de alelos son los localmente comunes y son importantes desde el punto de vista del muestreo.

La estrategia de muestreo óptima es aquella que tiene como objetivo recuperar la variabilidad utilizando tamaños de muestra óptimos. El tamaño óptimo de la muestra por sitio se puede definir como el número de plantas requeridas para obtener, con un 95% de certeza, todos los alelos en un locus aleatorio que ocurren en la población de especies claves, con una frecuencia mayor de 0,05 (Marshall y Brown, 1975). Es mejor dejar un área de muestreo óptima, como un área productora de semilla (APS) para el momento de la recolección. Los tamaños de muestra óptimos pueden definirse mejor cuando se conoce alguna información sobre la distribución de alelos en las especies claves. Pero lamentablemente en varios casos la información molecular en las especies nativas puede no estar disponible.

Marshall y Brown (1975) han considerado ambas situaciones para obtener tamaños óptimos. Cuando no hay información previa disponible sobre las especies claves, examinaron los tamaños de muestra requeridos para cinco modelos contrastantes de perfiles alélicos utilizando la expresión de Moran (1968) para la probabilidad que una muestra aleatoria de n gametos contenga al menos una copia de cada alelo. Una conclusión segura es que una muestra aleatoria de tamaño 50 a 100 individuos será más que adecuada en la mayoría de las circunstancias. El número de poblaciones o sitios a muestrear estará determinado por varios factores, como la duración de la temporada de colecta, la abundancia relativa de especies claves, la accesibilidad del terreno, entre otros. Sin embargo, en condiciones ideales este límite puede ser tan alto como 1000 individuos por temporada, aunque en la mayoría de los casos será considerablemente menor (Allard, 1970; Bennett, 1970).

Cuando se dispone de información sobre los niveles de variación dentro y entre las poblaciones de especies claves, la fracción de la variación genética total en el área objetivo capturada por un procedimiento de muestreo particular se obtiene utilizando la fórmula debida a Oka (1969), lo que conlleva realizar algunas modificaciones a la estrategia básica cuando se conoce la distribución de la variación genética en la especie clave.

En relación a la estimación del número de plantas o semillas por sitio y número de sitios a colectar se produce un problema crítico, dada la información sobre los niveles de variación dentro y entre las poblaciones de las especies claves.

Para ello se requiere la asignación óptima de los recursos de muestreo dentro y entre sitios para que el colector obtenga la cantidad máxima de variabilidad. En este sentido la fórmula de Oka (1969) establece:

> La fracción de la variación genética total (G) en el área donde habitan las especies claves se captura mediante el siguiente procedimiento de muestreo:
>
> $$G = 1 - \{(1 - P) + P(1 - p)^n\}^N$$
>
> Donde:
>
> 1 es la variación genética total en el área objetivo.
>
> P es la proporción de la variación total representada por la población o sitio de muestreo.
>
> p es la proporción de variación genética por población o sitio representado por una planta individual o semilla.
>
> N es el número de poblaciones o sitios muestreados.
>
> n es el número de plantas (o semillas) muestreadas por sitio.

Oka (1969) describió el efecto de aumentar n y N sobre G, asumiendo valores de P y p sugeridos por datos experimentales sobre varios tipos de especies claves, con el fin de determinar los valores requeridos para que G exceda al 0,95, es decir, estimó los valores de N y n necesarios para asegurarse de que el colector capturara más del 95% de la variabilidad genética total en el área objetivo. No obstante, las desviaciones de esta suposición no restan mérito a las conclusiones de que la estrategia óptima es tomar la menor cantidad de plantas posible por sitio y muestrear un número máximo de sitios.

Una consideración cuidadosa de varios valores de parámetros relevantes estimados para varios cultivos sugiere una muestra adecuada de un tamaño de aproximadamente 50 plantas por población, en contraste con 200 a 300 plantas sugeridas por Bennett (1970) y Allard (1970). En lo que respecta a los sitios, la mejor estrategia es muestrear tantos como sea posible dentro del tiempo disponible, asegurándose de que representen una gama de ambientes lo más amplia posible (Marshall y Brown, 1975). Colectar semillas de árboles de distintas edades, como también semilla colectada en distintos años puede contribuir a mantener la diversidad genética, no obstante, esta última opción tiene serias desventajas en las especies que sufren de añerismo o vecería, lo cual amerita la urgente necesidad de disponer de Centros de Semillas para especies nativas forestales y así poder preservar su viabilidad por varios años.

Lo relevante en esta etapa es asegurar la diversidad genética, para que luego se sustente el bosque mediante la regeneración natural. Por lo tanto, las estrategias eficientes en cuanto a recursos y tiempo no exigen disponer de un gran número de plantas por accesión. Tampoco sugieren el mantener complejos de

germoplasma cuando se pierde la identidad genética. En general, un tamaño de progenie de 25 a 50 por árbol seleccionado o accesión parece ser adecuado en la mayoría de las situaciones encontradas en los programas de conservación e incluso de rehabilitación.

De acuerdo a Falk *et al.* (2006) la contribución más importante de la genética de poblaciones, con respecto a las estrategias de muestreo de restauración, es la influencia de la variación ecológica y del ciclo de vida en la distribución de la diversidad genética dentro y entre las poblaciones. El tamaño de la población, las tasas y distancias de dispersión, la fuerza de la selección local, la estrategia de reproducción (clonal, autofecundación, cruzamiento externo) y la dinámica de la metapoblación tienen efectos importantes sobre el flujo y la diversidad de genes, y por lo tanto, sobre la cantidad y distribución de la variación genética dentro de una especie. La heterocigosidad promedio esperada dentro de una población puede proporcionar una indicación de la diferencia genética promedio entre individuos. Para la ecología de restauración, es claramente más importante comprender primero la ecología, la genética y la biología evolutiva de una especie objetivo, y luego diseñar en consecuencia una estrategia de colecta.

Quizás en este momento se debería recordar a Eriksson *et al*. (1993) que consideran que los objetivos de la conservación deben ir más allá de preservar todos los genes, los individuos, las poblaciones, las especies o los ecosistemas en sus sitios y tamaños actuales, el recurso es algo dinámico que responde a los cambios ambientales, y el objetivo debería ser preservar esa capacidad de adaptación ante futuras perturbaciones.

REFERENCIAS

Allard, R., 1970. Population structure and sampling methods. In Genetic Resources in Plants. Their exploration and conservation. 0. H. Frankel and E. Bennett, eds. IBP Handbook No. 11:97-107. Blackwell, Oxford and Edinburgh.

Azpilicueta, M.M.; Gallo, L.; Pastorino, M. y Lozano, L., 2011. Aspectos genéticos de la restauración ecológica del bosque nativo. Ejemplos de aplicación en la Región Andino-Patagónica. Serie técnica: "Sistemas Forestales Integrados" Área Forestal - INTA EEA Bariloche Sección: "Aspectos Integradores" Cuadernillo N° 2: Marzo 2011. 8 p.

Bennett, E., 1970. Tactics of plant exploration. In Genetic Resources in Plants. Their exploration and conservation. 0. H. Frankel and E. Bennett, eds. IBP Handbook No. 11:157-179. Blackwell, Oxford and Edinburgh.

Booy, G.; Hendriks, R.J.J.; Smulders, M.J.M.; Van Groenendael, J.M. and Vosman, B., 2000. Genetic diversity and the survival of populations. Plant Biology 2 (4): 379-395. - doi: 10.1055/s-2000-5958.

Campbell, R.K. and Sorensen, F.C., 1984. Genetic implications of nursery practices. En: "Forest Nursery Manual: Production of Bareroot Seedlings" (Duryea, ML. & Landis TD. (Eds)).

Martinus Nijhoff/ Dr. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/Lancaster, pp. 183-191.

Carle, J. and Holmgren, P., 2003. Definitions related to planted forests. Paper presented at the UNFF inter-sessional expert meeting on The Role of Planted Forests in Sustainable Forest Management - Maximizing Planted Forests' Contribution to SFM. Wellington, New Zealand, March 2003. 14 p.

Eriksson, G.; Namkoong, G. and Roberts, J., 1993. Dynamic gene conservation for uncertain futures. Forest Ecology and Management, 62:15-37.

Falk, D.A.; Richards, C.M.; Montalvo, A.M. and Knapp, E.E., 2006. Chapter 2: Population and Ecological Genetics in Restoration Ecology. En: Foundations of restoration ecology / edited by Donald A. Falk, Margaret A. Palmer, and Joy B. Zedler; foreword by Richard J. Hobbs. pp: 14-41.

FAO, 2004. Global forest resources assessment, update 2005 (FRA 2005): Terms and definitions. FRA Working paper 83/E, FAO Forestry Department, Rome, 34 pp.

Gallo, L.; Marchelli, P. and Breiteembrucher, A., 1997. Morphologycal and alloymic evidence of natural hybrization between two southern beech Nothofagus spp. and its relation to heterzygosity and height growth. Forest Genetics. 4 (1): 15- 23.

Ipinza, R., 2015. Conservación y Mejoramiento: La paradoja de llave y la cerradura, un enfoque didáctico. En: Conservación de Recursos Genéticos Forestales. Principios y Práctica. Editado por Gutiérrez, B; Ipinza, R. y Barros, S. Instituto Forestal. pp. 91-103.

Ipinza, R., 2018. Migración asistida: El nuevo paradigma de la conservación de recursos genéticos forestales para la adaptación al cambio climático. Ciencia e Investigación Forestal. Vol. 24, N°3 diciembre 2018. pp 69-87.

Isajev, V.; Ivetić, V.; Lučić, A. and Rakonjac, L., 2009. Gene pool conservation and tree improvement in Serbia. Genetika 41 (3): 309 -327.

Ivetić, V.; Devetaković, J.; Nonić, M.; Stanković, D. and Šijačić-Nikolić, M., 2016. Genetic diversity and forest reproductive material - from seed source selection to planting. iForest 9:801-812. – doi: 10.3832/ifor1577-009.

Koski, V., 2000. A note on genetic diversity in natural populations and cultivated stands of Scots pine *Pinus sylvestris* L. Investigacion Agraria, Sistemas y Recursos Forestales (Fuera de Serie 1): 89-95.

Larjavaara, M., 2008. A review on benefits and disadvantages of tree diversity. The Open Forest Science Journal 1: 24-26. - doi: 10.2174/1874398600801010024

Lawrence, M.J.; Marshall, D.F.; and Davies, P., 1995a. Genetics of genetic conservation. I. Sample size when collecting germplasm. Euphytica 84, 89–99 (1995). https://doi.org/10.1007/BF01677945

Lawrence, M.J.; Marshall, D.F.; and Davies, P., 1995b. Genetics of genetic conservation. II. Sample size when collecting seed of cross-pollinating species and the information that can be obtained from the evaluation of material held in gene banks. Euphytica 84, 101–107 (1995). https://doi.org/10.1007/BF01677946

Lazo, I.; Ginocchio, R.; Cofré, H.; Vilina, e Iriarte, A., 2008. Capítulo II Nuestra Diversidad Biológica. En: CONAMA, 2008. Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos, Ocho Libros Editores (Santiago de Chile), 640 pp. Segunda Edición 2008 / Actualizaciones y Correcciones Equipo CONAMA. pp: 49-55.

Ledig, F.T., 1988. The conservation of diversity in forest trees: why and how should genes be conserved? Bioscience 38: 47 1-479.

Marshall, D.R. and Brown, A.H.D., 1975. Optimum Sampling Strategy in Genetic Conservation. En: Frankel, O.H. and Hawkes, J.G., Eds., Crop Genetic Resources for Today and Tomorrow, Cambridge University Press, London, 53-80.

Moran, P., 1968. On the theory of selection dependent on two loci. Ann. Hum. Genet., London. 32, 183.

Müller-Using, S.; Martin, M.; Bahamondez, C. y Uribe, J., 2014. Regeneración natural bajo el concepto de la silvicultura cercana a la naturaleza: Antecedentes técnicos del Tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe. Proyecto 028/2012. Fondo de Investigación del Bosque Nativo - INFOR. 108 p.

Nyland, R., 1996. Silviculture. Concepts and Application. The McGraw-Hill Companies, Inc. 633 p.

Oka, H-I., 1969. A note on the design of germplasm presentation work in grain crops: SABRAO Newsletter 1:127–134.

Premoli, A., 1996. Allozyme polymorphisms. Outcrossing rates and hybridization of South American Nothofagus. Genetica 97:55-64.

Riveros, M.; Palma, B.; Erazo, S. y O'Reilly, S., 1995. Fenología y flujo de polen en especies del género *Nothofagus*. Pitón 57(1): 45-54.

Savolainen, O.; Bokma, F.; Knürr, T.; Kärkkäinen, K.; Pyhäjärvi,T. and Wachowiak, W., 2007. Adaptation of forest trees to climate change. En: "Climate change and forest genetic diversity: Implications for sustainable forest management in Europe" (Koskela, J.; Buck, A. & Teissier du Cros, E. (Eds)). Bioversity International, Rome, Italy, pp. 19-30.

Schaberg, P.G.; Dehayes, D.H.; Hawley, GJ. and Nijensohn, S.E., 2008. Anthropogenic alterations of genetic diversity within three populations: implications for forest ecosystem resilience. Forest Ecology and Management 256 (5): 855-862. - doi: 10.1016/j.foreco.2008.06.038.

Sedgley, M. and Griffin, R., 1989. Sexual Reproductive of Tree Crops.AcarJemic Press. London. 378p

St Clair, J.B. and Howe, G.T., 2011. Strategies for conserving forest genetic resources in the face of climate change. Turkish Journal of Botany 35:403-409.

Thomas, E.; Jalonen, R.; Loo, J.; Boshier, D.; Gallo, L.; Cavers, S.; Bordács, S.; Smith, P. and Bozzano, M., 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. Forest Ecology and Management 333: 66-75. - doi: 10.1016/j.foreco.2014.07.015.

Tíscar, P.A.; García-Abril, A.D.; Aguilar, M. y Solís, A., 2015. 51 Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza: potencialidades y principios para su aplicación en los pinares de montaña mediterráneos como medida de adaptación al cambio climático. MAGRAMA. pp. 555-564.

Torres, C. y Puntieri, J., 2013. Pollination and self-interference in *Nothofagus*. Flora 208:412-419.

Wolynski, A., 2002. Notas breves sobre la evolución histórica de la silvicultura naturalística. El Boletín de PROSILVA, número 1, mayo, pp. 28-35.

(Foto: R. Ipinza)

CAPÍTULO 2

RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES Y MANEJO FORESTAL. MARCO CONCEPTUAL Y REFLEXIONES

Celso Navarro[15]; Mario Romero[16] y Oscar Larraín[17]

RESUMEN

Este capítulo aborda el marco conceptual de la restauración de ecosistemas forestales, se revisan aspectos históricos y se discuten los conceptos implícitos en un proceso de restauración ecológica de ecosistemas dañados, degradados y/o destruidos. Entre los conceptos a discutir están: Ecosistema de Referencia, Disturbios y Trayectoria Ecológica, Restauración y Rehabilitación. También se discutirán las etapas elementales de un proceso de restauración, siendo parte esencial de esto, el conocimiento de los procesos sucesionales de un ecosistema. Finalmente, se abordan las etapas relativas a planificar, implementar y monitorear un proceso de restauración.

En la segunda parte, se revisa el concepto de manejo forestal como disciplina que incluye los aspectos silviculturales y económicos en un proceso de planificación a largo plazo en ecosistemas forestales. Se revisa el contexto histórico de los cambios conceptuales del manejo forestal, haciendo énfasis en el manejo ecosistémico, concepto que integra los procesos de restauración ecológica y los desafíos de la silvicultura, como guía en la toma de decisiones en los bosques nativos, de manera de estar en consonancia con las demandas materiales y espirituales de la sociedad. En este sentido, se aclara el concepto que un modelo de manejo que no logra satisfacer las necesidades de las poblaciones locales o no respeta los procesos de los ecosistemas locales o del paisaje, tiene escasa posibilidad de ser sostenible.

Finalmente, se revisan los compromisos de Chile en la estrategia nacional de cambio climático e indican algunas acciones permanentes de largo plazo, necesarias para la sustentabilidad en el manejo de los bosques nativos, lo que contribuiría a la reducción de los desequilibrios territoriales y de esta forma a la implementación de la política de desarrollo rural recientemente promulgada en Chile. Política que busca potenciar y diversificar de manera sostenible la base económica de los territorios y fomentar el aumento del valor agregado, en base a sus potencialidades, incorporando explícitamente lo silvicultural dentro del sistema.

15 Universidad Católica de Temuco-Facultad de Recursos Naturales-Dpto. de Ciencias Ambientales cnavarro@uct.cl.

16 Universidad Católica de Temuco-Facultad de Recursos Naturales-Dpto. de Ciencias Ambientales.

17 Instituto Forestal de Chile (INFOR).

LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES. ASPECTOS HISTÓRICOS

La restauración ecológica tiene sus orígenes en la década de 1930, hace más de 80 años, con los experimentos de restauración de comunidades vegetales de praderas en el Arboreto de la Universidad de Wisconsin, liderados por Aldo Leopold y John Curtis, entre otros. En su momento, se hablaba de que la ciencia se ocupará de la tierra, reconstruyendo lo que se tenía en un principio (Leopold, 1949; citado por Gómez-Ruiza y Lindig-Cisneros, 2017).

Sin embargo, fue hasta varias décadas más tarde cuando se generó el mayor desarrollo de esta disciplina, etapa en la que se reconoció la necesidad de implementar acciones inmediatas que revirtieran o mejoraran las condiciones en los ecosistemas degradados (Bradshaw, 1984; citado por Gómez-Ruiza y Lindig-Cisneros, 2017).

Finalmente, en 1993, la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER) unifica las ideas del concepto y define la restauración como el proceso de restablecer la estructura, función e integridad de ecosistemas, así como el mantenimiento de los hábitats que proveen.

"El profesional no debe polinizar flores, pero si asegurar que el polinizador exista".

Quizás esta frase, expresada por la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER) el año 2004, refleja el propósito central de la restauración de ecosistemas forestales, la cual conceptualmente es una actividad deliberada que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad. En este sentido, un ecosistema se ha recuperado o restaurado, cuando la suficiencia de recursos bióticos y abióticos puede continuar con su desarrollo sin la ayuda del ser humano.

Con frecuencia, el ecosistema que requiere restauración es el que se ha degradado, dañado, transformado o totalmente destruido, como resultado directo o indirecto de las actividades del ser humano. En este caso, es necesario que tales atributos o recursos bióticos o abióticos puedan ser alcanzados mediante la asistencia intencionada sobre ellos, en relación a su salud, integridad y sustentabilidad.

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

El último informe de Evaluación Global elaborado por la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas, indicaba que *"tres cuartas partes del medio ambiente terrestre y alrededor del 66% del medio ambiente marino se han alterado considerablemente, provocando que alrededor de un millón de especies de animales y vegetales están en peligro de extinción"* (https://www.ipbes.net/).

La evaluación de los recursos forestales mundiales del 2020 (FAO, 2020) señala que el mundo ha perdido 178 millones de hectáreas de bosque desde 1990 y que el ritmo de pérdida neta en el último decenio (2010-2020) ha sido de 4,7 millones de hectáreas por año. En este sentido es muy claro indicar que el ser humano y sus acciones han modificado muchos ecosistemas terrestres, lo que ha provocado un grave desequilibrio en el desarrollo y mantención de la vida en la tierra (Hobbs y Harris, 2001).

Chile no ha sido la excepción a este problema. Es así como desde la época de la conquista, el país ha perdido prácticamente la mitad de la superficie de bosque nativo original (Lara *et al*., 2012), donde el cambio de uso de suelo y una economía basada en el extractivismo, han reemplazado ecosistemas boscosos nativos por actividades que son más rentables, como la agricultura, ganadería, plantaciones forestales y minería (Donoso *et al*., 1999; Lara *et al*., 2012), alterando aquella salud, integridad y sustentabilidad que la restauración ecológica busca alcanzar.

La restauración es una estrategia global para conservar y/o aumentar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (CBD, 2010) y si bien, conservar un ecosistema será más conveniente que restaurarlo, es posible mediante acciones de restauración trabajar tal estrategia y así aumentar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados (Rey- Benayas *et al*., 2009). Responder a la demanda creciente de recursos para la sociedad y a su vez, responder a la conservación de los ecosistemas forestales es una tarea compleja, pero es este el desafío de la restauración ecológica en los contextos actuales de la sociedad.

Restaurar ecosistemas forestales ha tenido en las últimas décadas una creciente y cada vez mayor prioridad a nivel mundial y nacional (Falk *et al*., 2006; Smith-Ramírez *et al*., 2015). Solo en Latinoamérica, más de 350 millones de hectáreas han sido deforestadas en los últimos 100 años (Lamb *et al*., 2005), lo que ha llevado a varios países de la región a incentivar procesos de restauración de sus ecosistemas forestales (Meli, 2003; Holz y Placci, 2008; Murcia y Guariguata, 2014; Echeverría *et al*., 2015).

El primer libro conocido sobre restauración fue el de Bradshaw y Chadwick (1980) "*The restoration of land: The ecology and reclamation of derelict and degraded land*". En este se colocaba el énfasis en la importancia de la ecología en la restauración de los ecosistemas.

Con el pasar de los años, la importancia de la restauración ecológica queda plasmada con la creación, en 1988, de la Sociedad de Restauración Ecológica en EE.UU y desde entonces se ha creado varias sociedades y fundaciones en torno a la restauración ecológica, como por ejemplo Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE, 2006), Sociedad Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica (SIACRE, 2013), Red Chilena de Restauración Ecológica (Restauremos Chile, 2014), entre otras.

En Chile, las experiencias de restauración datan de la década de 1960, aun cuando en esos tiempos el concepto de restauración aun no era utilizado. En áreas de pastoreo, se estableció un sitio de exclusión cercano a dos hectáreas y en el cual, 34 años después, se evidenciaba el establecimiento de especies del bosque original (Montaldo, 1999). Sin embargo, al hablar de restauración ecológica, los recuerdos se remontan a hace poco más de 30 años, siendo en la última década donde la restauración ecológica ha cobrado mayor atención política y social en Chile, sobre todo en lo referido a los constantes incendios forestales que han afectado a la zona central y sur del país (Fernández *et al*., 2010; MMA, 2012; Smith-Ramírez *et al*., 2015; CONAF, 2015). Se ha sumado a lo anterior, el creciente interés y conocimiento sobre la importancia de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que presentan los ecosistemas nativos del país (Hernández e*t al*., 2007; Simonetti y Dirzo, 2011; Figueroa *et al*., 2013; Little y Lara, 2014; Nahuelhual *et al*., 2018).

LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES. CONCEPTOS

"La restauración ecológica es el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido" (SER, 2004), por causa directa o indirecta de la acción antrópica. Para que esta actividad deliberada tenga resultados positivos, se requiere del apoyo de diversas miradas disciplinarias, siendo trascendental la ecología, siendo esta la ciencia base para todo proceso de restauración ecológica.

En restauración ecológica es esencial definir y aclarar un concepto desde un punto de vista global y genérico, como es el de Ecosistema, el cual se puede definir y caracterizar como un área de tamaño variable, con estrecha relación o asociación de sus componentes físicos (abióticos) y biológicos (bióticos), organizado de manera tal que, al cambiar un componente, o subsistema, se comprometen los otros, y en consecuencia el funcionamiento de todo el sistema. De esta manera, los ecosistemas son dinámicos, es decir, cambian como resultado de los efectos e interacciones de los factores internos y externos, dicha dinámica se conoce como sucesión ecológica (Vargas, 2011).

Al hablar de restauración ecológica, se debe considerar siempre a la ecología como la ciencia que aporta la base conceptual, los modelos y las herramientas para

desarrollar eficientemente proyectos de restauración (SER, 2004). Es entonces, en el marco de ello, donde la teoría y la práctica se unen para un fin común, recuperar ambientes dañados, degradados y/o destruidos.

En este mismo sentido, la capacidad de restaurar un ecosistema depende de una gran cantidad de conocimientos, como por ejemplo estado del ecosistema antes y después del disturbio; grado de alteración de la hidrología, geomorfología y suelos; causas por las cuales se generó el daño; estructura, composición y funcionamiento del ecosistema preexistente; información acerca de condiciones ambientales regionales; interrelación de factores de carácter ecológico, cultural e histórico, es decir la relación histórica y actual entre el sistema natural y el sistema socioeconómico; disponibilidad de la biota nativa necesaria para la restauración; los patrones de regeneración, o estados sucesionales de las especies (por ejemplo, estrategias reproductivas, mecanismos de dispersión, tasas de crecimiento; y otros rasgos de historia de vida o atributos vitales de las especies), tensionantes que detienen la sucesión y el papel de la fauna en los procesos de regeneración (Vargas, 2011).

Diversos aspectos de la ecología son útiles en la restauración, sin embargo es importante además la teoría sucesional y los modelos de estados transitorios, ya que estos entregan una base conceptual para la restauración, pero el reciente desarrollo de la teoría de los ensambles y la potencial importancia de los estados estables alternativos, hacen cada vez más importante tener una visión enfocada a los procesos e interacciones ecológicas para restaurar las áreas degradadas (Whisenant, 1999; Young *et al*., 2005).

También, es necesario considerar variables espaciales y ambientales, ya que su efecto explica aproximadamente 50% de la variabilidad en la dinámica de las metacomunidades (Cottenie, 2005; citado por Castillo, 2016) y no incluirlas podría incidir en el éxito de la restauración, ya sea en su integración al paisaje, o en la persistencia a través del tiempo para dichas comunidades restauradas (Castillo, 2016). Además, es importante considerar la integración de aspectos ecológicos y socioeconómicos, lo cual permitirá tener una visión más holística sobre la restauración ecológica (Wortley, 2013; citado por Castillo, 2016).

Sin duda, que en los tiempos actuales se viven frecuentemente cambios económicos, sociales, ambientales, siendo cada vez más creciente el interés de la sociedad por los cambios de los ecosistemas forestales, muchos de los cuales son promovidos y/o generados por el ser humano. Tal interés surge cuando se comienza a conocer por parte de la sociedad la gran importancia que tienen los bosques para la provisión de bienes y servicios, sobre todo de aquellos cada vez más valorados por las personas; el agua, el aire, los alimentos, la medicina y los valores espirituales, entre otros (Millennium Ecosystem Assessment, 2003).

Según CDB/UNEP (2000) y OIMT (2002) un bosque degradado es un bosque que, debido a las actividades del hombre, ha perdido su estructura, función,

composición de especies o productividad normalmente asociada con el tipo de bosque natural que se espera encontrar en ese sitio. Por consiguiente, un ecosistema degradado o un bosque degradado provee una cantidad reducida de bienes y servicios en un determinado lugar y mantiene una diversidad biológica limitada.

Cuando los ecosistemas están muy degradados o destruidos, han perdido sus mecanismos de regeneración y en consecuencia es necesario asistirlos, a esto se le denomina restauración activa o asistida (sucesión dirigida o asistida). La restauración activa implica que, con intervención humana, se ayude el ecosistema para superar o eliminar tensionantes que impiden la regeneración y garantizar el desarrollo de procesos de recuperación (Van Diggelen *et al*., 2001). En cambio, los ecosistemas se recuperan por s**í** solos cuando no existen o se eliminan tensionantes o barreras que impidan su regeneración, en un proceso conocido como restauración pasiva o sucesión natural. Es por esto que una de las primeras acciones para recuperar un ecosistema es retirar factores que impiden la expresión de mecanismos de regeneración natural (Vargas, 2007).

Existen tres conceptos básicos que es necesario aclarar y que se relacionan con el grado de alteración del ecosistema, estos son ecosistema *degradado, dañado y destruido*, estos conceptos son discutibles, sobre todo por el uso cotidiano que la sociedad da a ellos, y que incluso en el uso corriente son usados como sinónimos.

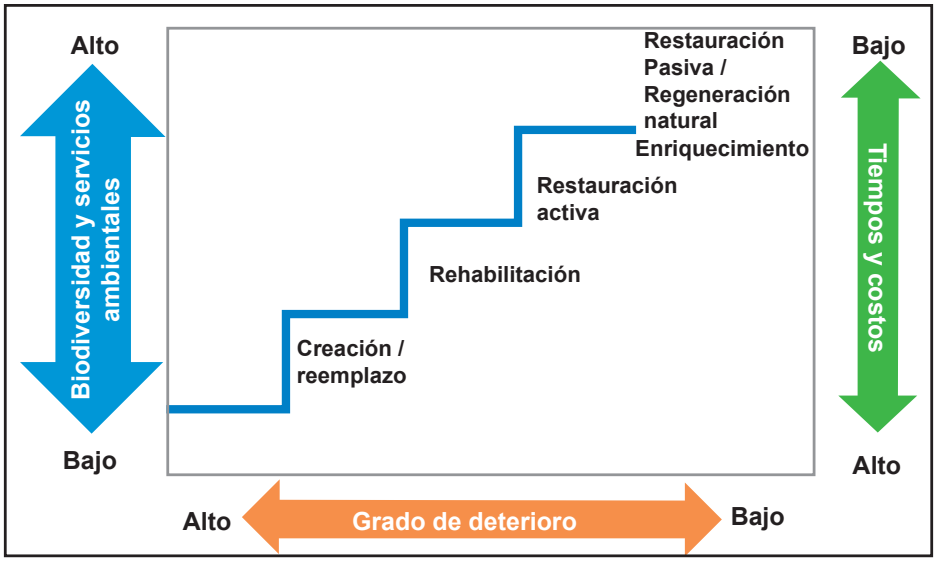
La degradación es un proceso gradual que genera reducción de la salud del ecosistema (SER, 2004). FRA (2005), entrega una definición relacionada con el concepto de degradación forestal, la que se definió como cambios dentro de un bosque que afectan la estructura y la función del sitio o rodal, reduciendo así su capacidad de entregar productos o servicios.

Conceptualmente, un ecosistema dañado implica alteraciones agudas o sus consecuencias sobre el ecosistema, que son notorias, como lo que ocurre después de un incendio forestal de baja o mediana intensidad, floreos, colecta masiva de productos forestales no madereros, siendo estos efectos no siempre medibles o cuantificables. Un ejemplo de ello es el ocasionado por el tránsito de animales en ecosistemas boscosos, lo que puede provocar cambios en la densidad de la regeneración de especies arbóreas, como es el caso de aquellos bosques en los que se encuentran especies con problemas de conservación, como ocurre en algunas ocasiones con el pehuén (*Araucaria araucana)*.

Se hablará de ecosistemas destruidos, cuando el agente disruptor provoque cambios tan severos que la estructura del ecosistema boscoso y su ambiente físico se vean eliminados. En ocasiones, es difícil definir si un ecosistema alterado ha sido dañado o destruido, resultando clave las definiciones referidas anteriormente para iniciar procesos de recuperación.

En relación al grado de alteración del ecosistema en cuestión, dependerá del esfuerzo técnico y económico que deba asignársele al ecosistema para que sea

restaurado. La Figura N° 1 muestra el gradiente en cuanto al grado de intervención y los esfuerzos que deberán asignárseles (técnicos-científicos, económicos, logísticos y tiempo de ejecución). En la escalera de restauración se muestran a nivel teórico las necesidades de intervención que requiere el ecosistema degradado, lo que dependerá del nivel de degradación. Es así como las necesidades o requerimientos de intervención van disminuyendo a medida que se asciende desde el escalón 1, en donde se requieren grandes esfuerzos para restaurar el ecosistema, hasta llegar al último escalón, en donde los esfuerzos de restauración son menores. Es decir, mientras mayor es el impacto humano sobre el ecosistema, mayor es el tiempo de restauración, mayores son los costos y mayores son las necesidades logísticas y técnicas para tener éxito en el proceso de restauración.



(Fuente: Chazdon, 2008, cit. por López *et al*., 2017)

Figura N° 1
ESCALERA DE RESTAURACIÓN

Un ejemplo de un ecosistema destruido, en el que se requiere un alto esfuerzo en el proceso de restauración, es el que ocasionó el incendio de alta severidad ocurrido en algunas zonas de la Reserva Nacional China Muerta en marzo del año 2015, donde en los bosques de araucaria, a causa de este incendio de alta severidad y las condiciones de sitio extremas (fuertes pendientes, tipo de combustible, otras), se generó un paisaje en donde se perdió la estructura del bosque y el medio ambiente físico se vio fuertemente alterado. En este caso, el ecosistema estaría ubicado entre el escalón 3 y 4 de la escalera de restauración,

es decir, se requiere de una rehabilitación y una restauración activa para lograr la restauración del ecosistema en el menor tiempo posible, a modo de evitar mayores daños al medio ambiente físico y biológico.

Una caracterización exhaustiva y rigurosa del ecosistema alterado ayudará a marcar las diferencias y, por cierto, las directrices de los procesos de asistencia futuras, y lograr ubicar al ecosistema alterado en alguna posición de la escalera. Un ejemplo de ello, lo constituyen los resultados del proyecto FIBN 009/2016 (Muñoz *et al*., 2018), plasmados en una "Guía técnica para caracterizar bosques adultos del Tipo Forestal Siempreverde degradados y de referencia en las regiones de Los Ríos y Los Lagos", en la cual se definen niveles de degradación en relación al ecosistema de referencia.

Para lograr establecer directrices y mecanismos que lleven al éxito de la restauración ecológica en sitios alterados es importante conocer las condiciones ambientales previas al disturbio. Estas condiciones podrán ser conocidas si existen antecedentes previos de los atributos de tales ecosistemas, ya sea por información escrita proveniente de investigaciones científicas o por relatos escritos u orales de las comunidades humanas aledañas al lugar.

De esta manera nace el concepto de ecosistema de referencia, que muchos autores definen como el estado original del ecosistema sin intervención al cual se pretende llegar mediante el proceso de restauración ecológica. Para dirigir los esfuerzos de restauración se debe considerar la definición de un ecosistema de referencia. Dicho ecosistema puede ser un sitio o sitios que representan la integridad (o aspectos de la integridad) que se busca reparar mediante la restauración proyectada. Estos ecosistemas de referencia, si existen en el paisaje, pueden estar física y temporalmente cerca o lejos del ecosistema que se desea restaurar.

El ecosistema de referencia no suele ser único ni estático y para su adecuada selección resulta de mucha utilidad conocer la evolución histórica y/o a futuro (en un contexto de cambio global). Este ecosistema de referencia es la base para establecer las características de la intervención (morfología, taxones, hidrología, procesos dinámicos, etc.) (Mola *et al*., 2018).

En ocasiones se hace imposible encontrar o definir el ecosistema de referencia mediante la observación de paisajes existentes, por lo tanto, se debe acudir a otras fuentes de información que permitan adquirir referencias ecológicas y de estructura del ecosistema original. Estas fuentes de información pueden ser registros históricos, como fotografías, documentos y relatos históricos, los cuales resultan claves para proyectar resultados a corto, mediano y largo plazo. Estos ecosistemas podrán facilitar los mecanismos de planificación de un proyecto de restauración ecológica y su posterior evaluación (SER, 2004), ya que se podrá tener a la vista información actual o pasada de tal ecosistema y su estado de desarrollo. Ejemplo de ello, resulta ser el trabajo de restauración ecológica en Isla del Rey

iniciado hace poco más de 20 años, donde primero se investigó sobre la flora y vegetación boscosa original de la Isla (Hauenstein y González, 1996; Hauenstein *et al*., 2001) y a partir de aquello se inició la restauración con criterios sucesionales (Muñoz-Pedreros *et al*., 2015 en revisión).

Otro ejemplo es el trabajo de restauración iniciado en el Bosque Esclerófilo de Chile Central (Valle de Casablanca, 2005), cuyo objetivo era convertir plantaciones de *Eucalyptus globulus* en un bosque nativo de especies esclerófilas de Chile Central, seleccionando para ello un ecosistema de referencia, sin alteración aparente, dominado por diversas especies arbóreas nativas como *Peumus boldus*, *Quillaja saponaria* y *Lithraea caustica* entre otras.

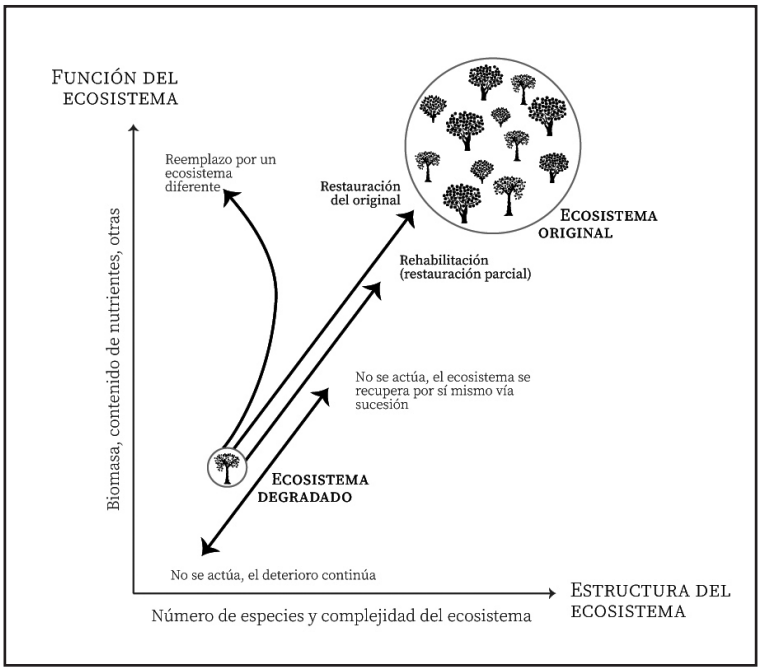
Ahora bien, el ecosistema de referencia representa un estado, una expresión del momento en que tal ecosistema se encuentra. El restaurador debe entonces interpretar tal estado y disponer de los antecedentes necesarios que expliquen la ruta ecológica o trayectoria ecológica que existió para que tal ecosistema se manifieste tal y como lo observa. Esto resulta muy importante al momento de evaluar el proceso de restauración, ya que, si el estado resultante es comparable con los estados previamente conocidos en su trayectoria ecológica, se estará hablando entonces de restauración ecológica. De allí lo importante de reconocer los atributos que tal ecosistema debe tener, diferentes a la composición y estructura de los componentes vegetacionales.

Aportes como los de Vera (2013), quien estudió los efectos de la erupción del Cordón Caulle en comunidades de macroinvertebrados bentónicos de ecosistemas fluviales en el Parque Nacional Puyehue, explorando sitios (ecosistemas) no alterados como método de comparación, van en tal dirección.

Gómez-Ruiza y Lindig-Cisneros (2017), citando a varios autores, indican que, durante el proceso de recuperación de un ecosistema el resultado final puede no completar su restauración funcional y estructural. En este sentido, puede ocurrir que los procesos ecosistémicos no sigan un desarrollo ordenado hasta un único punto final, ya que por un lado los ecosistemas son dinámicos y aunque sigan tendencias sucesionales también pueden pasar por rápidas transiciones entre distintos estados estables hacia múltiples estados terminales. De esto derivaron otros conceptos relacionados con la recuperación de ecosistemas, tales como rehabilitación y reclamación o reemplazo. (Figura N° 2).

Rehabilitación implica el mejoramiento de un ecosistema perturbado sin que llegue al estado original (Bradshaw, 2002; Simenstad, Reed y Ford, 2006, citado por Gómez-Ruiza y Lindig-Cisneros, 2017). Corresponde a una restauración parcial, donde se recupera la estructura y funciones básicas del ecosistema original, particularmente la productividad (Walker y Moral, 2003; citado por Gómez-Ruiza y Lindig-Cisneros, 2017). Mientras que reemplazo implica un ecosistema funcional, pero en el que su composición y estructura no se asemejan al ecosistema anterior

al disturbio (Ehrenfeld y Toth, 1997; Seabrook, Mcalpine y Bowen, 2011; citado por Gómez-Ruiza, y Lindig-Cisneros (2017)).



(Fuente: Bradshaw, 1984; cit. por Vargas-Ríos y Mora, 2008)

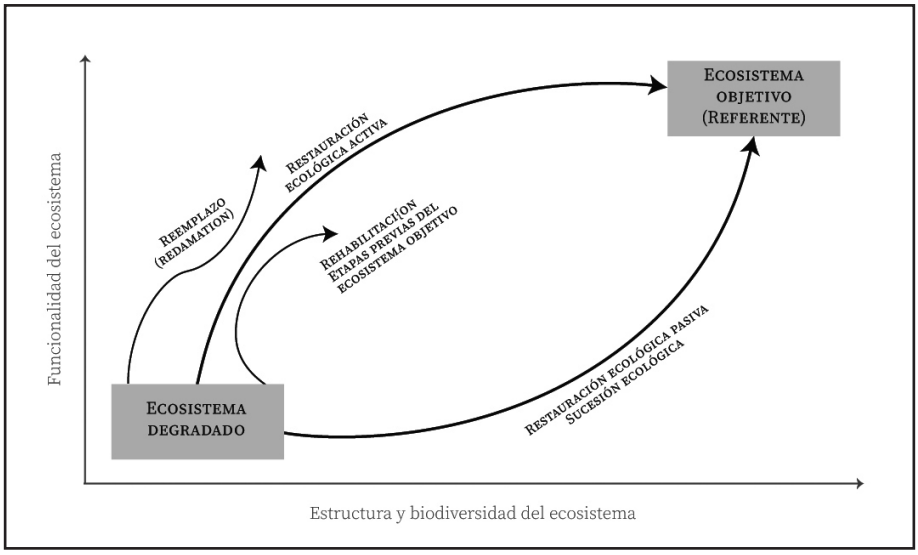
Figura N° 2
ALTERNATIVAS DE RESTAURACIÓN DE UN ECOSISTEMA EN RELACIÓN A SU ESTRUCTURA Y SU FUNCIÓN

La trayectoria ecológica explica la ruta de desarrollo de un ecosistema a través del tiempo (SER, 2004) (Figura N° 2), abarcando todos los atributos bióticos y abióticos de un ecosistema. Cuando los procesos disruptivos son de gran magnitud, provocando en un comienzo un sustrato no modificado por organismos, con carencia de materia orgánica y sin presencia de legados biológicos, la trayectoria comenzará su desarrollo (sucesión primaria) con la llegada de organismos pioneros y colonizadores.

Los paisajes rurales desprovistos de vegetación pueden regenerarse por medio de la sucesión natural o restauración pasiva. Sin embargo, esta recomposición puede ser extremadamente lenta o inhibida en paisajes con un alto grado de fragmentación o por procesos que han provocado un alto deterioro de sus condiciones naturales (Figura N° 3). Por lo tanto, se requieren técnicas que faciliten los procesos ecológicos para disminuir los tiempos de recuperación de los entornos

naturales. La restauración ecológica permite, de forma intencional, acelerar el restablecimiento del ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad (SER, 2004).

En la Figura N° 3 se muestra una relación del tiempo entre un proceso de sucesión natural y las múltiples acciones de restauración en el desarrollo de un ecosistema



(Fuente: Bradshaw, 1997; cit. por Mola *et al*., 2018)

Figura N° 3
RELACIÓN DEL TIEMPO ENTRE LA SUCESIÓN NATURAL Y DISTINTAS TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN ACTIVA O ASISTIDA

La elección de restauración ecológica activa o pasiva depende del diagnóstico ecológico que se le realice al ecosistema, aquí se deben considerar, de acuerdo al tiempo disponible, las opciones que son técnicas, logísticas, sociales, ambientales y económicamente factibles de realizar. Se debe considerar que la restauración activa es apropiada realizarla cuando el nivel de deterioro del ecosistema se encuentra por debajo del umbral que permite que su memoria ecológica se active y entre en funcionamiento de forma natural, es decir que en un tiempo razonable el ecosistema es capaz de activar sus mecanismos de regeneración (Mola *et al*., 2018).

Un ejemplo de restauración pasiva o no asistida, donde operó la sucesión natural del ecosistema, es la estudiada por Urrutia y Romero-Mieres (2015), quienes determinaron la composición florística originada a partir de un suelo desprovisto de vegetación en el sector Challupén, luego de 40 años de ocurrido uno de los

eventos naturales más grandes provocado por el Volcán Villarrica, con la formación de un lahar de aproximadamente 10 m de profundidad y 200 m de ancho, donde la lengua de lava descendió hacia el lago Calafquén, entre las localidades de Lican Ray (Región de La Araucanía) y Coñaripe (Región de Los Ríos). En este caso de Challupén el ecosistema o la naturaleza requirió bastante tiempo para recuperarse pasivamente o de manera no asistida, Por el contrario, cuando el suelo no es modificado, o solo levemente, y son abundantes los legados biológicos luego de un disturbio, la trayectoria ecológica comenzará con el crecimiento y desarrollo de las especies ya existentes previo a él (sucesión secundaria, o cómo definen Bormann y Likens (1979), "fase de acumulación"), generando, además, condiciones para el crecimiento y desarrollo de otros organismos.

Conocer el tipo de disturbio que origina entonces una trayectoria ecológica determinada, favorecerá las acciones que se lleven a cabo en un proceso de restauración. Más cuando aquellas acciones se lleven a cabo en lugares que han sido históricamente afectados por disturbios antrópicos, como aquellos ubicados al sur de los 38º S en Chile, donde bosques templados siempreverdes costeros, poseedores de un alto número de endemismos y riqueza específica (*hotspot* de biodiversidad), han sido alterados (Donoso *et al*., 1999; Myers *et al*., 2000). Por ejemplo, disturbios antrópicos por roce y fuego en bosques siempreverdes de la Cordillera de la Costa valdiviana, en estudios de Romero-Mieres *et al*. (2014), se determinó cuáles fueron las especies que se establecían y desarrollaban luego de 15 años, incluyendo las primeras especies arbóreas. Este tipo de estudios entregan los conocimientos básicos necesarios que se requieren para desarrollar apropiadamente proyectos de restauración, sobre todo cuando disturbios antrópicos han alterado los procesos ecosistémicos en un lugar determinado.

Frente a disturbios naturales como los deslizamientos de tierra generados producto del terremoto de 1960 en la Pampa del Pilmaiquén, en la región de los Ríos, Larrain (1997) determinó cuáles fueron las especies que colonizaron el área y cuáles fueron los patrones de colonización de las especies en cuanto a protección lateral y velocidad de establecimiento y ocupación del sitio.

Este tipo de estudios como muchos otros, realizados en ecosistemas que han sido dañados por causa naturales y en los cuales puede comenzar a operar una sucesión primaria o secundaria, permiten obtener información base del comportamiento de las especies bajo distintos grados de modificación del ecosistema, lo que será la base ecológica y de autoecología de las especies en miras de restaurar ecosistemas que se han visto alterados con similares grados de intensidad o magnitud de daño, lo que permite además tener una visión de las sendas sucesionales y las etapas intermedias antes de llegar al ecosistema de referencia.

Tomar decisiones respecto de emprender acciones de restauración dependerá de la magnitud de los disturbios que provocaron la disrupción en el ecosistema. ¿Restaurar o Rehabilitar? Como se ha dicho, la restauración ecológica

busca asistir a la naturaleza en su restablecimiento luego de un disturbio, cualquiera sea su origen. Es una práctica permanente, con horizontes de largo plazo. Pero cuando los disturbios son de una magnitud tal, que los procesos naturales tardarían mucho tiempo en recomponer los estados de protección inicial, resulta aconsejable iniciar labores de reconstrucción (Figura N° 3).

Este tipo de labores se enmarcan en el concepto de rehabilitación, las que deben ser ejecutadas tan pronto sea posible, para poder detener los efectos negativos inmediatos, tales como la escorrentía superficial y erosión (Vega, 2007; Fernández *et al*., 2010.). Ejemplos de aquello son las acciones llevadas a cabo luego de los incendios del Parque Nacional Torres del Paine y de la Reserva China Muerta, en los años 2011 y 2015, respectivamente (MMA, 2012; CONAF, 2015).

El conocimiento de los procesos sucesionales que ocurren en los ecosistemas y sus trayectorias ecológicas son la base de la restauración. El establecer objetivos y plazos, y en estos indicar mecanismos para que los atributos del ecosistema, como la composición, estructura y funcionalidad, sean alcanzados, será la función principal del restaurador.

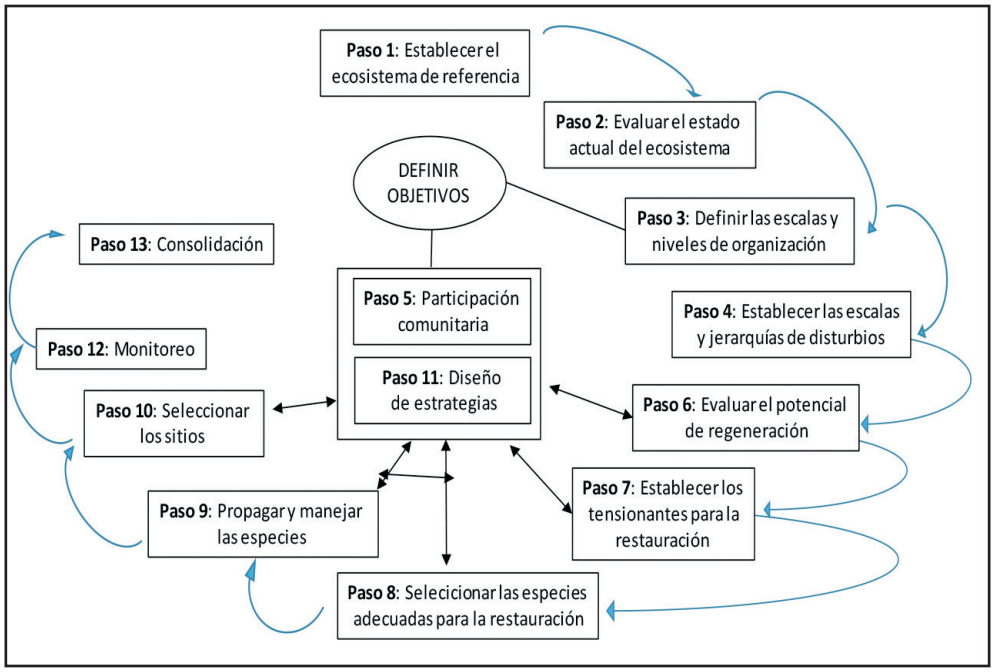
ETAPAS DE UN PROCESO DE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES

Cada ecosistema a restaurar tendrá sus características, por lo cual, diseñar un método único de restauración a modo de receta, sería un concepto errado y llevaría al fracaso del proceso de restauración, cada característica dependerá entre otros factores de las características del sitio.

Sin embargo, es posible entregar recomendaciones generales que se sustentan en la ecología y en la experiencia técnica y empírica del restaurador referente a restauraciones de diferentes ecosistemas que ha llevado a cabo (Vargas, 2011). Considerando lo recientemente expuesto, el mismo autor indica que todo proceso de restauración debiera comenzar con las siguientes preguntas relativas al área y al proceso de restauración:

1.- ¿Cómo establecer el tipo de ecosistema que se va a restaurar?
2.- ¿Cuáles son los conocimientos básicos sobre el sitio que se va a restaurar?
3.- ¿Cuáles son los factores tensionantes para la restauración que impiden la regeneración natural de los sitios a restaurar?
4.- ¿Cómo se pueden superar estos tensionantes?
5.- ¿Qué variables se pueden monitorear, para saber si la restauración se está desarrollando?
6.- ¿Cómo garantizar la continuidad de un proceso de restauración?

En general, planificar, implementar y monitorear son las etapas elementales y básicas para establecer procesos de restauración (Figura N° 4).



(Fuente: Vargas, 2011)

Figura N° 4
TRECE PASOS METODOLÓGICOS EN UN PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

En la etapa de planificación, es fundamental determinar qué procesos disruptores provocaron la alteración de ese ecosistema y que por lo mismo sean causales de asistencia por parte del ser humano. Luego de detectarlos y cuantificarlos, establecer objetivos y metas claras y alcanzables será el desafío del restaurador o del equipo de profesionales a cargo llevar a cabo los procesos iniciales de restauración ecológica (SER, 2004; Hobbs, 2005).

Por cierto, puede resultar complejo en los casos de áreas silvestres protegidas como Parques Nacionales o Monumentos Naturales, donde el fin último es la preservación de sus ecosistemas.

Sin embargo, las experiencias demuestran que la viabilidad de tales áreas a mediano y largo plazo no es posible bajo acciones de pasividad (o restauración pasiva) (Falk *et al*., 1996; Dobson *et al*., 1997; Hobbs y Harris 2001).

Tratándose de ecosistemas forestales, el proceso de planificación debe considerar la base ecológica (autoecología de las especies), lo cual sustentará los objetivos y metas establecidas, y por cierto el conocimiento que existe en Chile sobre la silvicultura de sus bosques nativos (Donoso y Promis, 2013; Bannister *et al*., 2016).

Las condiciones de hábitat en donde se llevará a cabo la etapa de implementación es necesario conocerlas detenidamente (SER, 2004) para de esta forma controlar las fuentes de alteración del ecosistema a restaurar. Esto se conoce como la fase de desarrollo dentro de la etapa de implementación, donde el control, por ejemplo de especies exóticas invasores resulta fundamental de controlar, al igual que las condiciones físicas del ecosistema (Estades, 2007; del Moral *et al*., 2007).

Luego, en una fase de mantención, se deberá tener los resguardos necesarios para el combate de especies no deseadas y el restablecimiento de aquellas que resultan más aptas para el proceso de restauración (del Moral *et al.,* 2007).

En este último punto se deberá cautelar la provisión de plantas por parte de viveros, principalmente con plantas cuya procedencia es la más cercana a las condiciones de hábitat donde el proceso de restauración se lleva a cabo.

Asimismo, la observación permanente del proceso resulta clave para modificar las acciones preestablecidas a modo de corregir errores o desviaciones que puedan perjudicar el proceso de restauración ecológica.

Un ejemplo de ello es lo observado por Rovere (2008), quién en ensayos de restauración con *Austrocedrus chilensis* en Argentina, concluyó que la supervivencia de los individuos plantados estuvo asociada a la presencia de arbustos (“posibles nodrizas”) y hierbas nativas, lo que facilitaba y aseguraba el proceso de establecimiento y desarrollo de las especies incorporadas.

Finalmente, en la etapa de monitoreo, el ecosistema de referencia resulta clave para la evaluación del proceso y observar si los objetivos y metas propuestas se están logrando.

El SER (2004) sugiere tres estrategias para el monitoreo: Una comparativa al sistema de referencia, otra evaluativa de los atributos del ecosistema que se busca recuperar y una tercera ligada al análisis de la trayectoria ecológica de tal ecosistema.

En todos estos casos se debe considerar el tiempo asociado, siendo la premisa marco la rigurosidad al momento de capturar o analizar los datos recolectados. Por supuesto, los costos asociados al monitoreo deberán estar

contemplados, para dar factibilidad financiera al proceso, por lo que la simpleza, la estandarización y la repetición de la estrategia a considerar deben ser muy bien estudiadas y planificadas (Davis y Meurk, 2001).

Se debe dejar claro que existen distintas metodologías o etapas para definir un proceso de restauración, lo cual dependerá del autor y de los énfasis que este le dé. (Cuadro N° 1).

Cuadro N° 1
ETAPAS EN EL PROCESO DE RESTAURACIÓN

Clewell *et al*. (2005)	Vargas (2011)	Keenleyside *et al*. (2012)
1. Planificación conceptual. 2. Tareas preliminares. 3. Preparación de la implementación. 4. Tareas de implementación 5. Tareas post-implementación. 6. Evaluación y Publicidad.	1. Definir el Ecosistema de referencia. 2. Evaluar el estado actual del ecosistema. 3. Definir escalas y niveles de organización. 4. Establecer escalas y jerarquías. 5. Propiciar la participación ciudadana. 6. Evaluar el potencial de regeneración. 7. Establecer los tensionantes para la restauración. 8. Seleccionar las especies adecuadas 9. Preparar y manejar las especies. 10. Seleccionar los sitios. 11. Diseñar la estrategia. 12. Monitoreo. 13. Consolidación.	1. Definir el problema y comprometer a los actores sociales. 2. Evaluar el problema. 3. Desarrollar metas. 4. Desarrollar objetivos de restauración. 5. Diseñar una estrategia de restauración. 6. Implementar la estrategia de restauración. 7. Implementar el manejo adaptativo.

EL MANEJO FORESTAL COMO DISCIPLINA EN LA RESTAURACIÓN FORESTAL

Los bosques son ecosistemas vitales para la vida del hombre y estratégicos para diversificar la matriz productiva y descentralizar el país, basado en el buen manejo y uso múltiple de ellos, potenciando la asociatividad y cooperativismo de las pequeñas y medianas empresas, aprovechando el desarrollo de la industria

forestal basada en plantaciones y valorando la diversidad cultural de los territorios. En este contexto, la silvicultura y el manejo forestal como disciplinas estratégicas para el cambio climático y desarrollo de los territorios cobran relevancia mundial teniendo presente que la demanda creciente de la ciudadanía por la obtención de bienes y servicios del bosque va mucho más allá que los productos maderables. En este sentido la silvicultura y el manejo forestal deben apuntar a la utilización y aprovechamiento holístico de los ecosistemas forestales.

Considerando lo anterior, es preciso señalar que un bosque es un sistema ecológico tridimensional dominado por árboles, donde participan otras formas de vida, en interacción dinámica con la matriz aire-tierra del paisaje. Esta definición releva de manera muy importante las relaciones o interrelaciones de los árboles con los demás organismos y con los factores abióticos, lo que implica que las partes y el todo interactúan para sostenerse unas a otras, y una no puede entenderse sin la otra. El uso histórico que el hombre ha dado a los bosques, además de su sustitución, ha provocado su degradación. Un bosque degradado, es aquel que entrega un suministro reducido de bienes (madera, frutos, hongos, otros) y servicios (paisaje, hábitat de fauna, producción de agua, captura de carbono, otros) de un sitio determinado, y mantiene solo una limitada diversidad biológica; ha perdido su estructura, su función, composición de las especies o productividad, que están asociadas con el tipo de ecosistema forestal natural de este sitio. FAO (2014) señala que la degradación de bosques es la reducción de la capacidad de un bosque de proveer bienes y servicios.

Dicha degradación ha generado el desarrollo de procesos de restauración a nivel predial o multipredial, para lo cual es necesario considerar como elemento fundamental la planificación forestal. Para ello, el diseño y ejecución de acciones que se instrumentalizan a través del tiempo y el espacio para alcanzar ciertos objetivos, debe incluir el marco conceptual de la gestión en general, en torno a la estratificación del paisaje, la caracterización de los ecosistemas forestales, el desarrollo de estrategias con objetivos y acciones, y el establecimiento de productos de gestión como indicadores de resultado, entre otros. Al respecto las principales etapas de un proceso estratégico de toma de decisiones serían las siguientes:

(i) Adquirir datos y evaluar el estado actual de los bosques o terrenos forestales.
(ii) Definir los criterios y preferencias en la toma de decisiones sobre el uso de los bosques y terrenos forestales en la planificación participativa, conciliar los criterios y preferencias de otras partes interesadas.
(iii) Generar un programa de tratamientos diferenciados para los bosques (y/o áreas degradadas) en el área de planificación y predecir sus consecuencias.
(iv) Diseñar programas de producción eficientes para el área forestal.
(v) Elegir el mejor programa que sea eficaz con respecto a los criterios y las preferencias.

Estas fases pueden aplicarse de forma iterativa, interactiva y/o

simultáneamente, y ajustarse a los múltiples objetivos que se hayan definido. Este concepto incluye los terrenos forestales sin cubierta forestal, bosques degradados o quemados por incendios forestales, en donde cualquiera sea el caso deberán considerarse diferentes competencias disciplinarias para la toma de decisiones.

Según Bannister *et al*. (2016) en la zona de bosques templados de Chile existen principalmente cuatro situaciones que ameritan esfuerzos de restauración de bosques: (i) Bosques adultos degradados; (ii) Bosques secundarios, tanto los de densidad normal como los degradados; (iii) Bosques quemados; y (iv) Plantaciones de especies exóticas. Entre ellos se destacan como las comunes y prioritarias de restaurar los bosques adultos y secundarios degradados, y los bosques quemados. Estos esfuerzos deben considerar la definición del sistema silvicultural completo, en relación al objetivo de la unidad a restaurar o rehabilitar, y debieran dirigirse hacia el nuevo paradigma de tratar los bosques como sistemas adaptativos complejos, buscando maximizar las siguientes propiedades:

- Que sean más diversos en composición y estructura.
- Que se integren mejor con otros elementos forestales en el paisaje.
- Que tengan mejor capacidad de autorregulación.
- Que sean capaces de adaptarse a rápidos cambios en las condiciones sociales y ambientales.

Para ello, es indispensable además considerar los aspectos genéticos, lo que de no ser considerado frecuentemente es causa de fracasos en los procesos de restauración (Thomas *et al*., 2014; Ipinza y Gutiérrez, 2014; Bannister *et al*., 2016). Dado el reciente reconocimiento de las consideraciones genéticas para el éxito del proceso de restauración ecológica y en el manejo forestal adaptativo es que este componente se tratará en un apartado exclusivo.

Los esfuerzos por restaurar o rehabilitar bosques deben considerar los nuevos enfoques del manejo forestal, los que han evolucionado en función de los cambios en las demandas de la sociedad y del cambio global, en particular las transformaciones de uso de la tierra y las amenazas de cambios en el clima.

La evolución de la silvicultura en Europa (especialmente a partir de finales del siglo XVII) fue influenciada fundamentalmente por tres factores: Aumento de la demanda de leña y de la demanda de madera para la construcción y la necesidad de proteger a los asentamientos humanos de las avalanchas. Durante siglos la silvicultura estuvo focalizada en generar un determinado bien o servicio del bosque, pero a partir de mediados del siglo XX se introdujo el concepto de uso múltiple, a través del cual se comenzó a visualizar que los bosques pueden producir mucho más que madera, incluyendo otros bienes y variados servicios. Este concepto se refiere fundamentalmente a la multiplicidad de bienes y servicios que pueden generar los bosques, pero no incorpora su valor potencial y relevancia ecológica a nivel del territorio ni tampoco variables sociales o culturales

El cambio de paradigma en relación al uso de los bosques ocurre hacia finales del siglo XX cuando la ciencia forestal simplificó los bosques para producir madera a nivel de rodal, en el siglo XXI esta se definirá a través del entendimiento y manejo de la complejidad, proveyendo un amplio rango de bienes y servicios, considerándolo a nivel de paisaje.

Este cambio ha ido asociado a las visiones más ecosistémicas. El manejo ecosistémico se define como el cuidadoso y habilidoso uso de principios ecológicos, económicos, sociales y de gestión en el manejo de ecosistemas para producir, restaurar o sostener la integridad ecosistémica y las condiciones, usos, productos, valores y servicios deseados en el largo plazo. Este tipo de manejo difiere del manejo tradicional, incluyendo aquel basado en el concepto de uso múltiple, que considera los componentes bióticos como abióticos del ambiente y sus interacciones con el paisaje, así como incorpora componentes culturales sustanciales. Es así, como la diferencia fundamental radica en considerar que el manejo ecosistémico implica una aproximación holística e interdisciplinaria para mantener la diversidad natural y la productividad a nivel de paisaje, así como de las culturas locales. Considerando lo anterior, este modelo de manejo se impone como aquel al que hay que aspirar y para ello deben confluir las ciencias forestales, biológicas, económicas y sociales, además de los actores e instituciones relevantes que son afectados por las actividades de manejo de bosques y ecosistemas forestales en general.

En resumen, el manejo forestal ecosistémico corresponde al manejo de recursos forestales a varias escalas (pero bien definidas) y con la mejor información ambiental y social disponible, con la finalidad de satisfacer las necesidades humanas en ecosistemas forestales dentro de un período de tiempo determinado. Al respecto, la gestión ecosistémica implica tener presente como objetivo superior la funcionalidad ecosistémica, por lo tanto, la restauración o la rehabilitación son programas o acciones que forman parte de un plan mayor, es decir, corresponde a una unidad estratégica, como pueden haber otras en el territorio a intervenir, que dado su estado puede tener como objetivo principal la producción de madera, la producción no maderable o de preservación (bosques relictos o presencia de especies con objetivos de conservación o en que se encuentre en alguna categoría de conservación), pero todas estas posibles unidades estratégicas no son excluyentes y tienen un fin compartido para la unidad espacial a intervenir que es la funcionalidad ecosistémica.

En este contexto, es posible afirmar que el manejo ecosistémico contribuye a avanzar hacia la sustentabilidad de los bosques, entendiendo este concepto como el proceso de planificación y organización de la gestión forestal y de la economía de los recursos forestales, vale decir, de la toma decisiones relativas al futuro de los bosques y terrenos forestales, incluyendo en función de los objetivos a alcanzar, las necesidades que se espera satisfacer y los métodos utilizados en su puesta en práctica, ya sea para producir, restaurar o sostener la integridad ecosistémica y las condiciones, usos, productos, valores y servicios deseados en el largo plazo.

Para ello se hace necesario ampliar las escalas tradicionalmente consideradas en la ordenación forestal, así como otorgar un mayor protagonismo a las interacciones espaciales, dinámicas temporales y perturbaciones tanto dentro del bosque como en ámbitos territoriales más amplios. Para esto, una gestión forestal activa a escala de paisaje puede ser clave para promover la sostenibilidad y multifuncionalidad de los ecosistemas forestales y contrarrestar los posibles efectos negativos del cambio socioeconómico y climático, al favorecer la diversidad, heterogeneidad y conectividad del paisaje forestal y la capacidad de las especies para adaptarse a los cambios y dinámicas que actúan a diferentes escalas. Progresivamente se va tomando conciencia de la necesidad de ampliar las escalas tradicionalmente consideradas en la ordenación forestal, así como de integrar en la misma consideraciones ecológicas y espaciales que no son abordables únicamente a escala de bosque, por operar en ámbitos territoriales mucho más amplios y mostrar complejas interrelaciones espaciales que determinan muchas de las funciones de los bosques. (Rochelle *et al*., 1999; Raison *et al.,* 2001; Lafortezza *et al.,* 2008).

Al respecto, se plantea que los bosques deben ordenarse como sistemas multivalentes, lo que implica que no todos los bosques se ordenen para todos los valores todo el tiempo; la vida silvestre y las reservas de producción de agua, las genéticas y ecológicas y las zonas para recreación serán parte del mosaico de las designaciones diferentes de ordenación de la tierra dentro de un paisaje forestal, pero el todo debe ordenarse como un ecosistema. Es así como, la silvicultura que no logra satisfacer las necesidades de las poblaciones locales o no respeta los procesos de los ecosistemas locales o del paisaje tiene escasa posibilidad de ser sostenible. Solo cuando el bosque sea ordenado como un ecosistema con la población y sus múltiples valores respetados e incorporados a la ordenación, se reducirá el conflicto en la actividad forestal y se equilibrarán las múltiples y competitivas demandas de la generación actual para legar un futuro apropiado.

En el contexto de la ordenación forestal, la silvicultura tiene la responsabilidad disciplinaria de la persistencia y estabilidad de los bosques en el largo plazo y, por su parte, la economía se encarga de evaluar las opciones de ordenación factibles de implementar. Un objetivo de la silvicultura es restringir la composición de rodales a las especies mejor adaptadas al lugar desde un punto de vista económico y biológico, incluyendo ambos aspectos con un alto grado de importancia, aunque la silvicultura ha evolucionado para contribuir a que los bosques manejados mantengan su multifuncionalidad (Dobson *et al*., 2012).

La silvicultura se desarrolla *en base* a principios ecológicos y no *a pesar* de ellos. La silvicultura entonces, es la base para lograr que los bosques puedan sustentar en el largo plazo las características deseadas por un propietario (un particular, el Estado, una organización, otros) interesado en producción de bienes (madera, fibra, hongos, frutos, etc.) o servicios (agua, belleza escénica, biodiversidad, otros), aunque en ocasiones esos bienes o servicios pueden obtenerse con un mínimo nivel de silvicultura o incluso sin ella. El concepto de silvicultura también señala que

la producción de bienes y servicios debe ser continua, esta parte de la definición está ligada con los conceptos de desarrollo y conservación. Al respecto, se indica que la conservación es aquel aspecto del aprovechamiento del recurso bosque en su concepto ecosistémico, que asegura su utilización sostenida y que protege los procesos ecológicos y la diversidad genética esenciales para el mantenimiento de dicho recurso y, por consiguiente, de la supervivencia y el desarrollo del hombre. Del mismo modo que la ecología forestal es parte constituyente de la silvicultura, la conservación le proporciona el sentido socioeconómico.

Si es necesario definir un sistema silvicultural para restaurar o rehabilitar un bosque degradado debe definirse el fin y este no solo significa definir el bosque de referencia o ecosistema de referencia y el plan de acción para ello, sino también si ese bosque restaurado será de producción, protección o preservación, y contextualizarlo en la matriz socioeconómica y cultural donde se ubican las áreas a intervenir, ya que el proceso debe considerar la pertinencia social y el uso que hacen los habitantes del territorio de los bosques.

Este sistema debe ser costeado y ser viable económicamente. En este contexto, si un propietario o grupo de propietarios requiere, en un marco de planificación forestal, implementar diversas acciones silviculturales, ya sean cortas intermedias en renovales, cortas de cosecha y de regeneración en bosques adultos, recuperar áreas de bosques degradados o bosque quemado, etc., no sería recomendable que las unidades de restauración o rehabilitación puedan ser gestionadas de manera independiente del conjunto de unidades de gestión.

En el marco de la planificación forestal, con el fin de probar la aplicabilidad práctica del fondo forestal ambiental (FFA), en el marco de la estrategia de cambio climático se ha implementado en Chile una serie de acciones, entre las que destacan la formulación de planes de ordenación forestal y actividades de restauración de bosque nativo asociado a zonas de importancia hídrica y ecosistemas degradados, donde la unidad de análisis espacial es la cuenca. En estas se puede destacar como actividad relevante la segmentación espacial para el diseño y ejecución de una serie de acciones, destacando en los planes de ordenación la definición de unidades estratégicas de producción con sus objetivos y sistema silvicultural, unidades de protección y preservación, donde los indicadores de monitoreo de manejo sostenible pueden ser de funcionalidad ecosistémica u otros.

Para el caso de actividades de restauración de bosque nativo asociado a zonas de importancia hídrica y ecosistemas degradados, destacan acciones como:

- Forestación de especies nativas en zonas desprovistas de vegetación, plantación bajo dosel para mejorar el bosque en formación.
- Exclusión del acceso de animales mediante cercos perimetrales.
- Limpia de especies invasoras.
- Construcción de obras de recuperación de suelo para control de erosión.

- Manejo de bosque nativo mediante corta para bosque irregular con fines no madereros.
- Construcción de zanjas de infiltración.
- Construcción de microterrazas para propiciar la regeneración natural.
- Siembra directa en microterrazas.

Estas acciones tienen como propósito recuperar las formaciones vegetacionales nativas, mejorar su estructura y funcionalidad ecosistémica, conocer los costos que ello implica y sustentar en el futuro instancias asociadas a desarrollar esquemas de pago por servicios ambientales, producto de la reducción de emisiones o incrementos de captura de carbono, recuperación de suelos, mejoras en el régimen hídrico y conectividad del paisaje.

El conjunto de estas acciones biológicas o civiles, está considerado en el concepto de manejo ecosistémico, por lo tanto, resulta necesario modernizar los instrumentos de manejo forestal, bajo los nuevos escenarios de cambio climático y la demanda de la sociedad por bienes y servicios de los ecosistemas de montaña, cada día más accesibles y con mayor presión de uso insustentable, donde se deben incorporar de manera explícita como objetivos de la ordenación no solo la madera, sino también el agua, la biodiversidad, la vida silvestre, entre otras. Para ello, resulta relevante la asistencia técnica y acompañamiento de profesionales a los propietarios, así como el monitoreo de los resultados de las múltiples acciones posibles de aplicar, donde las recetas no funcionan y debe existir la flexibilidad que el concepto de silvicultura considera, así como simplificar las barreras administrativas y hacer viable económicamente para los propietarios estas propuestas.

La implementación de los modelos conceptuales de manejo ecosistémico es compleja, como también lo es el escenario para conservar bosques útiles para la sociedad y satisfacer la demanda creciente de bienes y servicios. En parte esto se explica por la falta de inversión histórica en silvicultura e infraestructura, la realidad de tenencia de la tierra, la ausencia de una industria formal desarrollada en torno a los bosques nativos y la falta de políticas de ordenamiento territorial donde se promueva la producción de bienes y servicios, así como lo ecosistémico de los territorios de montaña. Sin embargo, debe promoverse al menos la integración de objetivos de manejo a niveles de cuenca, localidades o comunas, es decir, a escalas relativamente pequeñas, para a partir de ello ir desarrollando, poco a poco, rodal a rodal, un manejo del paisaje o territorio que satisfaga el mantenimiento o mejoramiento de la funcionalidad de los ecosistemas y las necesidades de la sociedad y los propietarios.

Actualmente, el principal problema de los bosques nativos es su degradación y fragmentación (floreo, extracción de leña sin planes de manejo, cambio de uso por parcelaciones, incendios forestales, presencia de animales domésticos que dañan la regeneración, presencia de fauna exótica, la presencia de plagas y enfermedades, entre otras), en parte por falta de manejo, insuficientes recursos y

herramientas legales que reviertan la conducta de propietarios y usuarios, así como la informalidad del mercado de sus productos (principalmente leña) y la ausencia de una industria maderera con altos estándares productivos.

En el documento de la política forestal 2015-2035 se plantean metas comprometidas por el país en la estrategia nacional de cambio climático de los recursos vegetacionales (ENCCRV), sobre la recuperación de bosques degradados y manejo de bosques productivos, las que son altamente desafiantes y de difícil logro si no existe convicción, prioridad país y los recursos para que ello ocurra:

- La Política Forestal 2015-2035 señala que al año 2015 existían alrededor de 1,5 millones de ha de terrenos sometidos a diversos grados de deterioro y fragmentación de su cubierta vegetal, y de esta superficie, al año 2035, se habrá incorporado a procesos de restauración, bajo criterios de protección y conservación, utilizando preferentemente especies nativas, medio millón de hectáreas de terrenos de áreas prioritarias, pertenecientes principalmente a pequeños y medianos propietarios.

- Respecto de los resultados esperados al año 2030 de la estrategia de nacional cambio climático de los recursos vegetacionales (ENCCRV), señala el compromiso de manejo sustentable y recuperación de 200 mil hectáreas. También indica que al año 2030, Chile se compromete a forestar 200 mil hectáreas, de las cuales al menos 100 mil hectáreas corresponden a cubierta forestal permanente, con al menos 70.000 hectáreas con especies nativas.

- Además, se plantea como resultados transversales de la implementación de la ENCCRV el fortalecimiento en los ámbitos de la gestión institucional, normativas, fiscalización, fomento, planificación territorial, transferencia de capacidades, educación ambiental, sensibilización e investigación.

Las acciones consideradas en la ENCCRV son fundamentales para la sustentabilidad de los bosques nativos de Chile y contribuir a evitar su degradación, ya que suponen cambios conductuales en los actores del sector forestal, sea vía incentivo económico, educación y fortalecimiento institucional. No obstante, es necesario resaltar algunos aspectos que debieran sostener el manejo de los bosques en el largo plazo:

- Promover el desarrollo de la industria y mercado de productos maderables del bosque nativo productivo, incorporando para ello altos estándares sociales, ambientales y económicos. Esto contribuiría a reducir la degradación de los bosques de alta presión de uso (extracción de leña) y a formalizar el negocio maderable de la leña que se caracteriza por su alta informalidad, así como promover productos de mayor calidad.

- Implementar un programa de capacitación, educación y asistencia técnica especialmente para pequeños propietarios de bosque nativo.

- Modificar las sanciones y multas contempladas en los marcos legales, estas deben estar acordes con la relevancia del bien jurídico protegido, para lo cual primeramente el legislador debe reconocer el valor de estos bienes y servicios de los bosques (los bosques y su funcionalidad ecosistémica), que actualmente, considerando las sanciones y las multas, están subvalorados jurídicamente.

- Es necesario incorporar en los programas escolares la educación ambiental, con énfasis en el rol de los bosques para la sociedad, su relevancia ecológica y la importancia de la silvicultura como disciplina al servicio del hombre. Así como promover el rol de los bosques en el combate contra el cambio climático y en las dimensiones materiales y espirituales para la vida del hombre.

- Los bosques públicos deben concentrar investigación operacional de largo plazo como espacios de educación y transferencia.

La implementación de pago por servicios ambientales permitirá reducir la presión de uso maderable de los bosques nativos. En este contexto, el manejo ecosistémico y la planificación territorial son pilares que permitirán conciliar objetivos de conservación y preservación, donde resulta irrenunciable para ello el respeto a la ejecución de los sistemas silviculturales planificados y las medidas de protección programadas, de manera tal de reducir las brechas del lenguaje que hoy existe entre lo académico y lo operacional, más aún cuando el cambio climático amenaza la persistencia y estabilidad de bosques, siendo necesario revisar la aplicación de los sistemas silviculturales para algunas áreas del país. La silvicultura que no logra satisfacer las necesidades de las poblaciones locales o no respeta los procesos de los ecosistemas locales o del paisaje tiene escasa posibilidad de ser sostenible.

CONSIDERACIONES FINALES

La política de desarrollo rural recientemente promulgada, promueve potenciar y diversificar de manera sostenible la base económica de los territorios y fomentar el aumento del valor agregado, en base a sus potencialidades, incorporando explícitamente lo silvicultural. En este contexto, los bosques nativos del sur de Chile deberán cumplir un rol estratégico para ello, siendo necesario incorporar los nuevos paradigmas del manejo de los bosques nativos, como el enfoque ecosistémico, que integra a los procesos de restauración, la planificación de los territorios más allá de lo predial y la inversión en uno de los activos de menor prioridad histórica, tanto en Chile como a nivel mundial.

Esta inversión debiera considerar también un enfoque ecosistémico, que integre tanto la producción de bienes como de servicios y que garantice los medios para que ello ocurra, donde el largo plazo es la naturaleza del retorno de la inversión en los bosques y la exigencia del costo del capital debe ser incorporada de la misma forma.

La silvicultura y el manejo forestal deben estar orientados hacia la producción sostenible de bienes y servicios, bajo un criterio de producción holístico, que considere todas las potencialidades del ecosistema y a la vez ese manejo orientado hacia la real capacidad de ese ecosistema en cuestión, de modo que se aplique una silvicultura adaptativa y acondicionada al tipo de bosque y sus potencialidades, resguardando la sustentabilidad del sistema y adaptando esa silvicultura a un ecosistema dinámico influenciado por factores endógenos (propios del bosque) y exógenos (ajenos al bosque, como el cambio climático).

REFERENCIAS

Bannister, J.; Donoso, P. y Mujica, R., 2016. La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. Bosque 37(2): 229-235.

Borman, F.H. and Likens, G.E., 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. New York, USA. Springer-Verlag. 252 p.

Castillo, M., 2016. Propuesta de restauración ecológica para el predio Las brisas, región del Maule, Chile. Tesis para optar al Grado Académico de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile. 88 pág.

CBD, 2010. Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi. Convention on Biological Diversity. Sitio Internet: www.cbd.int

CBD/UNEP, 2000. Forest Biodiversity Definitions. Indicative definitions taken from the report of the *ad hoc* technical expert group on forest biological diversity. Convention on Biological Diversity (CBD) and United Nations Environment Program (UNEP). http://www.cbd.int/programes/areas/forest/definitions.aspx

Clewell, A.; Rieger, J.; Munroe, J., 2005. Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona

CONAF, 2015. Plan de restauración incendio China Muerta. Región de La Araucanía. Chile.

Davis, M. and Meurk, C., 2001. Protecting and restoring our natural heritage. A practical guide. Department of Conservation, Christchurch, New Zealand. 95 p.

Del Moral, R.; Walker, R. and Bakker, J.P., 2007. Insights gained from succession for the restoration of landscapes structure and function. *In* Walker L, J Walker, R Hobbs (Eds.). Linking restoration and ecological succession. New York, USA. Springer Series on Environmental Managment. p 19-44.

Dobson, A.P.; Bradshaw, A.D. and Bakek, A.J.M., 1997. Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. Science 277: 515-522.

Donoso, C.; Donoso, P.; González, M. y Sandoval, V., 1999. Los bosques siempreverdes. En Donoso C, A Lara eds. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 421 p.

Donoso, P. y Promis, A. (Eds)., 2013. Silvicultura en Bosques Nativos. Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelandia. Marisa Cuneo Ediciones. Valdivia, Chile. 226 p.

Echeverría, C.; Smith-Ramírez, C.; Aronson, J. and Barrera-Cataño, J., 2015. Good news from Latin America and the Caribbean: National and international restoration networks are moving ahead. *Restoration Ecology,* 23, 1-3.

Estades, C., 2007. Restauración ecológica. *In*: Hernández J, C.L De La Maza, C Estades (Eds). Biodiversidad: Manejo y conservación de recursos forestales. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. p 567-578.

Falk, D.A.; Millar, C.I. and Olwell, M. (Eds)., 1996. Restoration diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press, Washington, DC.

Falk, D.; Palmer, M. and Zedler, J., 2006. Foundations of restoration ecology. Society for Ecological Restoration International. Island Press. 364 p.

FAO, 2014. Plan de acción mundial para la conservación, la utilización sostenible y el desarrollo de los recursos genéticos forestales. Comisión de recursos genéticos para la alimentación y la agricultura

FAO, 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. Principales resultados. Roma. https://doi.org/10.4060/ca8753es.

Fernández, I.; Morales, N.; Olivares, L.; Salvatierra, J.; Gómez, M y Montenegro, G., 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. PUC-CONAF. Gráfica Lom. Santiago, Chile.162 pp.

Figueroa, D.; Encina, F.; Esse, C.; Aguayo, C.; Valdivia, P. y Guerrero, M., 2013. Evaluación de los servicios ecosistémicos derivados del bosque nativo en la cuenca del Río Imperial: una aproximación desde la norma secundaria. Fondo de Investigación del Bosque Nativo 060/2012. Temuco, Chile. 122 pp.

FRA. 2005. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales. http://www.fao.org/forest-resources assessment/past-assessments/fra-2005/

Gómez-Ruiza, P. y Lindig-Cisneros, R., 2017. La restauración ecológica clásica y los retos de la actualidad: La migración asistida como estrategia de adaptación al cambio climático. Revista de Ciencias Ambientales. Trop. J. Environ. Sci. Vol. 51(2): 31-51.

Hauenstein, E. y González, M., 1996. Determinación de la flora y vegetación boscosa original de Isla del Rey, Valdivia. Informe de proyecto “Restauración del bosque valdiviano costero”.12 p.

Hauenstein, E.; Rutherford, P. y González, M., 2001. Determinación de la vegetación boscosa original y uso de suelo de Isla del Rey (Valdivia, Chile). Gestión Ambiental 7: 49-63.

Hernández, J.; De La Maza, C. y Estades, C. (Eds.), 2007. Biodiversidad: manejo y conservación de recursos forestales. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 803 p.

Hobbs, R.J. and Harris, J.A., 2001. Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. Restoration Ecology 9: 239-246.

Hobbs, R., 2005. The future of restoration ecology: Challenges and opportunities. Restoration Ecology 13: 239-241.

Holz, S. y Placci, G., 2008. El desafío de restauración de bosques en paisajes poblados: Un enfoque multidisciplinar en Misiones, Argentina. Páginas 163-179 en: M Gonzáles-Espinoza, J M Rey-Benayas, N Ramírez-Marcial (Eds.). Restauración de bosques en América latina. Fundación Internacional para la restauración de ecosistemas (FIRE). Ediciones Mundi-Prensa. México.

Ipinza, R. y Gutiérrez, B., 2014. Consideraciones genéticas para la restauración ecológica. Ciencia e Investigación Forestal. Vol. 20 N° 2 agosto. Pp: 51-72

Keenleyside, K.; Dudley, N.; Cairns, S.; Hall, C. and Stolton, S. (Eds.), 2012. Ecological Restoration for Protected Areas: Principles, guidelines and best practice, Best Practice Protected Area Guidelines No. 18, IUCN, Gland.

Lafortezza, R.; Chen, J.; Sanesi, G. and Crow, T.R., 2008. Patterns and processes in forest landscapes: multiple use and sustainable management. Springer. Heidelberg.

Lamb, D.; Erskine, P. and Parrota, J., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. Science 310: 1628-1632.

Lara, A.; Solari, M.E.; Prieto, M. y Peña, M., 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35º – 43º 30´ S). *Bosque* 33(1): 13-23.

Larrain, O., 1997. Establecimiento de Coigüe (*Nothofagus dombeyi* (Mirb). Oerst.) en deslizamientos de tierra en el sector Pilmaiquén, X región. Tesis Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Austral de Chile.

Little, C. y Lara, A., 2014. Servicios ecosistémicos de los bosques nativos del Centro Sur de Chile. *En* Donoso C, ME González, A Lara (Eds.) Ecología Forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile. Eds. UACh. 720 p.

López, F.; Bonilla, M. y Toledo, T., 2017. Restauración del bosque de niebla con un enfoque de paisaje. Agro productividad. ResearchGate.

Montaldo, P., 1999. Treinta y cuatro años de una sucesión secundaria en praderas de ñadi en la provincia de Valdivia, Chile. Agro sur, 27, 82-89.

Meli, P., 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. Interciencia 28 (10): 581-589.

Millennium Ecosystem Assessment, 2003. Ecosystem and Human Well-being: A framework for assessment. World Resources Institute. Washington, D.C., USA Island Press. 245 p.

MMA, 2012. Plan de restauración ecológica Parque Nacional Torres del Paine afectado por el incendio 2011|2012. Coordinado por equipo técnico del IEB, Pontificia Universidad Católica de Chile. Ministerio del Medio Ambiente Santiago. Chile. 66 pp.

Mola, I.; De Torre, R. y Magro, S., 2018. Guía práctica de restauración ecológica. https://www.researchgate.net/publication/329059824

Muñoz, F.; Hasbún, R. y Alarcón, D., 2018. Guía técnica para caracterizar bosques adultos del Tipo Forestal Siempreverde degradados y de referencia en las regiones de Los Ríos y Los Lagos. Proyecto FIBN 009/2016. Concepción. Chile. 16 p.

Murcia, C. y Guariguata, M., 2014. La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).

Myers, N.; Mittermeir, R.A.; Mittermeir, C.G.; Fonceca, G.A. and Jkent, C., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.

Nahuelhual, L.; Laterra, P.; Jiménez, D.; Báez, A.; Echeverría, C. and Fuentes, R., 2018. Do people prefer natural landscapes? An empirical study in Chile. BOSQUE 39(2): 205-216.

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

Raison, R.J.; Flinn, D.W. and Brown, A.G., 2001. Application of criteria and indicators to support sustainable forest management: Some key issues. En: Raison RJ, AG Brown & DW Flinn (Eds) Criteria and indicators for sustainable forest management: 5-18. International Union of Forestry Research Organizations Research Series 7, CABI Publishing, Wallingford, United Kingdom.

Rey-Benayas, J.; Newton, A.C.; Diaz, A. and Bullock, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. Science 325, 1121-1124.

Rochelle, J.A.; Lehman, L.A. and Wisniewski, J.,1999. Forest fragmentation: Wildlife and management implications. Die Deutsche Bibliothek. CIP. Holanda.

Romero-Mieres, M.; González, M.E. y Lara, A., 2014. Recuperación natural del bosque siempreverde afectado por tala rasa y quema en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. Bosque 35(3): 257-267.

Rovere, A., 2008. Ensayo de restauración ecológica de *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae) en la Patagonia, Argentina. En: González-Espinoza M, JM Rey-Benayas, N Ramírez-Marcial (Eds.). Restauración de bosques en América Latina. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE) y Editorial Mundi-Prensa México. México. 252 p.

Simonetti, J. y Dirzo, R., 2011. Conservación biológica: Perspectivas desde América Latina. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 193 pp.

Smith-Ramírez, C.; González, M.; Echeverría, C. y Lara, A., 2015. Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos: Current state of ecological restoration in Chile: Perspectives and challenges. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43(1): 11-21.

SER, 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International. Grupo de Trabajo sobre Ciencia y Políticas.

Thomas, E; Jalonen, R; Loo, J; Boshier, D; Gallo, L; Cavers, S; Bordács, S; Smith, P. and Bozzano, M., 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. Forest Ecology and Management 333: 66-75. - doi: 10.1016/j.foreco.2014.07.015.

Urrutia, J. y Romero-Mieres, M., 2015. Composición florística post disturbio natural en la zona cordillerana de Licán Ray, Región de La Araucanía, Chile. Sustainability, Agri, Food and Environmental Research 3(1): 34-44.

Van Diggelen, R.; Grootjans, A.P. and Harris, J.A., 2001. Ecological Restoration: State of the art or state of the science? Restor Ecol.;9(2):115-118.

Vargas, O., 2007. Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

Vargas-Ríos, O. y Mora, F., 2008. La restauración ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. In O. Vargas-Ríos y GREUNAL (Eds.), Estrategias para la restauración ecológica del bosque alto andino. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. (2nd ed., pp. 19–40).

Vargas, O., 2011. Restauración ecológica: Biodiversidad y Conservación. Acta Biológica Colombiana, vol. 16, núm. 2, 2011, pp. 221-246. Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá. Bogotá, Colombia.

Vega, J., 2007. Bases ecológicas para la restauración preventiva de zonas quemadas. Centro de Investigación e Información Ambiental de Galicia–Lourizán. Departamento de Protección Ambiental. España. 23 p.

Vera, I., 2013. Efecto de la erupción del Cordón Caulle en comunidades de macroinvertebrados bentónicos de ecosistemas fluviales en el Parque Nacional Puyehue. Trabajo de Titulación Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. 37 p.

Whisenant. S., 1999. Repairing damaged wildland, A process oriented, landscape-scale approach. Cambridge University Press. 312 pp.

Young, T.P.; Petersen, D.A. and Clary, J.J., 2005. The ecology of restoration: Historical links, emerging issues and unexplored realms. Ecology Letters. 8: 662-673.

(Foto: R. Ipinza)

CAPÍTULO 3

RESTAURACIÓN ECOLOGICA CON BASE GENETICA PARA ESPECIES NATIVAS

Roberto Ipinza[18]

RESUMEN

En este capítulo se contextualiza la restauración del paisaje forestal como el universo donde se desarrolla la restauración ecológica de sitios degradados individuales. El paisaje forestal proporciona un marco para los gobiernos, el sector privado, las ONG, los ingenieros forestales y los conservacionistas para trabajar conjuntamente en la búsqueda de decisiones sobre el uso sostenible del suelo. La restauración del paisaje forestal permite generar distintos usos del suelo, como la creación de bosques a través de plantaciones de especies nativas o exóticas[19], o sistemas agroforestales muy rentables, además sistemas de mosaico, donde se intercalan áreas de bosques con campos agrícolas.

También se muestran algunas de las Convenciones Internacionales y Compromisos Nacionales a los que, a través de la reforestación, un componente de la restauración, se les pueda dar cumplimiento, como por ejemplo protección de la biodiversidad, almacenamiento y captura de carbono, desforestación y degradación forestal. La restauración del paisaje forestal puede ayudar a los Estados a cumplir con los acuerdos internacionales.

En segundo lugar se describe la importancia de considerar elementos genéticos, como una serie de indicadores de la diversidad genética, identidad genética y las regiones de procedencias, en los procesos de restauración o rehabilitación ecológica de bosques degradados. Se exhiben las razones fundamentales para considerar las variables genéticas en la restauración y rehabilitación forestal. Se sintetiza la información sobre cómo se mide la variación genética, en términos generales se establecen los patrones de variación para las especies nativas forestales y el papel de la genética de poblaciones en el proceso de restauración ecológica forestal.

18 Ingeniero Forestal, U. de Chile, Doctor Ingeniero de Montes de ETSI de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España. Investigador del Instituto Forestal, Sede Valdivia, Chile. roberto.ipinza@infor.cl.

19 Si bien la IUCN no menciona la plantación de exóticas como instrumento de restauración, en el contexto de los acervos genéticos de restauración tienen cabida este tipo de intervenciones como un mecanismo extremo para generar condiciones que faciliten la posterior incorporación de las especies nativas, en ambientes con degradación extrema que no permite el crecimiento de estas. En tales casos, las primeras (exóticas) sirven como nodrizas y generadoras de condiciones para el establecimiento y crecimiento de las segundas (nativas).

Por último, se explica mediante un diagrama de flujo, el modelo de los Acervos Genéticos de Restauración para especies nativas, el cual busca facilitar al restaurador forestal el abordar cualquier plan de restauración y aumentar la probabilidad de éxito del mismo. También se enfatiza que ignorar estos elementos incidirá en que las unidades restauradas no sean sustentables, debido a la limitada capacidad que tendrán para adaptarse a los cambios ambientales.

INTRODUCCIÓN

Restauración del Paisaje Forestal

Desde el punto de vista macro se ha reservado este acápite para hacer algunos comentarios sobre la Restauración del Paisaje Forestal (RPF), ya que gran parte de la Restauración Ecológica con base genética se desarrolla, dentro de este amplio universo denominado el paisaje. La RPF es un proceso continuo de recuperación de las funciones ecológicas de los bosques y de mejoramiento del bienestar humano a lo largo de paisajes forestales deforestados o degradados.

RPF es más que únicamente plantar árboles, se trata de la restauración de todo un paisaje para satisfacer las necesidades presentes y futuras, así como ofrecer beneficios y usos de suelo múltiples a lo largo del tiempo. La RPF puede revivir los servicios ecosistémicos, como la purificación de aire, la regulación del clima y mejorar el bienestar humano en áreas que se han degradado.

La restauración puede generar distintos usos del suelo, como la creación de bosques nativos o sistemas agroforestales muy rentables, además sistemas de mosaico, donde se intercalan áreas de bosques con campos agrícolas.

La RPF se centra en el restablecimiento de las funciones y procesos clave de los ecosistemas en la totalidad de paisaje, en vez de restaurar lugares de manera individual. Como tal, se dirige a un mosaico de usos del suelo, incluyendo tierras agrícolas y tipos de bosques, que pueden incluir desde plantaciones a bosques naturales, con el objetivo de obtener una mezcla equilibrada entre protección, manejo y restauración que proporcione biodiversidad, así como beneficios ecológicos, económicos y sociales, y una adecuada resiliencia a los cambios perjudiciales.

Por lo general, la RPF no exige aumentar la cobertura de los árboles más allá de lo ecológicamente apropiado para un lugar en particular. Existen más de dos mil millones de hectáreas de tierras que se han identificado como apropiadas para restauración en todo el mundo, esto es equivalente al doble del tamaño de China.

La restauración del paisaje forestal puede diversificar las economías, reducir el daño causado por desastres naturales, generar productos agrícolas y forestales comercializables, y apoyar la recreación y el turismo. La restauración es una oportunidad de inversión en desarrollo.

Solo en América Latina y el Caribe, las inversiones relacionadas podrían producir casi US$ 23.000 millones en ganancias en un período de 50 años, según indica un informe publicado en el año 2016 por el Instituto de Recursos Mundiales (WRI[20]). Se necesita un financiamiento global adicional de US$ 300.000 millones por año para una restauración y conservación forestal adecuada, lo que podría traducirse en la creación de trabajos, una ayuda para superar la pobreza local, un aumento en la seguridad alimentaria y un apoyo para el patrimonio cultural local.

En términos de beneficios ambientales, la restauración puede mejorar y mantener la calidad del suelo y del agua, conservar la biodiversidad y ayudar a las personas a mitigar el cambio climático y a adaptarse a este.

La reforestación, un tipo de restauración, tienen un gran potencial para estrategias de almacenamiento y captura de carbono. La restauración del paisaje forestal puede ayudar a los Estados a cumplir con los requisitos de los acuerdos internacionales que buscan reducir las emisiones relacionadas con la deforestación y degradación forestal, como:

- La Convención de las Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación[21].
- El Convenio sobre la Diversidad Biológica de las Naciones Unidas[22].
- Los Objetivos de Desarrollo Sostenibles de las Naciones Unidas[23].

En el ámbito de la Biodiversidad de los Bosques, un análisis actualizado de las convenciones y compromisos nacionales e internacionales en que Chile participa, se puede encontrar en Ipinza *et al*. (2021).

En la Figura N° 1 se presenta un mapa conceptual que refleja la íntima relación que existe entre los bosques y la restauración del paisaje forestal.

Gracias a la Declaración de Nueva York sobre los Bosques[24] y al Desafío de Bonn[25], actualmente está en marcha una iniciativa global para restaurar 350 millones de hectáreas de territorio deforestado y degradado para el año 2030.

20 https://www.wri.org/news/2014/12/release-pa%C3%ADses-de-latinoam%C3%A9rica-y-el-caribe-lanzan-la-iniciativa-20x20-para-restaurar

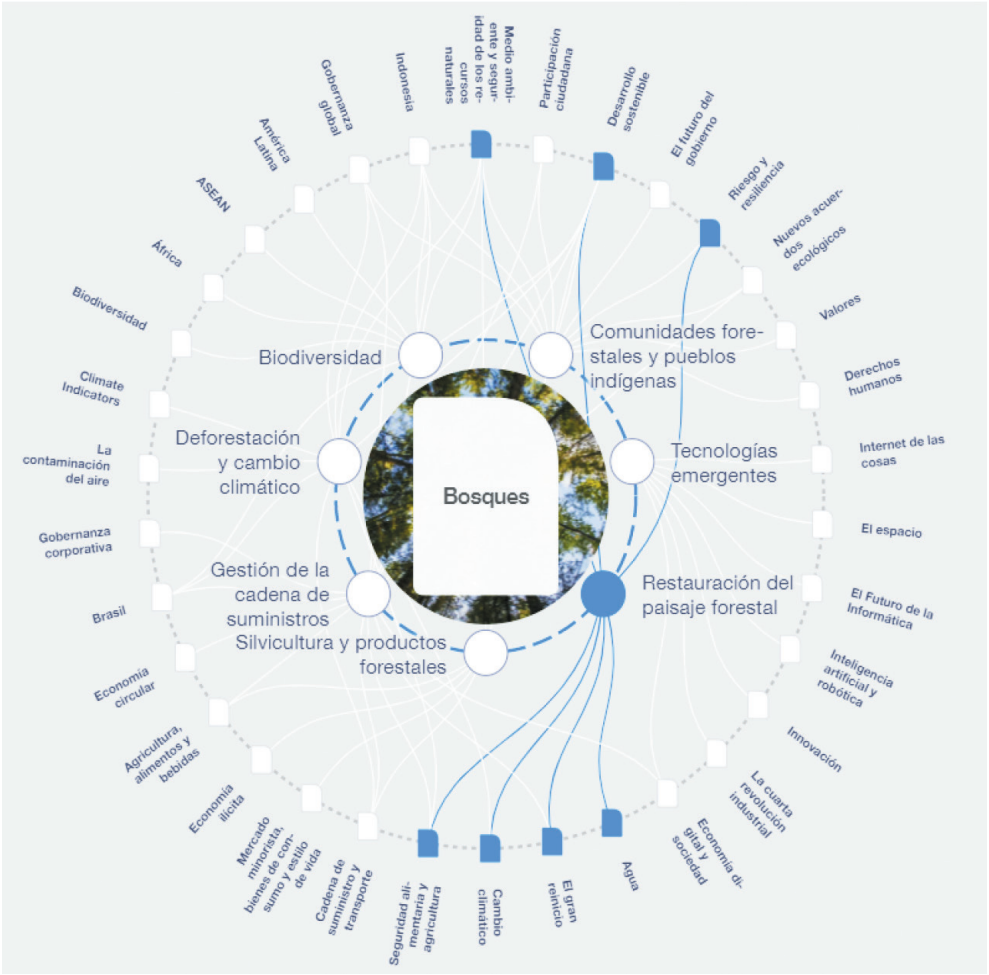
21 https://www.researchgate.net/publication/312138970

22 https://www.cbd.int/undb/media/factsheets/undb-factsheets-es-web.pdf

23 https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/

24 https://unfccc.int/sites/default/files/new-york-declaration-on-forests_26-nov-2015.pdf

25 https://www.bonnchallenge.org/



(Fuente: https://intelligence.weforum.org/)
En azul se muestra la relación entre la restauración del paisaje forestal, el medio ambiente y la seguridad de los recursos naturales, el desarrollo sostenible, riesgo y resiliencia, agua, cambio climático y seguridad alimentaria y agricultura.

Figura N° 1
MAPA CONCEPTUAL QUE ILUSTRA LA RELACIÓN ENTRE EL BOSQUE Y LA RESTAURACION DEL PAISAJE FORESTAL

Estos esfuerzos tienen el respaldo de los compromisos que se han realizado como parte de iniciativas regionales de restauración, incluidas la AFR100 en África y la Iniciativa 20x20 en América Latina y el Caribe[26].

26 https://initiative20x20.org/sites/default/files/inline-files/20_Info_20x20_SPANISH-2p.pdf

En el contexto de la Iniciativa 20x20[27], en Chile se reconoce que la degradación de los suelos es el problema ambiental más grave del país; 2/3 de la superficie nacional enfrenta la desertificación, y casi la mitad del territorio enfrenta algún grado de erosión. Estos problemas disminuyen la productividad agrícola, amenazan la biodiversidad y ponen en peligro importantes servicios y recursos de los ecosistemas. Para combatir la degradación, Chile planea restaurar 500.000 ha de tierra bajo la Iniciativa 20x20. Este objetivo se pretende cumplir restaurando 100.000 ha de bosque nativo degradado en plantaciones forestales, y restaurar 400.000 ha de tierra degradada para la agricultura y la ganadería a través del Sistema de Incentivos para la Recuperación de Suelos Degradados (SIRDS).

De acuerdo a MMA (2019), el país cuenta con, al menos, 824 mil ha de ecosistemas naturales degradados. Por su parte, la Política Nacional Forestal[28], impulsada por el Ministerio de Agricultura (MINAGRI) para el periodo 2015-2035, ha incorporado entre sus ejes uno denominado "Protección y restauración del patrimonio forestal". Este objetivo apunta a conservar e incrementar el patrimonio forestal del Estado, desarrollar los bienes y servicios ambientales y restaurar y proteger la biodiversidad que brindan los recursos y ecosistemas forestales.

Metas de Aichi

En la historia reciente en Chile, cabe mencionar un acuerdo de ejecución obligatoria como lo es el Convenio para la Diversidad Biológica (CDB), que en su plan operacional "Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi[29]", establece que la degradación no solo hay que detenerla, sino que también revertirla, por lo mismo fija 20 ambiciosas metas, denominadas las Metas de Aichi[30], para orientar medidas efectivas y urgentes que detengan la pérdida de diversidad biológica.

Entre estas metas, la N° 15 establece "*Mejorar la resiliencia de los ecosistemas y la contribución de la biodiversidad a las reservas de carbono, mediante la conservación y la restauración de al menos el 15% de los ecosistemas degradados, contribuyendo así a la mitigación y adaptación al cambio climático y a la lucha contra la desertificación*".

En este contexto, las implicancias genéticas en la restauración tienen el ánimo de evitar que iniciativas de nivel mundial, como los compromisos derivados de la Meta

27 https://initiative20x20.org/regions-countries/chile

28 https://www.conaf.cl/wp-content/uploads/2020/12/6-Politica-forestal-2015-2035.pdf

29 http://www.ecomilenio.es/que-son-los-objetivos-aichi-para-la-biodiversidad/4490

30 Las metas de Aichi son 20 objetivos globales que se incluyen en el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020. Fueron acordadas en la reunión de las partes del Convenio para la Biodiversidad de 2010.

N° 15 de Aichi y la Iniciativa 20x20[31], fracasen como lo han hecho antes diversas iniciativas de restauración que no han tenido en cuenta estas consideraciones.

No obstante, parece que hay nuevas oportunidades, ya que después de varias evaluaciones ecológicas globales se ha culminado con una inspiradora declaración de la Asamblea General de las Naciones Unidas, denominada Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas (2021-2030)[32] del 6 marzo de 2019[33], cuyo borrador de estrategia fue publicado en línea a fines de febrero de 2020[34].

Restauración Ecológica y Diversidad Genética

En este punto se pretende colaborar en forma directa con el cimiento de las consideraciones genéticas: genética de poblaciones y genética de comunidades, dentro de la ciencia de la "Restauración Ecológica", y para darle solidez a este edificio en construcción, se parte diciendo de acuerdo a Falk *et al*. (2001) que todos los organismos vivos portan un modelo genético, compuesto de núcleo, cromosomas entre otros, y esto es independiente de si son plantas, animales u hongos. Luego, en la medida que la restauración trata de incorporar seres vivos para recuperar un sitio determinado, la genética formara parte ineludible de este proceso. Por lo mismo, resulta incomprensible que ya en el año 2001 dichos autores afirmaran que "*sorprendentemente se había prestado poca atención a las consideraciones genéticas en las prácticas de restauración*". Sin embargo las sorpresas no acaban ahí, ya que hace aproximadamente una década Bozzano *et al*. (2014) planteaban a nivel de la FAO, la necesidad de abordar las consideraciones genéticas en la restauración de ecosistemas, utilizando especies nativas, pero lamentablemente ya en pleno año 2021, los ejemplos de aplicaciones de estas consideraciones genéticas en el ámbito de la restauración ecológica, en Chile, son más bien escasas o nulas, tal como se observa en la página Web del Comité Nacional de Restauración Ecológica (CNRE)[35].

Bozzano *et al*. (2014) indican que la restauración de bosques y terrenos degradados presenta una complejidad tal que la ha llevado a constituir el mayor desafío ambiental del siglo XXI. En efecto, la restauración ecológica de bosques, entendida como el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SER, 2004), es un proceso complejo, de largo plazo y que abarca mucho más que solo plantar árboles.

31 Iniciativa presentada durante la cumbre del cambio climático en Lima, por 8 países incluido Chile, que se propone restaurar 20 millones de hectáreas de tierras y bosques degradados en América latina y el Caribe para el año 2020.

32 https://undocs.org/es/A/RES/73/284

33 https://www.decadeonrestoration.org/what-decade

34 https://www.decadeonrestoration.org/get-involved/strategy

35 https://restauracionecologica.mma.gob.cl/documentos/

Al respecto, Thomas *et al.* (2014) señalan que se han iniciado diversas iniciativas de restauración a gran escala, en diferentes partes del mundo, pero lamentablemente muchas de ellas han fracasado totalmente y otras han tenido un éxito muy limitado (Wuethrich, 2007).

La importante cantidad de fracasos que han experimentado diversos procesos de recuperación o restauración de bosques nativos con enfoques de restauración ecológicos tradicionales, hace necesario tener en cuenta algunas consideraciones adicionales que aporten a una mejor aproximación a los desafíos de restauración. ¿Pero qué salió mal? ¿Qué lecciones hay para proyectos futuros en otros lugares?

Las fallas no son necesariamente culpa de las personas involucradas, sino que pueden tener más que ver con un cambio general en las últimas décadas en la forma en que se perciben los sistemas ecológicos.

Si bien la ecología de la restauración ha ido creciendo, la ecología también se ha desarrollado, y los ecólogos han ido entendiendo muchos conceptos básicos de cómo funcionan las comunidades y los ecosistemas. En particular, ha habido un cambio de ver los ecosistemas como entidades de equilibrio estático en las que se puede detectar una causalidad lineal simple, a verlos como sistemas dinámicos complejos, estocásticos y donde la no linealidad, la dependencia histórica, la genética poblacional y la imprevisibilidad son a menudo características importantes que es necesario considerar.

Al respecto, Bozzano *et al*. (2014) sugieren que consideraciones de carácter genético y la internalización en el proceso de restauración de las implicancias derivadas de la tradicional ecuación, fenotipo = genotipo + ambiente + interacción, pueden contribuir de forma significativa a mejorar los resultados de la restauración.

Una síntesis respecto de la influencia genética en las prácticas de recuperación y restauración de ecosistemas usando especies nativas se encuentra en un estudio temático desarrollado por FAO *Genetic Considerations in Ecosystem Restoration Using Native Tree Species* (Bozzano *et al*., 2014). Una extensa revisión sobre esta materia ha sido aportada también por Thomas, *et al. (*2014) e Ipinza y Gutiérrez, (2014) en el marco de la Red Latinoamericana de Recursos Genéticos Forestales (LAFORGEN).

Considerar el componente genético permite alcanzar procedimientos técnicos más eficientes para reinstaurar vegetación en situaciones de bosques degradados o alterados en su estructura, constituyendo un elemento básico y relevante para contribuir a la restauración de los mismos, así como para la recuperación de funciones productivas madereras o de determinadas funciones ambientales, y para asegurar que, una vez restaurados, los bosques sean capaces de perpetuarse a través de la regeneración natural.

En los proyectos de restauración de ecosistemas forestales, de recuperación de bosques degradados y, en general, en las iniciativas de forestación o reforestación con especies nativas, es necesario considerar la constitución genética de los organismos que aún se encuentran o que son introducidos en un área o territorio.

Esta consideración obedece a dos motivos fundamentales. En primer lugar, es necesario que los árboles que se establezcan presenten variabilidad genética para hacer frente a las condiciones del cambio climático, en segundo lugar los organismos que habitan en una localidad o región presentan una constitución genética que les ha permitido sobrevivir por largos periodos a las condiciones de clima, suelo y convivencia con herbívoros o depredadores locales. Por lo tanto, para aumentar la probabilidad de éxito es necesario repoblar un área con organismos procedentes de la misma localidad cuando esto sea posible (Jones, 2003).

Pocas veces se evalúa rigurosamente el éxito del establecimiento de árboles forestales en términos de introducir poblaciones que sean genéticamente diversas y apropiadas al sitio de plantación. Los escasos estudios que analizan la idoneidad del germoplasma no encuentran una adecuada coincidencia entre el material utilizado y las condiciones del sitio (Krishnan *et al*., 2013), observándose frecuentemente problemas de *cuello de botella genético*[36], derivados del empobrecimiento de las poblaciones usadas como fuentes de semillas (Broadhurst, 2011), o de la incapacidad de capturar la diversidad genética cuando las fuentes son diversas y de gran tamaño (Krishnan *et al*., 2013).

MEDIDAS DE LA VARIACIÓN GENÉTICA

La diversidad genética dentro de una especie proporciona los medios para responder a la incertidumbre ambiental y forma la base de la jerarquía de la biodiversidad. Pasar por alto la variación genética es ignorar una fuerza fundamental que da forma a la ecología de los organismos vivos.

Un problema fundamental de la genética ecológica es distinguir entre las variaciones causadas por diferencias en el genotipo y las atribuibles al ambiente. La apariencia externa medible de un rasgo, es decir el fenotipo, puede subdividirse en un componente genético y un componente ambiental (no genético) (Lynch y Walsh, 1998).

La variación subyacente y la base genética de los rasgos a menudo se denominan arquitectura genética y existe una variedad de métodos para evaluar la variación genética, clasificados en términos generales como cuantitativos (biométricos) y moleculares.

36 La deriva genética puede causar grandes pérdidas de variabilidad genética en las poblaciones pequeñas y cuando el tamaño de una población se reduce durante al menos una generación, se produce un cuello de botella poblacional.

Por esto, en el presente capítulo se hace una breve descripción de algunos métodos que permiten estimar la variación genética. La selección de los métodos se centra en la interpretación genética de poblaciones de estructuras alélicas y genotípicas en marcadores genéticos[37] en un sentido estricto, es decir, marcadores codominantes nucleares como microsatélites o isoenzimas. Una información más detallada se presentará en capítulos posteriores, donde se discutirán problemas específicos sobre la metodología utilizada para estimar la variabilidad genética para optimizar la restauración y/o rehabilitación forestal.

Variación Genética Dentro de las Poblaciones

La variación genética dentro de las poblaciones se caracteriza por medidas de multiplicidad genética, que solo tienen en cuenta la ocurrencia de diferentes tipos genéticos, pero no sus frecuencias y medidas de diversidad genética, que también consideran la frecuencia de diferentes tipos genéticos (alelos o genotipos).

- Multiplicidad Genética

Proporción de Loci Polimórficos

La estimación más simple de la multiplicidad genética es la proporción de loci polimórficos (*PPL*), que es variable y se calcula dividiendo el número de loci de genes polimórficos (*PL*) por el número de todos los loci investigados, que también incluye loci que no muestran variación (loci monomórficos, *ML*):

$$(1)\quad PPL = PL / (PL + ML).$$

El *PPL* a menudo se muestra como un porcentaje después de la multiplicación por 100. Algunos autores consideran un locus como polimórfico solo si la frecuencia del alelo más frecuente es inferior al 95% (o 99%). Otros autores consideran un locus como polimórfico si se presenta al menos en dos tipos, independientemente de sus frecuencias.

Número de Alelos por Locus y Riqueza Alélica

Otra medida sencilla de la multiplicidad genética es el número medio de alelos por locus génico. Se calcula contando el número de alelos (n_i) en cada uno de los *L* loci del gen, sumando todos los loci investigados y dividiendo este número total de alelos por el número de loci *L*.

37 Un marcador genético es un segmento de ADN con una localización física conocida en un cromosoma. Los marcadores genéticos pueden ayudar a vincular un rasgo especifico, como una enfermedad con el gen responsable. Los segmentos de ADN que se encuentran cerca en un cromosoma tienden a heredarse juntos.

(2) Numero de alelos por locus = $\sum_{i=1}^{L} n_i$ / L

Dado que la probabilidad de observar un alelo (raro) en una población depende en gran medida del tamaño de la muestra, las comparaciones del número promedio de alelos entre poblaciones posiblemente conduzcan a conclusiones falsas si el número de árboles muestreados difiere entre poblaciones. Los efectos de diferentes tamaños de muestras se tienen en cuenta mediante el cálculo de la riqueza alélica[38].

- Diversidad Genética

La diversidad genética de una población no solo depende del número de tipos genéticos (alelos o genotipos), sino también de sus frecuencias (relativas) (p_i, p_{ij}).

Número Efectivo de Alelos

El número "efectivo" de alelos en un locus génico también se ha definido como diversidad alélica *v* de una población en ese locus. Si *n* es el número total de alelos en un locus y p_i son las frecuencias relativas de los alelos, el número efectivo de alelos *v* se calcula de la siguiente manera:

(3) $1 \leq v = 1 / \sum_i p_i^2 \leq n$

El número efectivo de alelos *v* alcanza su valor máximo para un *n* dado si las frecuencias de todos los alelos son idénticas (*1 / n*). En este caso, *v* = *n*. La diversidad alélica *v* disminuye con el aumento de la frecuencia de un alelo y, en consecuencia, la disminución de las frecuencias de los alelos restantes. El número efectivo de alelos del acervo genético es la media armónica de *v* en *loci* individuales.

Heterocigosidad Esperada

La “heterocigosidad esperada” H_e es la medida de diversidad genética más utilizada dentro de las poblaciones. La "expectativa" se basa en la suposición de que los alelos se combinan aleatoriamente en los genotipos, es decir, que se cumple la ley de equilibrio de Hardy-Weinberg[39]. En este caso, es posible calcular la

38 Riqueza alélica: Número promedio de alelos por locus independiente del tamaño de muestra.

39 El equilibrio de Hardy-Weinberg, es también conocido como equilibrio panmíctico. El equilibrio de Hardy-Weinberg es un modelo teórico para genética de poblaciones. El concepto de equilibrio en el modelo de Hardy-Weinberg se basa en las siguientes hipótesis: 1. La población es panmíctica, es decir todos los individuos tienen la misma probabilidad de cruzarse y este es al azar (panmixia). 2. La población es suficientemente grande, para minimizar las diferencias existentes entre los individuos. 3. La población no está sometida a migración, mutación o selección (no hay pérdida ni ganancia de alelos). 4. Las frecuencias génicas y genotípicas se mantienen constantes de generación en generación. Luego, bajo estas circunstancias las poblaciones genéticas se mantienen en equilibrio.

frecuencia P_{ii} de un homocigoto particular con genotipo A_iA_i como (p_i es la frecuencia del alelo A_i). La frecuencia de la homocigosidad esperada se calcula sumando todos los alelos (Σp_i^2), siendo el resto la heterocigosidad esperada. En consecuencia, la heterocigosidad esperada se calcula como:

(4) $H_e = 1 - \Sigma_i p_i^2$

Los valores del conjunto de genes de la heterocigosidad esperada son la media aritmética de los valores de un solo locus.

Heterocigosidad Observada

Una medida simple de diversidad genética es la proporción de todos los heterocigotos de todas las plantas (homocigotos y heterocigotos) investigados en una población:

$$H_o = \Sigma_{i=1}^{n} \Sigma_{j=1}^{n} p_{ij} = 1 - \Sigma_{i=1}^{n} p_{ii}, \text{ para } i \neq j$$

Esta heterocigosidad observada es igual a la heterocigosidad esperada si la población exhibe estructuras de Hardy-Weinberg. El valor del acervo genético de la heterocigosidad observada se calcula como la media aritmética de H_o a partir de loci individuales.

También es posible calcular el grado de heterocigosidad individual de una sola planta dividiendo el número de *loci* de genes heterocigotos por el número de *loci* observados.

Diferenciación Genética entre Poblaciones

Las diferencias genéticas entre dos poblaciones se cuantifican mediante medidas de distancia genética; las diferencias entre un número arbitrario de poblaciones se miden como diferenciación genética.

- Distancias Genéticas

Existe una gran variedad de distancias genéticas de uso común, aquí, solo se mencionará la distancia genética mínima según Nei (1972). Luego, para dos poblaciones *k* y *l* se define como:

(5) $d_{min}(k,l) = (½) \Sigma_i [pi(k) - pi(l)]^2$

Donde, $p_i(k)$ y $p_i(l)$ son las frecuencias del alelo *i* en las poblaciones *k* y *l*, respectivamente. Esta distancia alcanza su valor mínimo si las estructuras alélicas de ambas poblaciones son idénticas [$p_i(k) = p_i(l)$ para todos los alelos *i*], y tiene un valor máximo de 1 si las poblaciones están fijadas en alelos diferentes.

Si se investigan más de dos poblaciones, es posible calcular una matriz con todas las distancias genéticas por pares y utilizar esta información como base para ilustrar los patrones de diferenciación genética mediante análisis de conglomerados o *cluster*.

Las poblaciones se agrupan sobre la base de sus distancias genéticas mediante diferentes algoritmos. Un método simple y comúnmente utilizado en genética de poblaciones para agrupar es el método de grupos de pares no ponderados con medias aritméticas, UPGMA[40].

- Diferenciación Genética

El método estándar para evaluar la diferenciación genética entre un número arbitrario de poblaciones es el cálculo de G_{ST} (o F_{ST}) (Nei, 1972). La diversidad genética total en una población compuesta por varias subpoblaciones se calcula como H_T, donde H_T es la heterocigosidad esperada (Ec. 4) con las frecuencias de los alelos (p_i) calculadas sobre la base de su ocurrencia en la población total.

La diversidad genética media dentro de las poblaciones (H_S) se calcula como la diversidad genética media (*He*) dentro de las subpoblaciones. Se puede demostrar que la diferencia $H_T - H_S$ es igual a la distancia genética mínima promedio de Nei (1972) entre todos los pares de poblaciones ($D_{ST} = H_T - H_S$). G_{ST} (o F_{ST}) es la contribución relativa a la diversidad genética total que se debe a las diferencias entre poblaciones:

$$G_{ST} = F_{ST} = D_{ST} / H_T = (H_T - H_S) / H_T.$$

VARIACIÓN FENOTÍPICA

La gran mayoría de los rasgos directamente observables de los árboles son el resultado de la interacción entre la constitución genética de una planta en un gran número de loci de genes (genotipo, G), y las condiciones ambientales (E).

40 El método UPGMA (Método de grupo de pares no ponderados con media aritmética), es un método simple de agrupamiento jerárquico aglomerativo para producir un dendrograma a partir de una matriz de distancias. El método UPGMA emplea un algoritmo de agrupamiento secuencial, en el que las relaciones topológicas locales se infieren en orden de similitud decreciente y se construye un dendrograma de manera escalonada. Es decir, primero se identifican los dos puntos de datos más cercanos y se agrupan en el dendrograma.

Por lo tanto, para el fenotipo (P) se cumple que P = G × E, donde × simboliza la interacción entre los efectos ambientales y genotípicos, que a menudo difiere de la simple aditividad de ambos componentes.

Los rasgos fenotípicos merecen un interés particular, ya que algunos son importantes para la adaptación de las plantas a su entorno, como la supervivencia (rasgos adaptativos) o para el valor de un árbol, volumen (rasgos económicos y adaptativos). Los rasgos adaptativos, como la tolerancia al estrés biótico (plagas y enfermedades) o abiótico (frio y sequía), y los rasgos económicos, como el crecimiento de volumen, están controlados por factores genéticos y ambientales para la mayoría de las especies de árboles.

Es poco probable que los marcadores genéticos usados en el ámbito forestal tengan efectos sobre los rasgos adaptativos, o los rasgos de importancia económica, ya que ellos se consideran marcadores "neutrales" o "casi neutrales" en lo que respecta a la adaptación al medio, sin embargo, esto no excluye su aplicación para monitorear los procesos adaptativos.

De acuerdo con la definición de estructuras genéticas, la distribución de frecuencia de fenotipos particulares se define como la estructura fenotípica de una población.

Los efectos directos e indirectos del medio ambiente sobre la estructura fenotípica se ilustran en la Figura N° 2. Aparte del impacto directo del medio ambiente sobre el fenotipo (P = G × E), existen numerosos impactos del medio ambiente sobre las estructuras genotípicas.

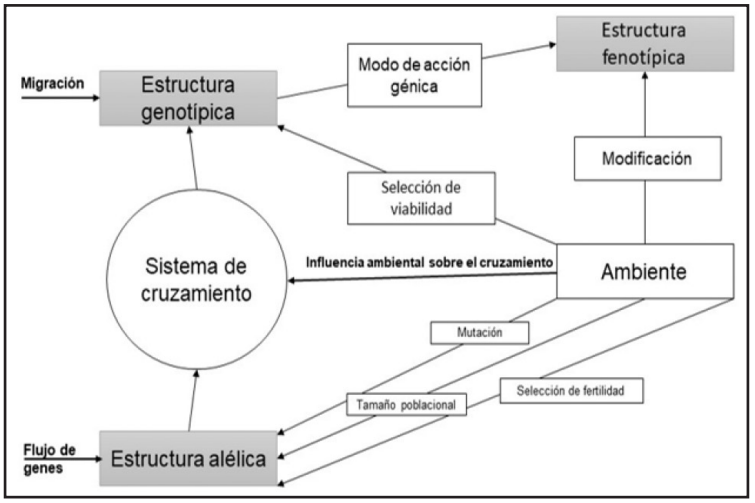
Las condiciones ambientales que influyen en las tasas de mutación, son cruciales para el tamaño de la población. La magnitud de la deriva genética[41], provocan cambios en las estructuras alélicas debido a la selección de la fertilidad[42] y las estructuras genotípicas debido a la selección de la viabilidad[43], lo que a su vez tienen un impacto en el sistema de cruzamiento.

Por lo tanto, las múltiples alteraciones que realiza el ser humano sobre el ambiente no solo afectan directamente los fenotipos de las plantas forestales, sino que también cambian la estructura genotípica de las poblaciones.

41 La deriva genética es un mecanismo de evolución. Se refiere a fluctuaciones aleatorias en las frecuencias de los alelos de una generación a la otra, debido a sucesos aleatorios. La deriva genética puede causar que ciertos rasgos pasen a ser dominantes o desaparezcan de una población.

42 La selección de fertilidad es la ventaja de eficacia biológica que resulta de la preferencia de rasgos que aumentan el número de descendientes.

43 Selección de viabilidad, la selección de organismos individuales que pueden sobrevivir hasta que puedan reproducirse.



(Fuente: Finkeldey y Hattemer. 2007)

Figura N° 2
IMPACTO DEL AMBIENTE SOBRE LA ESTRUCTURA FENOTIPICA

¿CÓMO SE DISTRIBUYE LA DIVERSIDAD GENÉTICA EN LAS POBLACIONES NATURALES?

Existen diferencias genéticas entre los individuos en la mayoría de las poblaciones de árboles forestales. También existen diferencias entre las poblaciones en el rango de distribución de cada especie. De acuerdo a Falk *et al.* (2001) existen algunos patrones básicos que es necesario mencionar.

- Alelos Monomórficos y Polimórficos

Por definición, los individuos de una especie determinada comparten un porcentaje de alelos; de lo contrario, no se considerarían miembros de la misma especie. Esta porción compartida (o común) del acervo genético incluye dos clases básicas de genes. Los genes que son monomórficos dentro de una especie son comunes a todas las poblaciones y, de hecho, esencialmente a todos los individuos. Entonces los genes "monomórficos" se definen como aquellos para los que la frecuencia del alelo más común es > 99% (Falk *et a*l., 2001).

El resto de loci, en promedio, en el 50% en plantas es polimórfico, lo que varía entre los individuos de una población y entre las poblaciones de una misma especie. Estos loci son muy relevantes para la restauración, ya que los loci polimórficos podrían no estar representados en forma adecuada sino se diseña en forma correcta la colecta de germoplasma ni la ejecución del programa de restauración.

- Diversidad Dentro y Entre Poblaciones de una Sola Especie

De acuerdo a Falk *et al.* (2001) el perfil genético de poblaciones enteras varía de un lugar a otro en un rango de especies. Estas diferencias pueden surgir como resultado de sucesos fortuitos, como la composición genética de los individuos en dispersión que crean una nueva población (efecto fundador[44]), o cambios en las frecuencias alélicas que resultan de cruzamientos fortuitos en poblaciones muy pequeñas (deriva genética). Las diferencias entre poblaciones también pueden surgir sistemáticamente y en especial si el medio ambiente en varios lugares somete a los individuos a diferentes óptimos de supervivencia y reproducción (eficacia biológica).

Por estas y otras razones, las poblaciones a menudo divergen unas de otras en su composición genética. Dicha divergencia es especialmente fuerte y rápida cuando hay poco flujo de genes entre poblaciones, como, por ejemplo, cuando hay una dispersión limitada de semillas o polen por causas de barrera fisiográficas. A lo largo de la evolución estas diferencias genéticas entre poblaciones pueden acumularse, conformando inicialmente procedencias[45] y eventualmente resultar en el desarrollo de una nueva especie (especiación alopátrica[46]). De hecho, las poblaciones se definen tanto (o más) por los patrones de cruzamientos y flujo de genes como por la distribución física de los individuos, aunque los dos a menudo están estrechamente relacionados.

Cada especie distribuye su diversidad genética en un patrón que refleja tanto su biología como su historia (Nei, 1972). Por ejemplo, las poblaciones de árboles cercanos que son polinizadas por abejas pueden compartir muchos alelos porque los genes (empaquetados en granos de polen) pueden fluir fácilmente entre sitios. Estas especies pueden tener menos alelos únicos en cada población, por lo que las poblaciones tienden a ser genéticamente similares.

Por el contrario, puede haber menos flujo de genes entre las poblaciones de especies que son polinizadas por escarabajos no voladores que viven en el suelo,

---

44 El efecto fundador es la reducción en la variación genética que se produce cuando un pequeño subconjunto de una población grande se utiliza para establecer una nueva colonia. La nueva población puede ser muy diferente de la población original, tanto en sus genotipos como en sus fenotipos. En algunos casos, el efecto fundador forma parte importante en el proceso de la aparición de nuevas especies.

45 Términos que se refieren a la parte de la diversidad genética dentro de las especies que está asociada con la localización geografía. La procedencia en la silvicultura se refiere al lugar particular donde crecen los árboles o el lugar de origen de las semillas o los árboles. La procedencia puede referirse a árboles nativos o plantados que crecen en ese lugar, pero su uso común es en referencia a árboles nativos. La procedencia debería restringirse para referirse a la población de árboles que crecen en un lugar y no a un árbol individual. Por lo tanto, "seleccionar la procedencia adecuada" es seleccionar la localidad adecuada.

46 La especiación alopátrica es, simplemente, un nombre moderno para la especiación por aislamiento geográfico. En este tipo de especiación algo extrínseco al organismo impide que dos o más grupos se crucen entre sí con regularidad y, finalmente, lleva a la especiación del linaje.

o cuyos frutos pesados caen al suelo en las proximidades del árbol madre. El flujo de genes también puede verse obstruido por barreras físicas como la topografía o hábitat de un polinizador, así como por perturbaciones. Incluso si la variación dentro de una población es baja, puede haber una variabilidad considerable entre las poblaciones. En especies de montaña que exhiben dos estratos altitudinales la variación dentro de cada estrato puede ser baja, pero entre estratos muy alta.

En otras especies, con dos poblaciones puede darse el caso que los hábitats adecuados están relativamente cerca unos de otros (o incluso continuos), por lo tanto, es normal la dispersión entre poblaciones. Aquí se podría encontrar una gran variación entre los individuos de cada población, pero debido al elevado flujo de genes entre los sitios, las poblaciones son similares, ya que la mayoría de los alelos polimórficos están ampliamente distribuidos. Esto ilustra una especie con una alta proporción de variación distribuida dentro de ambas poblaciones, mientras que la variación entre poblaciones es relativamente pequeña.

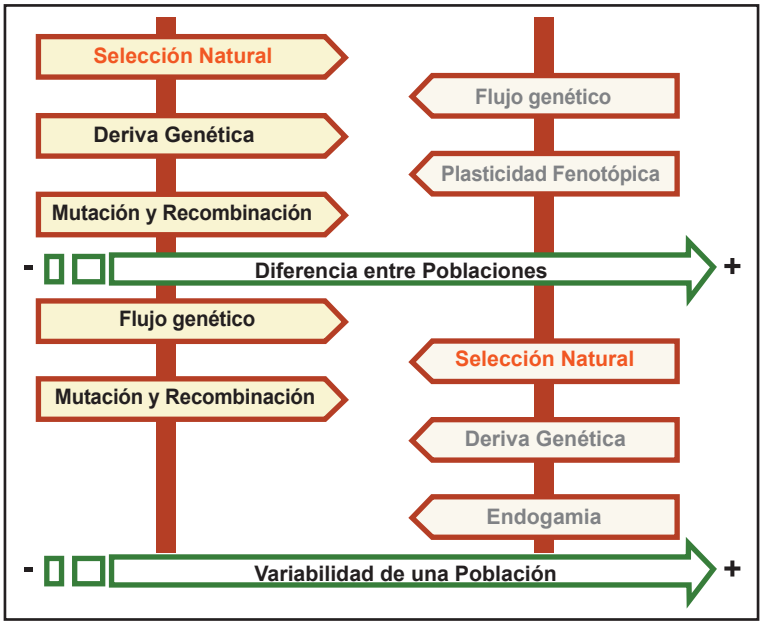
En términos prácticos, los índices G_{ST} y F_{ST} dicen si la mayor parte de la variación genética se distribuye entre o dentro de las poblaciones. En especies con G_{ST} bajo (cercano a 0), la mayoría de la variación se encuentra dentro de las poblaciones. Es probable que los individuos dentro de las poblaciones sean genéticamente diferentes, pero cada población contiene el mismo complemento de alelos en frecuencias similares. Donde la G_{ST} es alta (cercana a 1), los individuos dentro de una población son relativamente similares pero las poblaciones son significativamente diferentes. La mayoría de las especies forestales se encuentran entre estos extremos.

La distribución de la variación genética dentro y entre las especies está fuertemente ligada a los rasgos de la historia de vida, particularmente al modo de dispersión y reproducción. Las especies de plantas que dispersan genes a través del polen y las semillas de manera amplia y frecuente, tenderán, en igualdad de condiciones, a tener una G_{ST} más baja, es decir las poblaciones serán más similares. Incluso con una tasa moderada de movimiento genético entre poblaciones un individuo, en pocas generaciones, puede "vincular" los acervos genéticos de dos poblaciones. La mutación y la deriva, selección aleatoria de genotipos, es especialmente probable en poblaciones pequeñas, pero también pueden conducir a cambios en las frecuencias alélicas, aunque en general se cree que estas fuerzas actúan más lentamente que la dispersión y la selección.

PAPEL DE LA GENÉTICA POBLACIONAL EN LA RESTAURACION DEL ACERVO GENETICO

La pérdida de biodiversidad se puede manifestar a través de la pérdida de especies y de la variación dentro de estas, las especies remanentes sufren una

disminución de la variación genética, lo que finalmente se asocia a la pérdida de la eficacia biológica y de su capacidad de adaptarse a los cambios climáticos. En la Figura N° 3 se indican las fuerzas que favorecen y limitan la evolución, y que deben ser consideradas en todo proceso de restauración con base genética, y se observa que la selección natural, la deriva genética, y la mutación y recombinación favorecen la diferenciación entre poblaciones. En cambio, el flujo genético y la plasticidad fenotípica[47] tienden a hacer más parecida a las poblaciones, o no incrementan su diferenciación. Además, el flujo genético, la mutación y recombinación tienden a aumentar la variabilidad de una población, pero la selección natural, deriva genética y endogamia[48] tienden a operar en sentido contrario, es decir tienden a disminuir la variabilidad de una población.



(Fuente: MMA, 2007)

Figura N° 3
FACTORES QUE DETERMINAN LA DIFERENCIACIÓN ENTRE POBLACIONES

Selección Natural: Es el proceso mediante el cual ciertas características de un individuo hacen que sea más probable su supervivencia y reproducción. La selección natural actúa sobre fenotipos, pero es la base genética hereditaria que le confiere ventajas reproductivas a esos fenotipos, la que se va perpetuando y haciendo más frecuente en la población.

47 Plasticidad fenotípica es la propiedad de un genotipo de producir diferentes fenotipos en respuesta a diferentes condiciones ambientales.

48 La endogamia es la producción de descendencia mediante el cruzamiento de individuos u organismos que están estrechamente relacionados genéticamente. La endogamia resulta en homocigocidad, la cual puede aumentar las posibilidades de que la descendencia sea afectada por rasgos recesivos o deletéreos, esto generalmente ocasiona una disminución de la eficacia biológica de una población.

Deriva Genética: Es el cambio en la frecuencia alélica de las especies como efecto estocástico del muestreo aleatorio en la reproducción y la pérdida de alelos por azar. Los cambios por deriva genética no son consecuencia de la selección natural y pueden ser beneficiosos, neutrales o negativos para la reproducción y supervivencia. En resumen, la deriva genética se refiere a la fijación o pérdida de alelos debida a la variación aleatoria de las frecuencias alélicas que se produce cuando el número de progenitores o madres en una población es bajo.

Mutaciones: Son la principal fuente de variabilidad genética. Puede dar lugar a varios tipos de cambios en el ADN y tener efecto negativo, positivo o neutro. Las mutaciones pueden implicar grandes secciones de ADN que, mediante procesos de recombinación, se eliminen o dupliquen. Otra posibilidad son las mutaciones puntuales que insertan o eliminan nucleótidos sueltos o pequeñas secuencias.

Flujo Genético: Es la transferencia de alelos de genes de una población a otra. Usualmente ocurre entre individuos de una misma especie, pero también entre especies distintas, en este último caso da lugar a la formación de híbridos, normalmente estériles en *Nothofagu*s. Al proceso de flujo genético entre especies se le denomina transferencia horizontal.

Plasticidad Fenotípica: Es la capacidad que muestran algunos genotipos de alterar en forma significativa su expresión en respuesta a determinados factores ambientales, produciendo una serie de fenotipos diferentes. Un genotipo es plástico cuando puede alterar su expresión en respuesta a determinados factores ambientales. Sin embargo, la plasticidad fenotípica es una propiedad específica de caracteres individuales en relación a influencias ambientales determinadas, ella se manifiesta en rasgos concretos y en respuesta a estímulos ambientales específicos (Bradshaw, 1965).

MMA (2007) de España, establece que los factores demográficos, y muy especialmente el tamaño efectivo poblacional (cantidad de individuos no emparentados), condicionan también la distribución de la diversidad genética dentro y entre poblaciones, principalmente mediante dos efectos; el nivel de endogamia y la deriva genética.

En especies arbóreas de zonas templadas, donde los niveles de autofecundación son generalmente bajos, la endogamia poblacional se produce principalmente por el cruzamiento entre individuos emparentados. Este efecto puede verse potenciado en especies arbóreas y arbustivas, donde hay traslape de generaciones en edad reproductiva, lo que permite el apareamiento de individuos con sus descendientes.

La endogamia puede manifestarse como una depresión en el crecimiento y supervivencia debida a la acumulación de mutaciones deletéreas, y tiene especial importancia en poblaciones pequeñas y aisladas, donde los niveles de autofecundación son más elevados, incluso en poblaciones alógamas como las de *Nothofagus*.

Chile posee una cantidad importante de especies endémicas. El alto grado de aislamiento y las limitaciones a la migración en respuesta a cambios climáticos, hace que las poblaciones pequeñas y aisladas conformen un sistema delicado, donde la reducción del tamaño efectivo poblacional puede causar la pérdida del potencial adaptativo de las especies forestales que las habitan, muy particularmente en aquellas especies menores con baja capacidad de dispersión y elevada depresión por endogamia.

RESTAURACION FORESTAL DE ESPECIES NATIVAS MEDIANTE EL ACERVO GENETICO DE RESTAURACION

Jones (2003), fue uno de los primeros investigadores en establecer las *consideraciones genéticas* en los planes de restauración, las que luego plasmó en un diagrama de flujo para la toma de decisiones (Jones y Monaco, 2007). Este diagrama (Figura N° 5) se basa en principios de genética poblacional (MMA, 2007), y orientan la selección más adecuada de asociaciones de especies.

Entonces, sobre la base del diagrama de flujo de Jones y Monaco (2007), se establece un simple modelo de plantación (forestación o reforestación) en el contexto de la rehabilitación o restauración forestal y que abarca casi todos los escenarios que el restaurador forestal requiere abordar. En este contexto se seguirá usando el vocablo restauración, pero en su sentido amplio de recuperación de cubierta forestal.

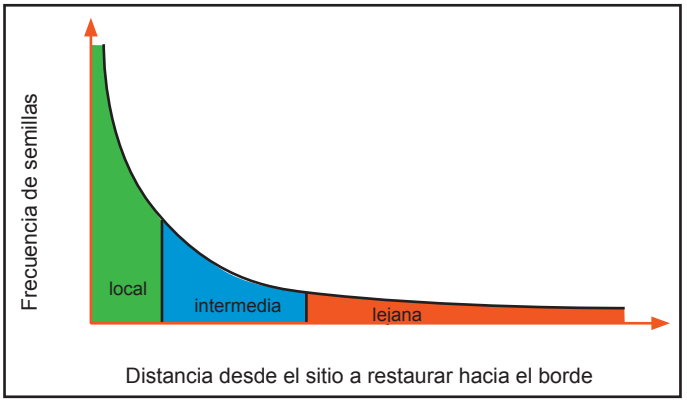
Acervos Primarios, Secundarios Terciarios y Cuaternarios

El concepto de "*acervo genético de restauración*" (AGR) hace referencia al material que se usa para restaurar un sitio alterado y conducirlo nuevamente a la situación "ideal u original o posible" que hubiese tenido si no hubieran actuado sobre él los factores que lo han degradado o alterado. Para este efecto Jones (2003) y Jones y Mónaco (2007) definen y proponen cuatro tipos de acervos genéticos de restauración dependiendo de su proximidad con la población objetivo desde el más parecido o material local, al que denominan primario, hasta el más distante que denominan cuaternario. La proximidad o similitud puede ser abordada directamente mediante la identidad genética[49], o en muchas ocasiones esta puede ser complementada con el estudio del ecosistema de referencia. Al respecto es de destacar que el material vegetal con la mayor identidad genética, es decir el acervo primario de restauración, podría no ser finalmente el exitoso, y puede ser necesario sustituirlo por materiales de acervos secundario o de orden mayor.

En el mismo sentido Jones y Monaco (2007) indican que *maximizar la identidad genética entre la población objetivo y el material de restauración no necesariamente maximizará la adaptación genética*. En efecto, se ha observado que material no relacionado con la población objetivo, incluso de hemisferios diferentes, puede presentar genes superiores para adaptarse al sitio alterado. A este material se le objeta que no es nativo o local, pero eso es un tema de identidad genética más que de adaptación genética.

49 Identidad genética entre dos poblaciones, se mide en una escala de 0 a 1 (Nei, 1972). Si la identidad genética de la población X e Y es 1, luego ellos tienen alelos y frecuencias idénticas. Si la identidad genética es 0, ellos no tienen alelos comunes en algún locus, esto implica que la población X tiene uno o más alelos distintos en cada locus, todos son diferentes de los alelos en la población Y, en cada locus.

Aunque en teoría se puede preferir material de restauración de alta identidad genética con la población objetivo, en la práctica el uso de este material puede ser problemático. El concepto de AGR, que involucra la adaptación ecológica y la variación genética, proporciona un marco de trabajo para encontrar el material vegetal más apropiado para así abordar exitosamente un proyecto de restauración. Una mezcla de acervos de restauración de distinto orden a menudo ha demostrado ser la opción más práctica, lo que es sugerido por Lowe (2010), tal como se muestra en la Figura N° 4.



(Fuente: Lowe, 2010)

Figura N° 4
COMPOSICIÓN DE UN LOTE MIXTO DE SEMILLAS DE PROCEDENCIAS MEZCLADAS EN FUNCIÓN DE SU DISTANCIA RESPECTO AL SITIO DE RESTAURACIÓN (AGR 1ªA + AGR 1ªB +AGR 2ªB)

- Acervo Genético de Restauración Primario

La identidad del acervo genético de restauración (AGR) primario es alta con respecto a la población objetivo. Su estructura genética posee los niveles originales de heterocigocidad y heterogeneidad. Retiene también todos los biotipos o subpoblaciones genéticamente controladas con diferente forma o función que pueden haber estado presentes en la población original. Incluye solo material de la población objetivo y de aquellas más próximas que estén conectadas mediante flujo de genes. En síntesis, el AGR primario consiste de la misma población objetivo. Es el material que se prefiere para hacer restauración cuando se puede disponer de él y cuando la función ecológica de la población objetivo no ha sido tan radicalmente alterada como para que tal material ya no esté adaptado a ella.

- Acervo Genético de Restauración Secundario

A menudo no es posible usar material con un acervo primario, debido básicamente a la ausencia de este material (no hay semillas) o a que posee una

muy pobre adaptación al ambiente alterado. En estos casos se considera el uso del AGR secundario. La identidad genética del AGR secundario es menor que la del primario debido a que proviene de materiales colectados en diversos sitios que no están conectados por medio de flujo génico con la población objetivo. A pesar de su baja identidad genética, el AGR secundario puede de todas formas estar tan bien o mejor adaptado a las condiciones del sitio objetivo. Por otra parte, puede ocurrir depresión exogámica[50] como resultado de los cruces entre material local con otro no local.

El uso del AGR secundario es particularmente apropiado cuando las especies de la población objetivo presentan variación espacial continua (clinal) y resulta menos adecuado cuando la variación es ecotípica.

El uso del AGR secundario es más adecuado que el AGR primario cuando los disturbios en el sitio a restaurar han sido de una intensidad tal, que el material local ya ha dejado de estar adaptado a ese sitio.

- Acervo Genético de Restauración Terciario

Debido a que el AGR terciario consiste en taxones que, si bien están estrechamente relacionados con los de la población objetivo, están separados de ella por barreras genéticas o mecanismos de aislamiento efectivos que impiden el flujo génico. Por lo mismo, su identidad genética es considerablemente menor que los AGR primarios o secundarios.

Cuando la eficacia de los *taxa* propios del sitio objetivo es incierta, es apropiado usar el AGR terciario, el cual corresponde a especies o grupos taxonómicos relacionados con los del sitio objetivo, o híbridos entre aquellos y estos. Esto es recomendado cuando el sitio ha sufrido disturbios tan intensos, que hasta su función ecosistémica se ha alterado.

- Acervo Genético de Restauración Cuaternario

Este acervo posee la menor similitud o identidad genética con la población objetivo, pero como contrapartida posee la mayor posibilidad de adaptación. Su atractivo radica en la capacidad para tolerar o reparar un ecosistema cuya estructura y funcionamiento se han alterado drásticamente.

EL AGR cuaternario juega su rol cuando no es posible disponer de los acervos de orden menor. Considera especies o grupos taxonómicos que puedan cumplir

50 Este fenómeno se produce cuando se reintroducen varias subpoblaciones provenientes de distintas poblaciones de progenitores, normalmente procedencias distintas. Esto conlleva una reducción en la fertilidad y/o viabilidad de los híbridos y sus descendientes. Este fenómeno conocido como *depresión exogámica*, se debe a la expresión de genes recesivos que se encuentran combinadamente en las poblaciones de progenitores.

papeles similares en la estructura y función ecosistémica que aquellos desempeñados por las especies de la población objetivo.

En este aspecto puede incluso ser más robusto, lo que significa que es más capaz de tolerar los estreses ambientales derivado de las alteraciones que afectan a la población objetivo.

La idea subyacente en el AGR cuaternario no es que se favorezca la adaptación por sobre la identidad genética, sino que cuando por alguna razón no se dispone de material con identidad genética para enfrentar desafíos de restauración, entonces se privilegia el uso de material con mayor potencial de adaptación. En este ámbito caen normalmente las especies pioneras conocidas como nodrizas.

Cuadro N° 1
IDENTIDAD, ADAPTACIÓN Y VARIABILIDAD GENÉTICA DE LOS DISTINTOS ACERVOS GENÉTICOS DE RESTAURACIÓN

Acervos Genéticos de Restauración (AGR)	Identidad o Similitud Genética con Población Objetivo	Posibilidad o Potencial de Adaptabilidad Ecológica	Variabilidad Genética
Primario	Alta - Muy Alta	Alta	Baja - Moderada
Secundario	Baja - Moderada	Moderada	Variable
Terciario	Muy Baja	Baja	Variable
Cuaternario	Nula	Muy Alta	Variable

(Fuente: Jones y Monaco, 2007)

En esta aproximación, cuando el ecosistema del sitio a restaurar ha sido irreversible o significativamente alterado en su estructura o funcionalidad, la selección y adaptación del material vegetal se desacopla de la identidad genética. Es decir, no siempre las especies con la mayor identidad genética serán exitosas en dicho sitio, por lo tanto, muchas veces tendrán que ser sustituidas por acervo genéticos de orden superior.

La decisión sobre qué restaurar siempre corresponde al propietario del sitio o localidad, en este sentido para ajustarse al objetivo de la restauración es conveniente considerar la asociación o tipología forestal a la cual pertenece la especie o la comunidad a restaurar.

El concepto de identidad genética establecido Jones (2003), puede ser complementado o sustituido mediante el estudio de Ecosistemas de Referencias que poseen una composición florística determinada (abundancia y dominancia) y su desarrollo en áreas ecológicamente homogéneas, las denominadas Estaciones Forestales, que son obtenidas mediante la tipificación del bosque nativo basada en elementos fitoecológicos (Navarro *et al*., 2014) o en listas de especies basadas en alianzas funcionales entre ellas (Brown, 2004).

En este sentido, el estudio de los ecosistemas de referencia permite aproximarse de una forma objetiva al tipo de acervo, básicamente primario y secundario, y que puede ser utilizado para cumplir el objetivo de la restauración.

El concepto de AGR también permite establecer el marco conceptual para plantar clones o algunas familias de especies nativas, especies introducidas no invasivas y nodrizas, cuando no es factible utilizar material nativo de acervos primarios y/o secundarios, pero este tema escapa al objetivo del presente trabajo. No obstante, cuando existe el convencimiento que la identidad genética es la principal consideración que se desea mantener en el plan de restauración, fundamentalmente por la mayor eficacia biológica de dicho germoplasma, es el acervo genético primario y/o secundario el que debe ser considerado como esencial para el éxito del proyecto.

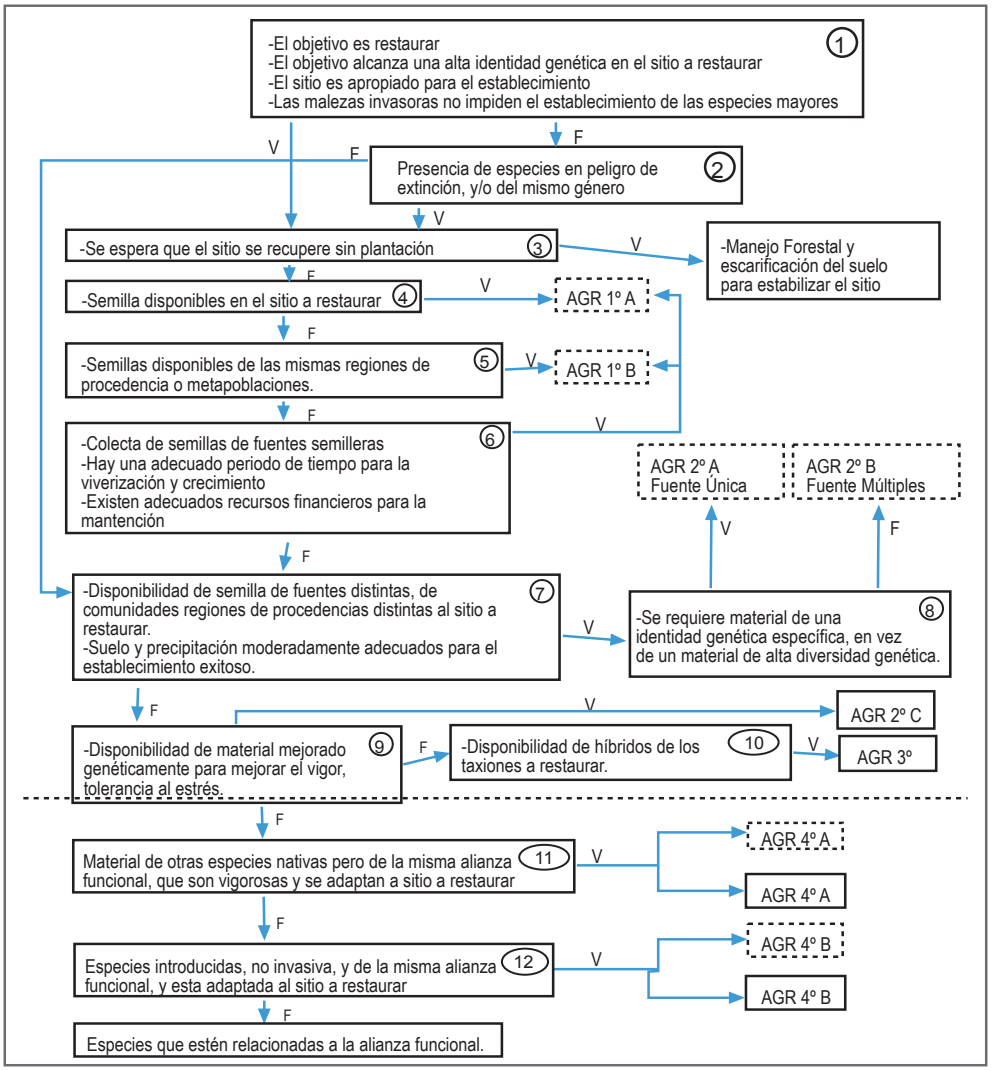
Jones y Monaco (2007) establecieron un diagrama de flujo (Figura N° 5) para la toma de decisiones sobre cómo se prioriza los cuatro acervos genéticos. Para los objetivos de restauración con especies nativas con alta identidad genética se ha considerado básicamente los dos primeros acervos, el primario y el secundario, cada uno con varias opciones. La herramienta se usa en forma de etapas sucesivas, el diagrama bosqueja una aproximación objetiva para responder a la pregunta subjetiva ¿Cuál es el material que deberá utilizarse en una restauración ecológica?, y por lo tanto qué tipo de acervo genético será utilizado.

El diagrama está compuesto por cajas, que son puntos de decisión, donde existen varias sentencias que pueden ser verdaderas (V) o falsas (F), lo que va conduciendo a uno de los acervos genéticos o a sus opciones especiales. En la caja 1 de la Figura N° 5, hay cuatro sentencias, las dos primeras son para juzgar si los objetivos del proyecto son consistentes con las metas de la restauración con germoplasma nativo. Las dos últimas son para verificar si las condiciones del sitio son apropiadas como para tener éxito en el establecimiento. Si las cuatro sentencias son verdaderas, la caja 3 conduce a que el bosque se puede recuperar solo mediante manejo forestal y algunas intervenciones menores, tales como la escarificación del suelo para promover una buena cama de semillas.

Ahora, si no es posible la recuperación natural del bosque, la semilla debe ser obtenida por el proyecto de restauración. Esto lleva a la caja 4, donde la disponibilidad de semilla en el área a restaurar o su vecindad conduce a utilizar el AGR primario, opción A. Si la cantidad de familias es insuficiente, los mapas de procedencias serán el apoyo insustituible (caja 5) para elegir metapoblaciones[51], situaciones con una alta identidad genética, pero de lugares más alejados del área a restaurar (AGR primario, opción B).

51 Las metapoblaciones se definen como un grupo de poblaciones conectado por inmigrantes o emigrante (Levins, 1966). Corresponden a subpoblaciones dentro de una procedencia, donde la conexión genética entre subpoblaciones se realiza a través del flujo genético (movimiento de polen y dispersión de semilla.

Esta es una de las situaciones más comunes para abordar el proceso de restauración con base genética. En forma alternativa, este punto se puede tercerizar o subcontratar (caja 6). Si en la caja 1, alguna sentencia es falsa se puede ir directamente a la caja 7, saltándose la restauración del acervo genético primario. Sin embargo, existe una excepción cuando se trata de especies en peligro de extinción (caja 2) donde debe darse especial atención a la restauración de acervo primario, a pesar que algunas de las sentencias de la caja 1 puedan ser falsas.



(Fuente: Modificado de Jones y Monaco, 2007)

Figura N° 5
DIAGRAMA DE FLUJO PARA LA TOMA DE DECISIONES
SOBRE COMO USAR EL CONCEPTO DE ACERVO GENETICO DE RESTAURACIÓN (AGR)

Si la sentencia en una caja es verdadera, se escoge V, y si es falsa se escoge F. El acervo genético primario puede tener una opción A o una opción B. Lo mismo ocurre para el acervo genético secundario, que tiene opciones A, B y C. Es importante considerar que el nivel de degradación del suelo y el estrés hídrico juegan un papel importante en el éxito del establecimiento, por lo tanto, una respuesta falsa de la caja 7, conduce a una opción de germoplasma genético terciario.

Ahora, si la respuesta de la caja 7 es verdadera, la restauración tiene que realizarse con un acervo genético secundario, aquí se puede optar en la caja 8, por privilegiar la identidad genética (AGR 2°A) o la diversidad genética (AGR 2°B), esta última implica fuentes semilleras múltiples. En la caja 9, si existe material genético para mejorar el vigor o la tolerancia al estrés, la selección artificial (AGR 2°C) es necesaria para el éxito de la restauración.

El proceso y los escenarios pueden cambiar drásticamente, pero escapan al objetivo del presente capitulo que es dar opciones de restauración con recursos nativos, intentando preservar o mantener la identidad genética del recurso nativo.

Además, este modelo permite diseñar mezclas de semillas a la carta, dada las restricciones que impone el cambio climático global. De acuerdo a Lowe (2010) se debe colectar una proporción mayor de semilla y/o madres en las denominadas poblaciones locales (60%), y luego las poblaciones intermedias (30%) y las lejanas (10%). Estas poblaciones o procedencias mezcladas (Figura N° 4) maximizan la variabilidad genética cuando se plantan en el punto X (sitio a recuperar), asegurando así la identidad genética, la sustentabilidad del recurso recuperado y permitiendo que en el futuro la regeneración natural pueda perpetuar el bosque. Si no se siguen estas recomendaciones es probable que la restauración sea un fracaso, tal como ha sido establecido por Bozzano *et al*. (2014).

Para la restauración de un sitio X mediante el acervo genético primario, es fundamental entender el proceso de colecta de germoplasma (Figura N° 4), cuantos metros o kilómetros el colector se puede alejar del sitio X, manteniendo la identidad genética de una especie, y como se conforman las mezclas de semilla para aumentar las posibilidades de éxito de la restauración. Este análisis debe ser llevado para cada especie considerada en el plan o proyecto de restauración. La conectividad genética, es dada fundamentalmente por el flujo genético (semilla y/o transferencia de polen).

El área de colecta es mayor, cuando hay más conexión. La conexión genética es mayor en especies de polinización anemófila y menor en especies de polinización entomófila. Si no existe conexión genética hay que analizar y visualizar la historia de la desconexión y ver los mapas de procedencia (Vergara *et al*., 1998) para el caso de *Nothofagus* y para propósitos multifuncionales (Quiroz y Gutiérrez, 2014), y en el mejor de los casos disponer de información molecular (Vergara, 2011). Las desconexiones pueden ser provocadas por fragmentación de las poblaciones, en ese caso el tamaño

poblacional es muy importante, ya que las poblaciones pequeñas pueden aumentar la tasa de endogamia, luego se compromete la variabilidad de las poblaciones.

Dentro de una población, el grado de estructura genética está fuertemente condicionado por la biología reproductiva de la especie. Así, una dispersión reducida de la semilla a partir de la planta madre puede causar la existencia de grupos familiares y, por tanto, una mayor similitud genética entre individuos más próximos, esto último es común en los *Nothofagus*, pero en condiciones naturales de bosques no alterados o no degradados esta nueva cohorte está asociado a una alta competencia, luego los sobrevivientes presentan una mayor eficacia biológica.

CONCLUSIONES

La incorporación de consideraciones genéticas en el arte de la restauración ecológica de bosques nativos aumentará la probabilidad de éxito del sistema restaurado.

Para una restauración exitosa se deben tener en cuenta los conceptos de identidad, diversidad genética, de ecosistema de referencia y de adaptación de las procedencias al sitio de establecimiento.

En la práctica esto significa prestar especial atención básicamente al abastecimiento del material de reproducción que se usará para restaurar.

Ignorar estos elementos incidirá en que las unidades restauradas no sean sustentables en el largo plazo debido a una limitada capacidad para adaptarse a los cambios ambientales.

REFERENCIAS

Bozzano, M.; Jalonen, R.; Thomas, E.; Boshier, D.; Gallo, L.; Cavers, S.; Bordács, S.; Smith, P. and Loo, J., (Eds.), 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. State of the World's Forest Genetic Resources –Thematic Study. Rome, FAO and Bioversity International. 281 p

Bradshaw, A., 1865. Evolutionary significance of phenotypic plasticity in plants. Advance in Genetic 13:115-155.

Brown, 2004. Are functional guilds more realistic management units than individual species for restoration? Weed Technology 18:1556-1571.

Falk, D.; Knapp, E.; and Guerrant, E., 2001. An introduction to restoration genetics. Plant Conservation Alliance, Bureau of Land Management, US Department of Interior. U.S. Environmental Protection Agency. 30 p.

Finkeldey, R. y Hattemer, H.H., 2007. Tropical Forest Genetics. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 315 pp. doi:10.1007/978-3-540-37398-8

Ipinza, R. y Gutiérrez, B., 2014. Consideraciones genéticas para la restauración ecológica. Ciencia e Investigación Forestal 20(2): 51-72.

Ipinza, Roberto; Barros, Santiago; De la Maza, Carmen Luz; Jofré, Paola y Gonzalez, Jorge, 2021. Bosques y Biodiversidad. En. Revista Ciencia e Investigación Forestal Vol. 27 N° 1. abril 2021. Instituto Forestal Chile. Disponible en: https://www.infor.cl/index.php/?option=com_infor&view=cifor

Jones, T., 2003. The Restoration Gene Pool Concept: Beyond the Native Versus Non-Native Debate. Restoration Ecology Vol. 11 N° 3, pp. 281-290.

Jones, T. y Monaco, T. A., 2007. Restoration Practitioner´s Guide to the Restoration Gene Pool Concept. Ecological Restoration 25:1. March 2007 pp. 12-19.

Krishnan, S.; Ranker, T. A.; Davis, A. P. and Rakotomalala, J., 2013. The study of genetic diversity patterns of *Coffea commersoniana*, an endangered Coffee species from Madagascar: A model for conservation of other littoral forest species. Tree Genet. Genomes 9, 179–187.

Levins, R., 1966. Strategy of model building in population biology. American Scientist 54:421-431.

Lowe, A. J., 2010. Composite provenancing of seed for restoration: progressing the 'local is best' paradigm for seed sourcing. The State of Australia's Birds 2009: restoring woodland habitats for birds. Compiled by David Paton and James O'Conner. Supplement to Wingspan 20(1) March.

Lynch, M. and Walsh, B.D., 1998. Genetics and analysis of quantitative traits. Sunderland, MA: Sinauer Associates.

MMA, 2007. Documento técnico para la elaboración de la estrategia española para la conservación y el uso sostenible de los recursos genéticos forestales. Comité Nacional de Mejora y Conservación de Recursos Genéticos Forestales. Ministerio de Medio Ambiente. 138 p.

MMA, 2019. Sexto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile, 220 pp.

Navarro, C.; Huaunstein, E.; Pinares, J.; Esse, C. y Cabello, J., 2014. Guía de reconocimiento de Estaciones Forestales de la Región de la Araucanía. Proyecto Innova 11BPC-10164. Implementación de una metodología de tipificación de bosque nativo para la aplicación de la ley 20.283 sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal. CORFO, Universidad Católica de Temuco, CONAF. 89 p.

Nei, M., 1972. Genetic distance between populations. American Naturalist 106:283-292.

Quiroz, I. y Gutiérrez, B., 2014. Propuesta de reglamento para semillas y plantas forestales. INFOR-SAG-INNOVA Chile. ISBN 978-956-318-096-1. Concepción, Chile. 74 p.

SER, 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Society for Ecological Restoration International. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. En: http://www.ser.org (consulta octubre, 2014).

Thomas, E.; Jalonen, R.; Loo, J.; Boshier, D.; Gallo, L.; Cavers, S.; Bordács, S.; Smith, P. and Bozzano, M., 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. Forest Ecology and Management 333 (2014): 66–75.

Thompson, I.; Mackey, B.; McNulty, S. and Mosseler, A., 2010. A synthesis on the biodiversity-resilience relationships in forest ecosystems. In: Koizumi T, Okabe K, Thompson, I., Sugimura, K., Toma, T., Fujita, K. (Eds.). The Role of Forest Biodiversity in the Sustainable Use of Ecosystem Goods and Services in Agro-Forestry, Fisheries, and Forestry. Forestry and Forest Products Research Institute, Ibaraki, Japan, pp. 9–19.

Vergara, R.; Ipinza, R.; Donoso, C. y Grosse, H., 1998. Definición de zonas de procedencias de roble y raulí. Estado de Avance. En: Primer Congreso Latinoamericano IUFRO "El Manejo Sustentable de los Recursos Forestales: Desafío del Siglo XXI". Valdivia, 22 al 28 de noviembre de 1998.

Vergara, R., 2011. Neutral and Adaptative Genetic Structure of South America Species of *Nothofagus* subgenus *Lophozonia*. Natural History, Conservation, and Tree Improvement Implication. A Dissertation Presented to the Graduated School of the University of Florida in Partial Fulfillment of the Requirement for the Degree of Doctor of Philosophy. University of Florida.

Wuethrich, B., 2007. Biodiversity. Reconstructing Brazil's Atlantic Rainforest. Science 315, 1070–1072.

(Foto: S. Barros)

CAPÍTULO 4
DIVERSIDAD GENÉTICA NEUTRAL Y ADAPTATIVA. ESTUDIOS EN CHILE

Jorge González[52]

RESUMEN

La diversidad genética representa el nivel primario de biodiversidad y es donde se genera la mayor variación, lo que permite a las poblaciones evolucionar y adaptarse a su ambiente. Sin diversidad genética, una especie no puede evolucionar y adaptarse a los cambios ambientales, experimentando una posibilidad mayor de extinción.

Conceptualmente la diversidad genética se puede dividir en dos componentes complementarios, pero desconectados, que deben evaluarse por separado y de manera diferente; la diversidad genética neutral y la diversidad genética adaptativa.

Este capítulo tiene como objetivo explicar la diversidad genética desde el sentido simple y práctico, repasando su interpretación y aplicación, sin detallar los procedimientos de campo y laboratorio los cuales son extensos y ya han sido objeto de otras revisiones.

Por último, se entrega una breve revisión de los estudios moleculares donde se han estimado las medidas de diversidad genética en poblaciones de especies nativas, resaltando el potencial de la información genética en la generación de iniciativas de rehabilitación y/o restauración de ecosistemas forestales, conservación de germoplasma y mejoramiento genético.

INTRODUCCIÓN

La Biodiversidad, 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 (Noss, 1990). 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

52 Ingeniero en Biotecnología Vegetal, jgonzalez@infor.cl. Línea de Conservación y Mejoramiento Genético, Instituto Forestal. Concepción.

patrones globales de biodiversidad, para los cuales se desconocen los mecanismos causales y que demandan explicaciones del nivel genético (Gaston, 2000; Gaggiotti *et al*., 2018; González *et al*., 2019), 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 han 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 mismo, los genes son 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, las cuales en conjunto con otros factores, tales como el sistema reproductivo, los procesos que moldean las frecuencias alélicas, afectan los niveles de variación y estructura genética de las poblaciones, y por ende la evolución de estas (Hedrick, 1999; Eriksson *et al*., 2002; Eckert *et al*., 2008).

Sin diversidad genética, una especie no puede evolucionar y adaptarse a los cambios ambientales, experimentando así una mayor posibilidad 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 hacia 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 eficacia 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, 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 Peñuelas, 2005; Jump *et al*., 2009; Kirk y Freeland, 2011).

Conceptualmente, 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. La primera es

la diversidad genética neutral, resultante de los efectos de las fuerzas evolutivas neutrales, como la deriva genética, la mutación, o la migración. La segunda 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.

DIVERSIDAD GENÉTICA NEUTRAL

El término neutral se refiere a *loci* que no tienen expresión sobre el fenotipo, es decir, asumiendo un individuo de una especie diploide, para un locus dado existen 2 alelos, llamados A_1 y A_2, por consiguiente 3 genotipos resultantes, denominados los homocigotos A_1A_1 y A_2A_2, y el heterocigoto A_1A_2, estos no se expresan en un fenotipo distinto. Como las fuerzas de selección actúan sobre los fenotipos y producen por esta vía el cambio de frecuencia de los genotipos, si los fenotipos se mantienen inalterados (idéntico para todos los alelos), entonces esos genes resultan neutros frente a la selección (Mario Juan Pastorino. 2019, comunicación personal).

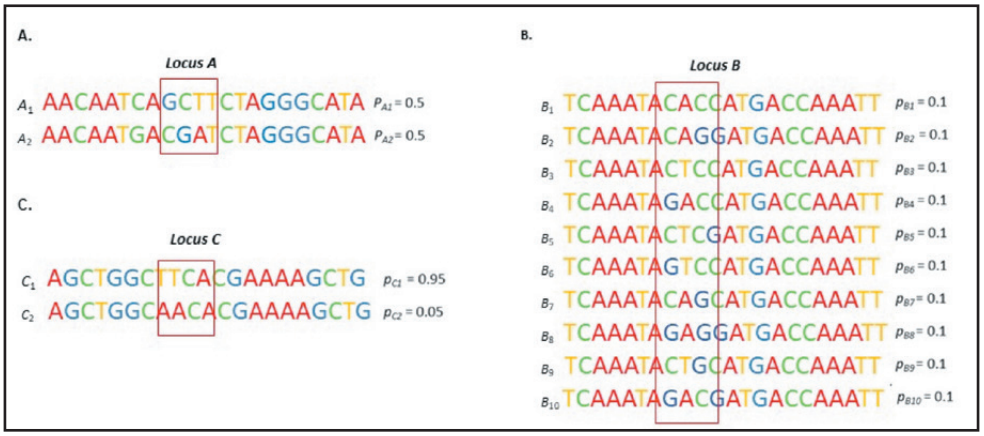
La diversidad genética neutral, ha sido tempranamente investigada (Petit *et al*., 1998; Luikart *et al*., 2003; Hoffmann y Willi, 2008). Esta información ha resultado muy útil para proporcionar estimaciones de como los procesos demográficos aleatorios (tales como la deriva y flujo genético) afectan 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. Aunque la correlación entre la heterocigosidad y eficacia biológica es ampliamente aceptada como evidencia de depresión endogámica (Szulkin *et al*., 2010), algunos expertos sostienen 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 heterocigocidad a partir de un pequeño número de *loci*, y, en segundo lugar, 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).

Variación Genética Intraespecífica

Las actuales herramientas moleculares, permiten detectar gran cantidad de variantes alélicas en *loci* neutros con una amplia cobertura en el genoma, lo que se traduce en una gran cantidad de información con la cual se pueden estimar diferentes medidas de multiplicidad y diversidad genéticas intrapoblacional.

La correcta elección de las medidas para determinar la variación genética intraespecífica, ya sea de multiplicidad genética y/o diversidad genética, requiere

el reconocimiento de los conceptos esenciales y las diferencias entre las medidas disponibles, porque los resultados finales pueden depender de las decisiones que tomen los investigadores. A continuación, se discuten algunos problemas específicos sobre la aplicación de medidas, las fórmulas de cálculo pueden ser consultadas en el Capítulo 3, del presente libro.



(A) 1 Locus con dos alelos A_1 y A_2, cada uno con una frecuencia P = 0.5. (B) 1 Locus con 10 alelos B_1, B_2, …, B_{10}, cada uno con una frecuencia DE p = 0.1. (C) 1 Locus con dos alelos C_1 y C_2 con frecuencias de P = 0.95 Y P = 0.05, respectivamente.

FIGURA N° 1
LOCI COMPUESTO POR 3 LOCUS UTILIZANDO SECUENCIAS DE ADN

La proporción de loci polimórficos (*PPL*) y número de alelos por locus, corresponden a medida de multiplicidad genética. Utilizando el ejemplo de la Figura N° 1, todos los locus serian polimórficos bajo un criterio[53], de ≤ 95% por lo que *PPL* no revela la diversidad genética subyacente para estos alelos en sus respectivos locus. Por otra parte, al usar el número de alelos por locus, el locus B (Figura N° 1) mostraría una mayor variación genética, lo que indica que esta medida, proporciona un mayor grado de discriminación de los niveles de polimorfismo que *PPL*. Sin embargo, aún tiene sus limitaciones, por ejemplo, considerando el locus A y locus C (Figura N° 1), una vez más, ambos locus son polimórficos, bajo la medida del número de alelos por locus, aun cuando sus frecuencias son diferentes, por lo tanto, esta medida tampoco revela la variación genética subyacente.

La medida de diversidad genética más utilizada para evaluar la variación genética intraespecífica, dada su mayor sensibilidad, es la Heterocigosidad

53 Algunos autores consideran un locus como polimórfico solo si la frecuencia del alelo más frecuente es inferior al 95% (o 99%). Otros autores consideran un locus como polimórfico si se presenta al menos en dos tipos, independientemente de sus frecuencias.

esperada (H_e) y observada (H_0). Debe tenerse en cuenta que al definir la H_e en términos de pares de genes obtenidos aleatoriamente, H_e puede incluso aplicarse a elementos genéticos haploides como el ADN mitocondrial, por cuanto considerando los avances en genotipificación se puede medir hasta a nivel de un nucleótido individual. Matemáticamente, tres cálculos son posibles, heterocigosidad para un locus con dos alelos (Figura N° 1 A), un locus *j* con *i* alelos (Figura N° 1 B) y promedio para varios *loci* (Holderegger *et al*., 2006).

La Heterocigosidad depende tanto del número como de las frecuencias de los alelos. Para revelar la variación genética subyacente de los locus A y C (Figura N° 1), el cálculo de la heterocigosidad sería de H_e =0.5 y H_e = 0.095, respectivamente. Lo que permite concluir que el locus A presenta una mayor variación genética según este criterio, aunque el número de alelos es 2 para ambos locus.

Como se señala, existen diferentes medidas estadísticas para estimar la variación genética intraespecífica 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 (Merilaè y Crnokrak, 2001; Lowe *et al*., 2004). La ventaja de la heterocigosidad es que es un valor acotado, varía de 0 a 1, puede aplicarse con todos los marcadores, ya sean codominantes o dominantes y se maximiza cuando hay muchos alelos cuyas frecuencias son iguales. Las consideraciones de usar este valor es que puede verse afectado por aquellos alelos presentes en frecuencias mayores, por lo que debe analizarse un mínimo de 30 *loci* en 20 individuos por población, para reducir el riesgo de sesgo estadístico.

Variación Genética Poblacional Interespecífica

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 el estadístico F de Wright (Wright, 1951).

El valor $F_{ST} = (H_T - H_S) / H_T$, donde H_T es la diversidad genética promedio calculada para todo el conjunto de datos de varias poblaciones ($n \geq 2$), y H_S es la media de la diversidad genética promedio calculada para cada una de estas poblaciones, proporciona una estimación de la cantidad de diversidad genética encontrada entre las poblaciones y se refiere a la divergencia o la estructura genéticas 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

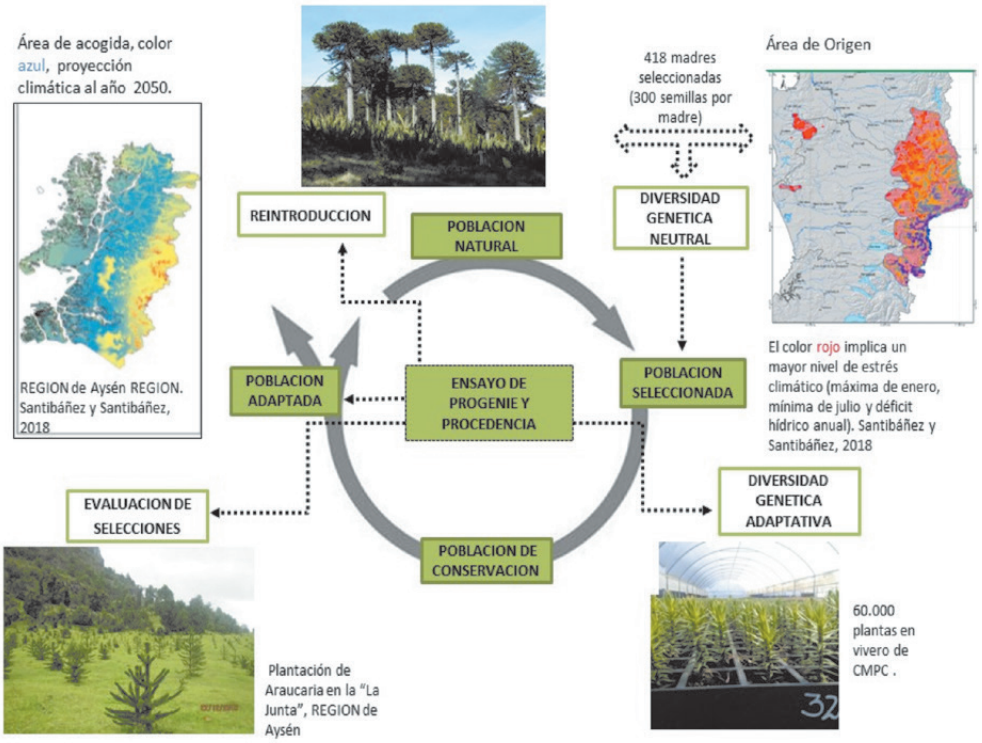
El término adaptativo se refiere a *loci*, que sí tienen expresión sobre el fenotipo, es decir, asumiendo un individuo de una especie diploide, para un locus dado existen 2 alelos, llamados A_1 y A_2, por consiguiente 3 genotipos resultantes, denominados los homocigotos A_1A_1 y A_2A_2, y el heterocigoto A_1A_2. Cada alelo del mismo gen produce un cambio en la apariencia del individuo que lo porta, si uno de estos fenotipos 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).

Los cambios pueden ser a nivel macroscópico (por ejemplo, un cambio morfológico) o a nivel micro (por ejemplo, un cambio fisiológico). Ese cambio de fenotipo es lo que vuelve al individuo susceptible de ser seleccionado. De este modo esos genes no resultan neutros frente a eventuales fuerzas de selección. Los caracteres que codifican esos genes son normalmente cuantitativos y potencialmente adaptativos. Es decir, no significa que esos caracteres conduzcan irremediablemente a un proceso de adaptación, sino que pueden hacerlo, dependiendo de que ocurran las fuerzas selectivas adecuadas a ese carácter.

Hasta ahora, la variación genética adaptativa 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), la idea central detrás de este 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 por mucho tiempo los estudios

de diversidad genética adaptativa estuvieron limitados a especies de interés económico para la agricultura y/o silvicultura (Jump *et al*., 2009). Sin embargo, 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. En este sentido la estrategia de migración asistida de *Araucaria araucana*, establecida por Ipinza (2018) pretende salvaguardar el potencial evolutivo de la especie ante la presión del cambio climático. Para ello utiliza ensayos de progenies y procedencias que se localizan dentro y fuera del área de distribución natural de la especie en Chile, para que de esta forma la variación genética adaptativa de variables tales como la supervivencia y rasgos de crecimiento, entre otras, se expresen y así poder seleccionar y utilizar el germoplasma de las araucarias sobrevivientes de estos ensayos para restaurar y/o rehabilitar áreas afectadas por el cambio climático (Figura N° 2). El cambio climático a su vez actúa como un factor de predisposición de plagas y enfermedades forestales (Figura N° 2).



(Fuente: Ipinza, 2018)

Figura N° 2
MODELO DE MIGRACIÓN ASISTIDA DE ARAUCARIA ARAUCANA

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:

$$h^2 = \frac{V_A}{V_P} \quad \text{(Ec 1)}$$

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 genética 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 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 (Ec. 1).

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):

$$Q_{ST} = \frac{V_G}{V_G + 2V_A} \quad \text{(Ec 2)}$$

Donde:
V_G es el componente de varianza entre poblaciones
V_A es ahora la varianza genética aditiva promedio dentro de las poblaciones.

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).

¿EXISTE 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 de 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.

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 enérgicamente 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).

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.

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 ésta 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 con 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) plantean 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 posee 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, la información de variantes genéticas permite 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 más longevas y de madurez reproductiva tardía, podrían estar en mayor riesgo debido a la menor rotación de individuos dentro de las poblaciones y a la diferencia temporal entre el establecimiento de individuos y su posterior reproducción, durante la cual las condiciones ambientales podrían haber cambiado drásticamente.

Por último, los enfoques modernos de genotipificación permiten la obtención de una gran cantidad de datos genéticos, incluso de variantes de una secuencia, también conocida como *Polimorfismo de nucleótido único* o SNP (del inglés, *Single Nucleotide Polymorphism*) con una alta cobertura y profundidad dentro del genoma (Baird *et al*., 2018, Andolfatto *et al*., 2011; Bamshad *et al*., 2011).

Estos enfoques pueden arrojar una estimación confiable de la h^2 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^2 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^2 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

La mayoría de las especies forestales exhiben altos niveles de diversidad genética como resultado de grandes tamaños de población efectivos, adaptación local y procesos evolutivos neutrales en entornos heterogéneos.

La conservación de su diversidad genética es fundamental para mantener el valor productivo de los ecosistemas forestales, de esta forma, asegurar sus múltiples funciones ambientales, sociales y económicas (Ipinza, 2012).

En Chile, los avances en la evaluación de la diversidad genética de las especies forestales es una práctica relativamente nueva, existe una pequeña cantidad de estudios en especies leñosas nativas, principalmente en la evaluación de la diversidad genética neutral y enfocados en algunas especies con problemas de conservación.

En el Cuadro N° 2 se muestra una breve revisión de casos donde se ha estimado la diversidad genética en especies nativas de Chile, excluyendo aquellos estudios efectuados con marcadores isoenzimáticos.

Se muestra la medida de diversidad genética "*He*", y para algunos estudios el índice de biodiversidad "*Shannon - Wiener (H)".*

Esto se explica debido a que en algunos trabajos adaptaron enfoques metodológicos del desarrollo empírico generado en la medida de diversidad de especies, para medir diversidad genética, sin embargo, su interpretación debe ser cuidadosa, la fórmula original ha sufrido varias modificaciones y no permite comparar entre especies y/o poblaciones, siendo *He* el índice más aceptado (Gaggiotti *et al*., 2018; Konopiński, 2020).

En aquellos artículos donde no se reportan las medidas de variación intraespecífica total *He* y *H*, se muestran las medias ponderadas según el n de cada población utilizada.

Se observa que las nuevas herramientas moleculares, como los SNP y AFLP, ofrecen una cobertura mayor de *loci* en el genoma, como es el caso de los estudios con la especie *Nothofagus dombeyi*, donde usando un enfoque de reducción del

genoma fue posible obtener 3.674 *loci* con marcadores tipo SNP (Hasbún *et al.*, 2016), y en la especie *Peumus boldus* donde usando AFLP fue posible obtener 629 *loci* (Hasbún *et al*., 2018), muy superior a los *loci* obtenidos con marcadores tipo RAPD y/o SSR.

Las especies *Araucaria araucana*, *Eucryphia cordifolia* y *Persea lingue* han sido evaluada a través del uso de SNP usando enfoques de reducción del genoma por la Línea de Investigación de Conservación y Mejoramiento Genético del Instituto Forestal (INFOR), los datos se encuentran en proceso de análisis y no se muestran en esta revisión (Ipinza, 2021, Comunicación personal).

La evaluación de la diversidad genética está limitada por la disponibilidad de recursos y presupuesto, sin embargo, es importante enfocarse en los aspectos de conservación, por ejemplo, ¿Cómo está representada la diversidad de un recurso genético en la naturaleza y en las colecciones?; en aspectos de mejoramiento de cultivos, como ¿Qué alelos son prioritarios para apoyar el mejoramiento de una especie?; o bien relacionadas con la evolución, ¿Se ha presentado introgresión entre las muestras poblacionales de diferentes orígenes?, y así entre otras.

En el caso de datos genéticos adaptativos, solo se mencionan los ensayos genéticos instalados por INFOR, 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*), coihue (*Nothofagus dombeyi*), roble (*Nothofagus oblicua*), laurel (*Laurelia sempervirens*), ulmo (*Eucryphia cordifolia*) y araucaria (*Araucaria araucana*), cuyos principales resultados fueron la habilitación ensayos de progenie y procedencia, abarcando las distribuciones naturales de estas especies y que permiten contar con alta variabilidad genética adaptativa en estos ensayos (Ipinza, 2012; Gutierrez *et al*., 2015).

La breve revisión de los estudios publicados sobre diversidad genética en especie leñosas nativas, permite visualizar que existe una carencia de estudios de genética adaptativa.

Existe, además, la necesidad de una estandarización de enfoques metodológicos, que permitan analizar e interpretar estos valores y dirigirlos a mejorar las iniciativas de restauración ecológica y/o rehabilitación de ecosistemas forestales, conservación de germoplasma y mejoramiento genético.

Cuadro N° 2
BREVE REVISIÓN DE ESTUDIOS REALIZADOS EN LA ESTIMACIÓN DE DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA GENÉTICA EN ESPECIES DEL BOSQUE NATIVO DE CHILE

Especie	Técnica Molecular	*K*	*N*	*Loci*	*He*	*S*	*Fst*	Referencias
Aextoxicon punctatum	RAPD	16	19	-	-	0.360	-	Nuñez y Armesto, 2006
	SSR	4	27	10	0.710 (± 0.00)	-	-	Nuñez *et al*., 2011
	AFLP	1	10	115	0.227 (± 0.00)	0.339 (± 0.00)	-	Torres-Díaz *et al*., 2013
	AFLP	1	20	-	0.255 (± 0.05)	0.362 (± 0.06)	-	Fuentes *et al*., 2017
	AFLP	4	18	156	0.249 (± 0.01)	0.390 (± 001)	0.240 (p < 0,05)	Fuentes, 2017
Araucaria araucana	RAPD	13	15	65	-	0.650 (± 0.00)[1]	-	Bekessy *et al*., 2002
	SSR	12	23	8	0.652 (± 0.02)	-	0.092 (p < 0.001)	Martin *et al*., 2014
Aristotelia chilensis	AFLP	1	10	107	0.286 (± 0.00)	0.419 (± 0.00)	-	Torres-Díaz *et al*., 2013
	ISSR	4	14	145	-	0.388 (± 0.02)[2]	-	Fredes *et al*., 2014
	ISSR	4	14	145	-	0.226 (± 0.02)[3]	-	Fredes *et al*., 2014
	AFLP	8	7	259	-	0.300 (± 0.01)	-	Salgado *et al*., 2017
Beilschmiedia berteroana	ISSR	7	26	147	0.220 (± 0.02)	0.366 (± 0.01)	-	Montenegro, 2010
Citronella mucronata	AFLP	1	10	200	0.202 (± 0.00)	0.320 (± 0.00)	-	Torres-Díaz *et al*., 2013
Cryptocarya alba	AFLP	1	10	157	0.225 (± 0.00)	0.349 (± 0.00)	-	Torres-Díaz *et al*., 2013
Fitzroya cupressoides	RAPD	12	7	54	-	0.547 (±0.05)	-	Allnutt *et al*., 1999
Geoffroea decorticans	ISSR	9	18	38	0.216 (± 0.00)	-	-	Contreras *et al*., 2018
	RAPD	9	18	142	0.216 (± 0.00)	-	-	Contreras *et al*., 2018
	SSR	8	11	5	0.532 (± 0.00)	-	0.298 (p < 0.0001)	Conteras *et al*., 2019
Gevuina avellana	-	8	-	-	-	-	-	Bahamondes, 2009
	SSR	11	30	8	0.640 (± 0.00)	-	0.118 (p < 0,001)	Díaz, 2010
Gomortega keule	ISSR	1	9	-	-	-	-	Arias, 2000
	SSR	2	10	8	0.772 (± 0.00)	-	-	Lander *et al*., 2007
	ISSR	11	20	78	0.332 (± 0.00)	-	0.270 (p < 0,001)	García-Gonzáles *et al*., 2008
	AFLP	3	8	156	0,210 (± 0,01)	0,320 (±0,02)	0,267 (p < 0,05)	Delaveau *et al*., 2013
Luma apiculata	AFLP	1	10	218	0.211 (± 0.00)	0.336 (± 0.00)	-	Torres-Díaz *et al*., 2013
	AFLP	2	30	201	0,324 (± 0,008)[4]	0,481± 0,011)	0.1778	Sanhueza, 2014
	AFLP	1	19	-	0.194 (± 0.05)	0.321 (± 0.06)	-	Fuentes *et al*., 2017
	AFLP	4	17	148	0.180 (± 0.01)	0.292 (± 0.01)	0.213 (p < 0,05)	Fuentes 2017
Nothofagus alpina	RFLP	26	3	7	0.651 (±0.053)[5]	-	0.931 (p < 0,05)	Marchelli y Gallo, 2006
	RAPD	22	26	33	0.150 (± 0.00)	0.230 (± 0.00)	0.124 (p < 0.00001)	Carrasco *et al*., 2009
	SSR	12	16	7	0.662 (±0.059)	-	0.140 (p < 0,05)	Vergara *et al*., 2014
Nothofagus dombeyi	AFLP	6	5	177	0,268 (±0.032)	-	-	Hasbún *et al*., 2012
	SNP	17	5	3674	0.471 (±0.002)	-	0,1528 (p < 0,001)	Hasbún *et al*., 2016
Nothofagus glauca	SSR	8	16	7	0.500 (± 0.00)	-	0.074 (p < 0,05)	Vergara *et al*., 2014
Nothofagus obliqua	SSR	20	16	7	0.616 (± 0.09)	-	0.120 (p < 0,05)	Vergara *et al*., 2014
Peumus boldus	AFLP	1	16	296	0.201 (± 0.00)	0.323 (± 0.00)	-	Torres-Díaz *et al*., 2013
	AFLP	6	3	629	0,299 (± 0,008)	0,463 (± 0,01)	-	Hasbún *et al*., 2018
Pilgerodendron uviferum	RAPD	13	12	84		0.730 (± 0.08) [6]	0.158 (p < 0,05)	Allnutt *et al*., 2003
Pitavia punctata	AFLP	9	4	180	0,053 (± 0,004)	0,078 (± 0,01)	0,435 (p < 0,05)	Venegas, 2015
Prosopis chilensis	SSR	3	60	5	0,550 (± 0,166)	-	0.030 (p < 0,05)	Moncada *et al*., 2019

(continuación)

Prumnopitys andina	AFLP	3	-	-	0,011 (± 0.158)	0,016 (± 0.01)	0,608 (p <0,001)	Hernández, 2012
Quillaja saponaria	RFLP	82	-	-	0,290 (± 0,014)	-	0.170 (p < 0,05)	Magni, 2019
	SSR	11	1	12	0.562	-	-	Letelier *et al*., 2015
Rhaphithamnus spinosus	AFLP	1	10	117	0.267 (± 0.00)	0.396 (± 0.00)	-	Torres-Díaz *et al*. , 2013

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*). *K*= Número de Poblaciones, *N*= Promedio de Tamaño de la Muestra por Población, *LOCI*: Número de *Loci* Efectivamente Analizados (incluyendo monomórficos), HE: Heterocigosidad Esperada Promedio, S= Índice de Shannon-Weaver Promedio.

[1] Este valor se reporta considerando 4 poblaciones de Argentina; Curruhue (39°53'13'S', 71°25'16''O), Largo Pulmari (39°07'15''S, 71°06'06'O'), Primeros Pinos (38°52'51''S, 70°35'10''O), Caviahue (37°51'70''S, 71°04'19'O').
[2] Este valor se reporta para la población colectada en Talca (35° 26´S, 71° 11´O).
[3] Este valor se reporta para la población colectada en Pucón (39° 21´S, 71° 46´ O).
[4] Este valor se reporta para las poblaciones colectadas en Reserva Nacional Nonguén (36°53 '35' S, 72°58'42" O) y Sector San Fabián de Alico (36°33´ S, 71°33´" O).
[5] Este valor se reporta considerando 11 poblaciones Argentinas, Espejo chico (40°35'S 71°43'O), Península Raulí (40°21'S, 71° 32'O), Bandurrias (40° 09'S, 71°21'O), Quilanlahue-Chidiak (40° 08'S, 71° 29'O), Yuco-Quilaquina (40° 08'S, 71°35'O), Hua Hum (40°10'S, 71°40'O), L. Queñi (40°10'S, 71°46'O), Playa Bonita (40°01'S, 71°24'O), Puerto Canoas (39°47'S, 71°30'O), Paimún (39°45'S, 71°38'O) y Lanín (39°42'S, 71°34'O).
[6] Este valor se reporta considerando 3 poblaciones Argentinas Puerto Blest (41°02'28S, 71°48'11O), Laguna Hito, Lago Menéndez (42°39'76S, 71°46'86O) y Punta Bandera (Los Glaciares), (50°19'14S, 72°49'21O)

REFERENCIAS

Allnutt, T.; Newton, A.; Lara, A.; Premoli, A.; Armesto, J.; Vergara, R. and 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. and 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.; Erezyilmaz, D.; Hu, T.; Mast, J.; Sunayama-Morita, T. and Stern, D., 2011. Multiplexed shotgun genotyping for rapid and efficient genetic mapping. *Genome Research*, 21(4):610–617.

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.

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. and 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. and Shendure, J., 2011. Exome sequencing as a tool for mendelian disease gene discovery. *Nature Reviews | Genetics* 12(11): 745:755.

Bekessy, S.; Allnutt, T.; Premoli, A.; Lara, A.; Ennos, R.; Burgman, M.; Cortes, M. and Newton, A., 2002. Genetic variation in the vulnerable and endemic Monkey Puzzle tree, detected using RAPDs. *Heredity,* 88(4): 243-249.

Bonin, A.; Nicole, F.; Pompanon, F.; Miaud, C. and Taberlet, P., 2007. Population adaptive index: A new method to help measure intraspecific genetic diversity and prioritize populations for conservation. *Conservation Biology*, 21(3):697–708.

Carrasco, B.; Garnier, M.; Eaton, L.; Guevara, R. and Caru, M., 2009. Proximal causes of genetic variation between and within populations of Raulí (*Nothofagus nervosa*). *Ciencia e Investigación Agraria*, 36(2):229–238**.**

Conner, J. and Hartl, D., 2004. A Primer to ecological genetics. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.

Contreras, R.; Porcile, V. and Aguayo, F., 2018. Genetic diversity of *Geoffroea decorticans*, a native woody leguminous species from Atacama Desert in Chile. *Bosque*, 39(2): 321-332.

Contreras, R.; Porcile, V. and Aguayo, F., 2019. Microsatellites reveal a high genetic differentiation among native *Geoffroea decorticans* populations in Chilean Atacama Desert. *Boletín Sociedad Argentina de Botánica*, 54: 225-240.

Delaveau, C.; Fuentes-Arce, G.; Ruiz, E.; Hasbún, R.; Uribe, M. y 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 (2): 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 Magíster en Ciencias Vegetales Mención Fisiología Vegetal. Universidad Austral de Chile**.**

Donoso, C. y 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. and Lougheed, C., 2008. Genetic variation across species geographical ranges: the central–marginal hypothesis and beyond. *Molecular Ecology,* 17(5):1170–1188.

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

Fitzpatrick, M. and 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): 1-16.

Fredes, C.; Yousef, G.; Robert, P.; Grace, M.; Lila, M.; Gómez, M.**; Gebauer, M. and 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.

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

Fuentes, G., 2017. Potencial evolutivo en cuatro relictos de vegetación nativa de la cordillera de la costa de la Región del Bio Bio, Chile. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas, Área Botánica, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción.

Gaggiotti, O.; Chao, A.; Peres-Neto, P.; Chiu, C. H.; Edwards, C.; Fortin, M. J.; Jost, L.; Richards, C. and Selkoe, K. A., 2018. Diversity from genes to ecosystems: A unifying framework to study variation across biological metrics and scales. *Evolutionary applications,* 11(7):1176-1193.

García-Gonzáles, R.; Carrasco, B.; Peñailillo, P.; Letelier, L.; Herrera, R.; Lavandero, B.; Moya, M. and 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.

González, A.; Gómez-Silva, V.; Ramírez, M. and Fontúrbel, F., 2019. Meta-analysis of the differential effects of habitat fragmentation and degradation on plant genetic diversity. *Conservation Biology,* 34(3), 711-720.

Gaston, K., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405: 220-227.

Gutiérrez, B.; Ipinza, R. y Barros, S. (Eds.), 2015. Conservación de recursos genéticos forestales, principios y prácticas. Instituto Forestal, Chile. 320 p.

Hasbún, R.; Ruiz, E.; Ríos, D.**; Fuentes, G.; Alarcón, D., 2012.** Informe Final Proyecto FIBN- CONAF 068/2012 Certificación genética del origen de materiales reproductivos de Coigüe mediante herramientas moleculares y modelos ecológicos. Disponible en**:** https://investigacion.conaf.cl/archivos/repositorio_documento/2020/01/068-2012--UdeC-Informe-Final.pdf

Hasbún, R.; González, J.; Iturra, B.; Fuentes, G.; Alarcón, D. and 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.

Hasbún, R.; González, J.; Benedetti, S. y Molina, M.P., 2018. Evaluación de diversidad genética y búsqueda de marcadores moleculares asociados a la producción de metabolitos en genotipos seleccionados de boldo**.** En: Benedetti, S., Barros, S. (Eds), 2018. Boldo (*Peumus boldus* Mol.) Avances en la Investigación para el Desarrollo de Modelos Productivos Sustentables**.** Instituto Forestal.

Hedrick, P., 1999. Perspective: highly variable loci and their interpretation in evolution and conservation. *Evolution,* 53(2):313–318.

Hernández, C.; Echeverría, C. y Hasbún, R., 2012. Estructuración genética en tres poblaciones marginales de *Prumnopitys andina*, una especie amenazada (Manuscrito no publicado). Informe Final Proyecto FIBN- CONAF 062/2012 Categorización de *Eucryphia glutinosa*, *Citronella mucronata*, *Prumnopitys andina* y *Orites myrtoidea* según los criterios de la IUCN. Disponible en: https://investigacion.conaf.cl/repositorio/documento/ficha-repositorio.php?redo_id=1081282

Hoffmann, A. and Willi, Y., 2008. Detecting genetic responses to environmental change. *Nature, Reviews Genetics*, 9(6):421–432**.**

Holderegger, R.; Kamm, U. and Gugerli, F., 2006. Adaptive vs. neutral genetic diversity: Implications for landscape genetics. *Landscape Ecology,* 21(6):797–807.

Ipinza, R., 2012. Los recursos genéticos forestales en el contexto de la utilización ecoeficiente en Chile. En: Ipinza, R., Barros, S., Gutierrez, B., Magni, C., Torres, J. (Eds). Recursos genéticos forestales de Chile. Instituto Forestal.

Ipinza, R., 2018. Migración Asistida: El nuevo paradigma de la conservación de recursos genéticos forestales para la adaptación al cambio climático. Ciencia e Investigación Forestal INFOR Chile. Volumen 24 N° 3 Diciembre 2018. pp. 69-87.

Jump, A. and Peñuelas, J., 2005. Running to stand still: Adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters*, 8(9): 1010–1020.

Jump, A.; Marchant, R. and Peñuelas, J., 2009. Environmental change and the option value of genetic diversity. *Trends Plant Sciences*, 14(1):51–58.

Kimura, M., 1983. The neutral theory of molecular evolution. Cambridge University Press, Cambridge.

Kirk H. and Freeland, J., 2011. Applications and implications of neutral versus non-neutral markers in molecular ecology. *Molecular Sciences,* 12(6):3966-3988.

Konopiński, M.K., 2020. Shannon diversity index: A call to replace the original Shannon's formula with unbiased estimator in the population genetics studies. Peer J. 2020;8:e9391.

Lander, T.; Boshier, D. and 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(1): 51–58.

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

Lowe, A.; Harris, S. and Ashton P., 2004. Ecological genetics. Design, analysis and application. Blackwell, Oxford, UK.

Luikart, G.; England, P.; Tallmon, D.; Jordan, S. and Taberlet, P., 2003. The power and promise of population genomics: From genotyping to genome typing. *Nature, Reviews Genetics* 4(12):981–994.

McKay, J. K. and Latta, R. G., 2002. Adaptive population divergence: markers, QTL and traits. *Trends in Ecology & Evolution,* 17(6):285–291.

Magni, C., 2019. Fuentes Semilleras nativas en la zona árida y semiárida de Chile. Estudio de casos: Quillay. Reunión sobre métodos de transferencia de semillas. Araucaria un primer paso. Valdivia 9 y 10 de diciembre de 2019. Instituto Forestal, Sede Valdivia.

Marchelli, P. andGallo, 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.

Martín, M.; Mattioni, C.; Lusini, L.; Molina, J.; Cherubini, M.; Drake, F.; Herrera, M.; Villani, F. and Martín, L., 2014. New insights into the genetic structure of *Araucaria araucana* forests based on molecular and historic evidences. *Tree Genetics & Genomes*, 10(4):839–851.

Merilaè, J. and Crnokrak, P., 2001. Comparison of genetic differentiation at marker loci and quantitative traits. *Journal of Evolutionary Biology*, 14(6): 892-903

Moncada, X.; Plaza, D.; Stoll, A.; Payacan, C.; Seelenfreund, D.; Martínez, E.; Bertin, A. and Squeo, F., 2019. Genetic diversity and structure of the vulnerable species *Prosopis chilensis* (Molina) Stuntz in the Coquimbo Region, Chile. *Gayana Botanica*, 76(1): 91-104, 2019.

Montenegro, 2010. Distribución, hábitat potencial y diversidad genética de poblaciones de belloto del norte (*Beilschmiedia miersii*) y lúcumo chileno (*Poulteria splendens*). Informe Final Proyecto Fondo de Investigación Bosque Nativo – Corporación Nacional Forestal 025/2010.

Moritz, C., 1994. Defining 'Evolutionarily Significant Units' for conservation. *Tree*, 9(10):373-375.

Moritz, C., 2002. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Systematic Biology,* 51(2):238–254.

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

Núñez-Ávila, M. and 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(3):733 – 743.

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

Pearman, P., 2001. Conservation value of independently evolving units: Sacred cow or testable hypothesis. *Conservation Biology*, 15(3):780–783.

Petit, R.; ElMousadik, A. and Pons, O., 1998. Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conservation Biology,* 12(4):844–855.

Salgado, P.; Prinz, K.; Finkeldey, R.; Ramírez, C. and Vogel, H., 2017. Genetic variability of *Aristotelia chilensis* (Maqui) based on AFLP and chloroplast microsatellite markers. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 64(8), 2083-2091.

Sanhueza, R., 2014. Variabilidad genética de *Luma apiculata* en dos poblaciones de la Región del Bio Bio mediante AFLP. Tesis para optar al título Ingeniero en Biotecnología Vegetal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

Stadler, P. and Stephens, C., 2002. Landscapes and effective fitness. Comments? *Theoretical Biology,* 8(4-5)389-431.

Stanton-Geddes, J.; Yoder, J.; Briskine, R.; Young, N. and Tiffin, P., 2013. Estimating heritability using genomic data. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(12):1151–1158.

Stockwell, C.; Hendry, A. and Kinnison, M., 2003. Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution* 18(2): 94–101.

Szulkin, M.; Bierne, N. and David, P., 2010. Heterozygosity-fitness correlations: A time for reappraisal. *Evolution*, 64(5): 1202–1217.

Templeton, A., 1994. Biodiversity at the molecular genetic level: experiences from disparate macroorganisms. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 345(1311):59-64.

Torres-Díaz, C.; Ruiz, E.; Salgado, C.; Molina, M. and 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.

Venegas, C., 2015. Variabilidad genética en subpoblaciones de *Pitavia punctata* Mol. Especie endémica amenazada del centro-sur de Chile. Tesis para optar al título de Ingeniera en Biotecnología vegetal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

Vergara, R.; Gitzendanner, M.; Soltis, D. and 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.

Weinig, C.; Ewers, B. and 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.; Le Roy, C.; Lonsdorf, E.; Allan, G.; DiFazio, S.; Potts, B.; Fischer, D.; Gehring, C.; Lindroth, R.; Marks, J.; Hart, S.; Wimp, G. and Wooley, S., 2006. A framework for community and ecosystem genetics from genes to ecosystems. *Nature Reviews: Genetics* 7(7): 510-523.

Wright, S., 1951. The genetical structure of populations. *Annals of Eugenics,* 15(1): 323–354.

(Foto: S. Barros)

CAPÍTULO 5
MÉTODOS FITOECOLÓGICOS APLICADOS A LA CARACTERIZACIÓN ACTUAL DE DOS ECOSISTEMAS DEGRADADOS

Jonathan Urrutia [54] y Andrés Fuentes [55]

RESUMEN

Se caracteriza el ecosistema actual de acuerdo a su composición florística en dos áreas con evidentes signos de degradación en el predio Pumillahue, localizado en la comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos, y en la Reserva Nacional China Muerta, ubicada en la comuna de Melipeuco, región de La Araucanía.

Se estableció un número variable de parcelas donde se identificó a todas las especies de plantas vasculares, se calculó su riqueza y abundancia y se realizó un análisis de ordenamiento con el fin de conocer la distribución de las áreas muestrales de acuerdo a su composición florística.

En Pumillahue se identificó un total de 68 especies de plantas, de las cuales 42 se encontraron en el bosque de olivillo (*Aextoxicon punctatum*) y 58 en el bosque de roble (*Nothofagus obliqua*). Se registró además una riqueza de 63 géneros y 42 familias. En ambas unidades vegetacionales dominaron las especies nativas, sin embargo, en el bosque de roble se hicieron presentes elementos exóticos.

En China Muerta, tanto la riqueza como la abundancia de especies son mayores en las zonas menos perturbadas. En general los *taxa* alóctonos son escasos y alcanzan su máxima expresión en los sitios de baja severidad. *Chusquea quila* fue la especie más abundante en alta y media severidad, en tanto que *Maytenus disticha* lo fue en baja severidad.

INTRODUCCIÓN

La restauración ecológica se ha convertido en una estrategia de gran importancia para la conservación biológica, debido a las actuales tasas de fragmentación y pérdida de hábitats (Huxel y Hastings, 1999). Dicho proceso considera no solo la recuperación

54 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. jurrutiaestrada@gmail.com

55 Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera.

de especies, sino también de la estructura comunitaria y la composición florística, además del restablecimiento de interacciones y procesos ecológicos (Pollock *et al*., 2012), hasta conseguir que funcionen en un tiempo relativamente corto de manera similar a la comunidad original (Primack y Massardo, 2001; Zamora, 2002).

Dentro de las consideraciones más importantes de este proceso destacan las sucesiones ecológicas, el banco de semillas, la identificación de especies claves en el proceso sucesional y los procesos fenológicos, todo lo cual forma parte integral en una estrategia de restauración ecológica de comunidades y ecosistemas (Martínez, 2000; Young *et al*., 2005; Harris *et al*., 2006).

El proceso de restauración se inicia con el ecosistema perturbado y progresa hacia un estado esperado de recuperación, el cual se denomina ecosistema o sitio de referencia (SER, 2004), el cual da cuenta de la meta de restauración y contribuye a evaluar el éxito de dicho proceso (Palmer *et al*., 1997).

El ecosistema de referencia debe tener una fisonomía semejante a la zona restaurada y debe encontrarse bajo condiciones ambientales similares (SER, 2004). Idealmente los sitios de referencia deberían tratarse de ambientes con baja intervención humana (Stoddard *et al*., 2006), donde se exprese la variabilidad natural de atributos estructurales, funciones ecosistémicas y grupos biológicos.

Los sitios de referencia comúnmente se usan para evaluar los niveles de degradación de sus contrapartes, establecer objetivos de restauración o evaluar el éxito de los mismos (Stoddard *et al*., 2006).

En el contexto de la restauración ecosistémica, los sitios de referencia son necesarios para evaluar si los ecosistemas degradados se están moviendo en la dirección que permitirá la recuperación de las características deseadas, si se necesita una intervención para acelerar la recuperación o se debe mover el ecosistema en una nueva dirección (Pickett y Parker, 1994; White y Walker, 1997; Beauchamp y Shafroth, 2011).

Los métodos fitoecológicos son parte integral de los procesos de restauración y su aplicación se considera en la fase inicial de este proceso. Permiten establecer y caracterizar el ecosistema de referencia, ya que a través de ellos se puede conocer la estructura y composición florística propia del mismo.

La generación de información florística de sitios de referencias en el ámbito de la restauración ecológica es escasa en Chile. Estas investigaciones son importantes para evaluar el estado post-perturbación de las áreas regeneradas y para diseñar adecuadamente programas de restauración ecológica (Mora *et al.,* 2013).

El empleo de este tipo de información se ha incrementado entre los científicos, técnicos y gestores de sistemas naturales, ya que es el punto de partida

para la correcta toma de decisiones en programas de restauración ecológica (Alanís *et al*., 2011; Jiménez *et al*., 2012).

En el contexto indicado, el objetivo principal de este capítulo es abordar una descripción detallada del componente florístico del ecosistema de referencia del predio Pumillahue, región de Los Ríos, con el fin de generar información base para su restauración. Además, a modo de ejemplo se ilustra el componente florístico en el ecosistema también perturbado de la Reserva Nacional China Muerta, región de La Araucanía.

METODOLOGÍA

Áreas de Estudio

El predio Pumillahue se localiza en la región de Los Ríos, comuna de San José de la Mariquina, es propiedad de la Corporación Nacional Forestal y cuenta con una superficie de 687 hectáreas, de las cuales 350 corresponden a bosque nativo. Estos bosques constituyen una formación vegetacional de amplia extensión, dominada por *Nothofagus obliqua* y con un variado elenco florístico en el que se destaca la presencia de elementos laurifolios como *Laurelia sempervirens*, *Aextoxicon punctatum, Podocarpus salignus* y *Eucryphia cordifolia*, con presencia importante de lianas como *Lapageria rosea, Boquila trifoliolata, Cissus striata, Sarmienta scandens* y *Luzuriaga radicans*, que marcan su carácter más húmedo. Según la descripción vegetacional de Luebert y Pliscoff, el predio se enmarca dentro de la unidad vegetacional denominada Bosque Caducifolio Templado de *Nothofagus obliqua* y *Laurelia sempervirens*, la cual se desarrolla en sectores planos y piedemontes de la depresión intermedia de las regiones de La Araucanía a Los Lagos

La Reserva Nacional China Muerta está ubicada en la comuna de Melipeuco, región de La Araucanía (38° S, 71° W), su extensión es de 11.170 ha, ocupadas principalmente por bosques de *Araucaria-Nothofagus* (CONAF, 2015). Esta área fue testigo de un catastrófico incendio forestal acontecido el 14 de marzo de 2015. En evaluaciones posteriores llevadas a cabo en terreno por CONAF, se determinaron tres niveles de severidad de fuego: alta severidad (AS), en donde la cubierta vegetal desapareció completamente; media severidad (MS), en la cual el fuego quemó parcialmente los árboles y el sotobosque; baja severidad (BS), en donde el daño del fuego a los árboles fue mínimo y permaneció gran parte del resto de la vegetación. Se incluyó también un área testigo la cual no fue afectada por el fuego, y que constituye el sitio de referencia (SR).

Levantamiento de Datos

Previo a la captura de datos en el predio Pumillahue, se realizó una visita de prospección en la que se identificó dos unidades vegetacionales: (i) bosque de olivillo (*Aextoxicon punctatum*); y (ii) bosque de roble (*Nothofagus obliqua*). El muestreo se

realizó mediante el levantamiento de 8 parcelas rectangulares de 200 m^2 en cada una de las unidades vegetacionales identificadas. En cada área muestral se registró todas las especies de plantas vasculares presentes y se estimó para cada una de ellas su abundancia de acuerdo al área cubierta (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974).

La colecta de datos en la Reserva China Muerta se realizó mediante el levantamiento de parcelas de muestreo permanente de 100 m^2 cada una. Se establecieron cinco parcelas por cada nivel de severidad de fuego (AS, MS, BS y SR), con un total de 20 unidades muestrales. En cada parcela se registró a todas las especies de plantas vasculares y para cada una de ellas se determinó su abundancia total en términos de número de individuos.

Tratamiento de Datos

Se confeccionó un catálogo florístico en el cual se incluyó a todas las especies de plantas vasculares identificadas. Para cada una de ellas se indicó su nombre científico, familia botánica, nombre común, origen geográfico, forma de vida y estado de conservación. Para la clasificación y nomenclatura de las especies se acudió a Marticorena y Quezada (1985), Marticorena y Rodríguez (1995, 2001, 2003, 2005, 2011) y Zuloaga *et al*. (2008).

Las especies no identificadas en terreno fueron colectadas en bolsas plásticas, etiquetadas y prensadas, para su posterior manipulación e identificación en trabajo de gabinete. Para dicho efecto se utilizó literatura especializada, fundamentalmente los trabajos de Matthei (1995), Riedemann y Aldunate (2003) y Teillier *et al*. (2014). Para conocer la ordenación de las áreas muestreadas en torno a su composición florística, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (nMDS) para ambas áreas de estudio.

RESULTADOS

Pumillahue

Se identificó un total de 68 especies de plantas vasculares, 42 se encontraron en el bosque de olivillo y 58 en el bosque de roble (Cuadro N° 1).

- Bosque de Olivillo *(Aextoxicon punctatum)*

Se identificó un total de 42 especies de plantas vasculares, cuya clasificación según origen y forma de vida se presenta en el Cuadro N° 1. El estrato herbáceo presentó una cobertura promedio de 39%, está compuesto por 19 especies de plantas, de las cuales las más frecuentes fueron *Boquila trifoliolata* y *Luzuriaga radicans* con presencia en las 8 estaciones muestreadas, en tanto que *Lapageria rosea* con una cobertura acumulada de 110% fue la más abundante.

El estrato arbustivo presentó una cobertura promedio de 88%, está compuesto por 25 especies de plantas, de las cuales las más frecuentes fueron *Aextoxicon punctatum*, *Lomatia dentata* y *Rhamnus diffusus* con presencia en las 8 estaciones muestreadas, en tanto *Aextoxicon punctatum* con una cobertura acumulada de 185% fue la especie más abundante.

El estrato arbóreo presentó una cobertura promedio de 77%, está compuesto por 9 especies, de las cuales la más frecuente fue *Aextoxicon punctatum* con presencia en 7 de las 8 estaciones muestreadas y una cobertura acumulada de 310%.

- Bosque de Roble *(Nothofagus obliqua)*

Se identificó un total de 58 especies de plantas vasculares, cuyos orígenes y formas de vida se resumen en el Cuadro N° 1. El estrato herbáceo presentó una cobertura promedio de 38%, está compuesto por 35 especies de plantas, de las cuales las más frecuentes fueron *Blechnum hastatum* y *Luzuriaga radicans* con presencia en las 8 estaciones muestreadas, en tanto que *Luzuriaga radicans* con una cobertura acumulada de 54% fue la especie más abundante.

Cuadro N° 1
CLASIFICACIÓN DE LAS ESPECIES DE PLANTAS VASCULARES IDENTIFICADAS EN LAS FORMACIONES VEGETACIONALES DEL PREDIO PUMILLAHUE

	Bosque de Olivillo	Bosque de Roble	Total Pumillahue
Origen			
Endémicas	12	13	17
Nativas	30	33	39
Introducidas	0	12	12
Total	**42**	**58**	**68**
Forma de vida			
Hierbas anuales	0	7	7
Hierbas bianuales	0	1	1
Hierbas perennes	6	15	15
Epífitas	3	0	3
Trepadoras	8	8	9
Sub arbustos	1	1	1
Arbustos	7	10	12
Árboles	17	16	20
Total	**42**	**58**	**68**

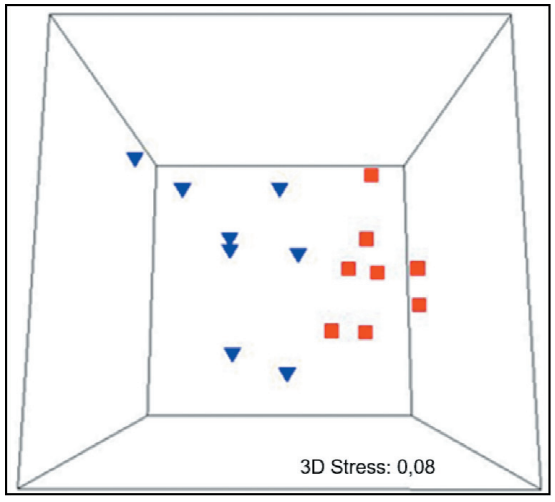
El estrato arbustivo presentó una cobertura promedio de 65%, está compuesto por 26 especies, de las cuales las más frecuentes fueron *Aristotelia*

chilensis, *Lomatia dentata* y *Rhaphithamnus spinosus* con presencia en las 8 estaciones muestreadas, en tanto que *Aextoxicon punctatum* con una cobertura acumulada de 76% fue la especie más abundante.

El estrato arbóreo presentó una cobertura promedio de 57%, está compuesto por 9 especies, de las cuales la más frecuente y abundante fue *Aextoxicon punctatum* con presencia en las 8 estaciones muestreadas y una cobertura acumulada de 375%.

En las categorías taxonómicas superiores se identificó un total de 63 géneros, siendo el más importante *Nothofagus* con 3 representantes. En las familias se obtuvo una riqueza total de 42 taxones, de los cuales la familia *Asteraceae* presentó el mayor número de representantes, seguido de *Myrtaceae*, *Proteaceae, Apiaceae* y *Nothofagaceae*, en tanto que hay 8 familias con 2 representantes y 29 con solo uno.

El análisis de ordenación muestra la formación de dos grupos. Si bien ambos conglomerados muestran una alta abundancia de *Aextoxicon punctatum*, las diferencias están dadas por la presencia de otras especies acompañantes. El primer grupo presenta una mayor abundancia de *Lapageria rosea*, *Lophosoria quadripinnata* y *Laureliopsis philippiana*, una baja participación de *Nothofagus obliqua* y la presencia exclusiva de *Raukaua laetevirens*. El segundo grupo se diferencia en torno a una mayor abundancia de *Nothofagus obliqua* y *Laurelia sempervirens*, y a la presencia exclusiva de algunas especies exóticas como *Cirsium vulgare*, *Hypochaeris radicata* y *Digitalis purpurea* (Figura N° 1).

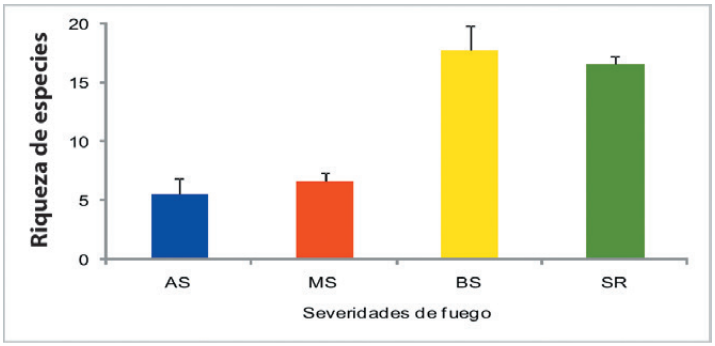


(Rojo= Bosque olivillo; Azul= Bosque roble)

Figura N° 1
DIAGRAMA DE SIMILITUD FLORÍSTICA DE LAS FORMACIONES VEGETACIONALES IDENTIFICADAS EN PREDIO PUMILLAHUE

RN China Muerta

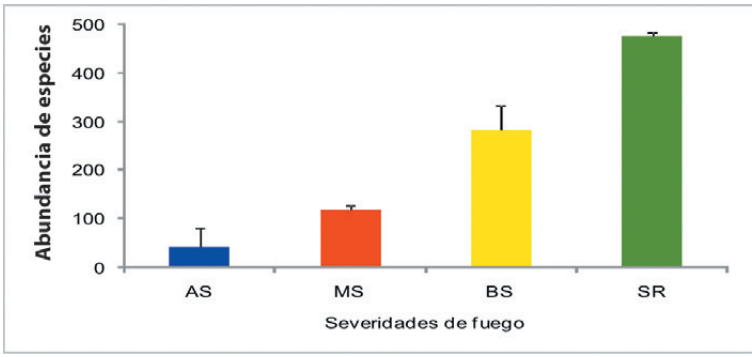
En la reserva China Muerta la riqueza y abundancia de especies decrece paulatinamente en la medida que los sitios fueron más afectados por los incendios. Así, en las áreas de alta severidad se registraron valores de riqueza de 5,6 (± 1,3) especies, mientras que en baja severidad aumentó a 17,8 (± 2,1). En el sitio de referencia en tanto, la riqueza fue de 16,6 (± 0,7) especies (Figura N° 2).



AS= Alta Severidad; MS= Media Severidad; BS= Baja Severidad;
SR= Sitio de Referencia, área testigo no incendiada

Figura N° 2
RIQUEZA DE ESPECIES SEGÚN SEVERIDAD DE FUEGO EN CHINA MUERTA

Respecto de la abundancia de especies, esta fue de 43,4 (± 39,4) en alta severidad y aumentó hasta 283 (± 52,6) en baja severidad. En el sitio de referencia la abundancia de especies fue de 476,4 (± 7,2) (Figura N° 3).



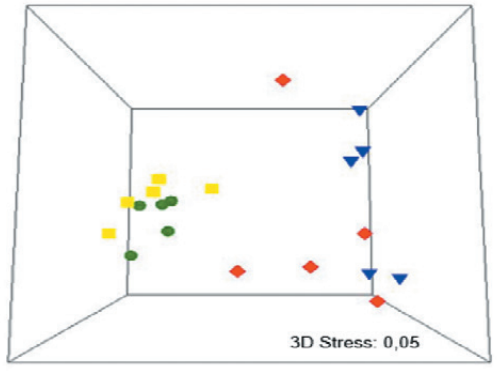
AS= Alta Severidad; MS= Media Severidad; BS= Baja Severidad;
SR= Sitio de Referencia, área testigo no incendiada)

Figura N° 3
ABUNDANCIA DE ESPECIES SEGÚN SEVERIDAD DE FUEGO EN CHINA MUERTA

En áreas donde el fuego alcanzó severidad media a alta la especie más abundante fue *Chusquea quila*, en tanto que en zonas de baja severidad y en el sitio de referencia la más abundante fue *Maytenus disticha*. En todas las condiciones estudiadas hubo una clara dominancia de las especies nativas, sin embargo, de igual manera las especies exóticas se hicieron evidentes. En alta severidad se registró la presencia de *Rumex acetosella*, en media severidad apareció *Holcus lanatus*, en baja severidad se hicieron presentes *Cirsium arvense*, *Euphorbia peplus*, *Holcus lanatus*, *Lactuca serriola*, *Ranunculus repens* y *Rumex acetosella*. En el sitio de referencia solo apareció *Cerastium arvense*.

En el hábito de crecimiento arbóreo, *Araucaria araucana* fue la especie más abundante en alta severidad, en tanto que *Nothofagus pumilio* lo fue en las parcelas de severidad media, baja y en el sitio de referencia. En el hábito arbustivo, *Chusquea culeou* fue la especie más abundante en alta y media severidad, en tanto que *Maytenus disticha* lo fue en baja severidad y en el sitio de referencia. En el hábito herbáceo, *Alstroemeria aurea* fue la especie más abundante en alta, media y baja severidad, en tanto que *Adenocaulon chilense* lo fue en el sitio de referencia. Cabe señalar que solo en este último hábito de crecimiento se manifiestan las especies exóticas.

El análisis de ordenación revela la existencia de dos grupos definidos de acuerdo a la composición florística que presentan. El primer conjunto está conformado por los sitios de mayor perturbación (alta y media severidad), cuyo principal carácter diferencial es una mayor abundancia de *Chusquea quila*. El segundo conglomerado está constituido por la condición de baja severidad y el sitio de referencia, su separación está dada por una mayor presencia de *Maytenus disticha*, *Nothofagus pumilio* y *Ribes magellanicum* (Figura N° 4).



Azul = Severidad Alta; Rojo = Media; Amarillo = Baja;
Verde = Sitio de referencia no incendiado

Figura N° 4
DIAGRAMA DE SIMILITUD FLORÍSTICA DE LAS ÁREAS AFECTADAS POR FUEGO DE DISTINTA SEVERIDAD EN RN CHINA MUERTA

DISCUSIÓN

Tanto el bosque de roble del predio Pumillahue, como las zonas de baja severidad de la RN China Muerta, concentran un importante número de especies exóticas, lo cual da cuenta de una presión adicional a la perturbación ya existente en cada una de las áreas de estudio.

En el caso del bosque de roble, se ha documentado que un dosel abierto es más propenso a la llegada de especies foráneas (Charbonneau y Fahrig, 2004), ya que dichos elementos germinan y crecen más rápido en micrositios abiertos que en zonas con doseles cerrados (Meekins y McCarthy, 2001; Meiners *et al*., 2002).

En el caso de China Muerta, la presencia de especies exóticas podría atribuirse al paso continuo de ganado vacuno en el área (Urrutia-Estrada *et al*., 2018), el impacto de estos animales sobre el piso del bosque y su relación con la llegada de especies exóticas ha sido documentada por varios autores (Chaichi *et al*., 2005; Savadogo *et al*., 2007; Amiri *et al*., 2008). La capacidad de una especie para invadir bajo el dosel de un bosque está en estrecha relación con el hábito de crecimiento que presente, siendo la vegetación herbácea la más común (Pauchard *et al*., 2014). En este sentido, en ambas áreas de estudio las hierbas perennes introducidas juegan un rol importante, por lo que en un futuro cercano tendrán una incidencia relevante en el desarrollo de la comunidad vegetal.

Junto a lo anterior, también se debe considerar que la presencia de herbívoros puede tener una incidencia trascendental en los sitios que serán objeto de restauración, ya que en un primer momento su presencia podría provocar cambios en el andamiaje de especies de plantas de la comunidad vegetal (Chaichi *et al*., 2005). Esto podría repercutir en transformaciones profundas, como algunos cambios en las trayectorias sucesionales post-disturbio, lo cual en el caso de China Muerta podría culminar en una comunidad de plantas más propensa al fuego (Raffaele *et al*., 2011).

La restauración post-fuego es un proceso esencial para la recuperación de los ecosistemas, ya que los incendios de alta severidad destruyen la vegetación, consumen la cubierta vegetal orgánica y exponen el suelo mineral a la erosión, especialmente en el periodo de lluvias (Neary *et al*., 2005). La restauración, por tanto, busca devolver la estructura y funcionalidad de los ecosistemas, así como también hacerlos resilientes al fuego (Dorner y Brown, 2000; Robichaud *et al.,* 2003; Vega, 2007).

Cabe señalar que la restauración del manto vegetal difícilmente llegará a ser la copia fiel de la comunidad original de referencia, esto debido a que los procesos ecológicos y los organismos involucrados llegan a niveles tan elevados de complejidad, que muchas veces la restauración solo favorece un proceso de cicatrización (Balaguer, 2002); lo cual no necesariamente implica seguir el proceso

histórico que generó las comunidades vegetales actuales (Lawton, 1999). Más aún, la recuperación es improbable cuando la mayor parte de las especies originales ha sido eliminada en grandes áreas y no existen fuentes de colonizadores (Primack y Massardo, 2001).

Este tipo de información sirve como un punto de partida para la correcta toma de decisiones en los programas de rehabilitación y restauración ecológica. Una alternativa plausible frente a las alarmantes tasas actuales de pérdida de biodiversidad, es que la degradación accidental o deliberada de cada ecosistema sea corregida mediante su restauración o la de otro enclave ecológicamente equivalente. Teniendo en cuenta las limitaciones propias del proceso de restauración, difícilmente constituirá una alternativa frente a la preservación de los ecosistemas. Sin embargo, puede ser una importante herramienta en pro de la conservación.

REFERENCIAS

Alanís, E.; Jiménez, J.; Valdecantos, A.; Pando, M.; Aguirre, O. y Treviño, E., 2011. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente 17: 31-39.

Amiri, F.; Ariapour, A. and Fadai, S., 2008. Effects of livestock grazing on vegetation composition and soil moisture properties in grazed and non-grazed range site. Journal of Biological Sciences 8: 1289-1297.

Balaguer, L., 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. Ecosistemas 11: 1-11.

Beauchamp, V. and Shafroth, P., 2011. Floristic composition, beta diversity, and nestedness of reference sites for restoration of xeroriparian areas. Ecological Applications 21: 465-476.

Chaichi, M.; Saravi, M. and Malekian, A., 2005. Effects of livestock trampling on soil physical properties and vegetation cover (case study: Lar Rangeland, Iran). International Journal of Agriculture & Biology 7: 904-908.

Charbonneau, N. and Fahrig, L., 2004. Influence of canopy cover and amount of open habitat in the surrounding landscape on proportion of alien plant species in forest sites. Ecoscience 11: 278-281.

CONAF, 2015. Plan de restauración incendio China Muerta. Temuco, Chile. 64 pp.

Dorner, J. and Brown, S., 2000. A guide to restoring a native plant community. University of Washington, 59 pp.

Harris, J.; Hobbs, R.; Higgs, E. and Aronson, J., 2006. Ecological restoration and global climate change. Restoration Ecology 14: 170-176.

Huxel, G. and Hastings, A., 1999. Habitat loss, fragmentation, and restoration. Restoration Ecology 7: 309-315.

Jiménez, J.; Alanís, E.; Ruiz, J.; González, M.; Yerena, J. and Alanís, G., 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el NE de México. Ciencia UANL 15: 66-71.

Lawton, J., 1999. Are there general laws in ecology? Oikos 84: 177-192.

Marticorena, C. y Quezada, M., 1985. Catálogo de la flora vascular de Chile. Gayana Botánica 42: 1-155.

Marticorena, C. y Rodríguez, R. (Eds.), 1995. Flora de Chile. Vol. 1. Pteridophyta-Gymnospermae. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 351 pp.

Marticorena, C. y Rodríguez, R. (eds.), 2001. Flora de Chile. Vol. 2(1). Winteraceae-Ranunculaceae. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 99 pp.

Marticorena, C. y Rodríguez, R. (Eds.) 2003. Flora de Chile. Vol. 2(2). Berberidaceae-Betulaceae. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 93 pp.

Marticorena, C. y Rodríguez, R. (Eds.), 2005. Flora de Chile. Vol. 2(3). Plumbaginaceae-Malvaceae. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 128 pp.

Marticorena, C. y Rodríguez, R. (Eds.), 2011. Flora de Chile. Vol. 3(1). Misodendraceae-Zygophyllaceae. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 148 pp.

Martínez, E., 2000. Restauración ecológica y biodiversidad. Biodiversitas 28: 11-14.

Matthei, O., 1995. Manual de malezas que crecen en Chile. Alfabeta Impresores, Santiago, Chile. 545 pp.

Meekins, J. and McCarthy, B., 2001. Effect of environmental variation on the invasive success of a nonindigenous forest herb. Ecological Applications 11: 1336-1348.

Meiners, S.; Pickett, S. and Cadenasso, M., 2002. Exotic plant invasions over 40 years of old field successions: Community patterns and associations. Ecography 25: 215-223.

Mora, C.; Alanís, E.; Jiménez, J. y González, M., 2013. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso Tamaulipeco, México. Ecología Aplicada 12: 29-34.

Mueller-Dombois, D. and Ellenberg, H., 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York, U.S.A. 547 pp.

Neary, D. G.; Ryan, K. C. and Debano, L. F. (Eds), 2005. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water. Gen. Tech. Rep. RMRS Online publication. GTR-42-vol. 4. Ogden UT.: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 pp.

Palmer, M. A.; Ambrose, R. F. and Poff, N. L., 1997. Ecological theory and community restoration ecology. Restoration Ecology 5:291–300.

Pauchard, A.; García, R.; Langdon, L. y Núñez, M.**, 2014.** Invasiones de plantas en ecosistemas forestales: Bosques y praderas invadidas. En: Donoso C, M González y A Lara (Eds.) Ecología forestal: Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile. Ediciones Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 673-691 pp.

Pickett, S.T. A. and Parker, V. T., 1994. Avoiding the old pitfalls: Opportunities in a new discipline. Restoration Ecology 2:75–79.

Pollock, M.; Beechie, T. and Imaki, H., 2012. Using reference conditions in ecosystem restoration: An example for riparian conifer forests in the Pacific Northwest. Ecosphere 3: 1-23.

Primack, R. y Massardo, F., 2001. Restauración ecológica. Pp. 559-582 en R., Primak editores. Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica, México.

Raffaele, E.; Veblen, T. T.; Blackhall, M. and Tercero-Bucardo, N., 2011. Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. Journal of Vegetation Science 22: 59-71.

Riedemann, P. y Aldunate, G., 2003. Flora Nativa de valor ornamental. Identificación y Propagación. Chile. Zona Sur. Editorial Andrés Bello, Santiago, Chile. 516 pp.

Robichaud, P. R.; MacDonald, L.; Freeouf, J.; Neary, D.; Marin, D. and Ashmun, L., 2003. Postfire rehabilitation of the Hayman fi re. En: R.T. Graham (ed). Hayman Fire Case Study. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. RM-RS-GTR-114.

Savadogo, P.; Savadogo, L. and Tiveau, D., 2007. Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. Agriculture, Ecosystems & Environment 118: 80-92.

SER, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 15 p.

Stoddard, J. L.; Larsen, C.; Hawkins, P.; Johnson, R. K. and Norris, R. H., 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. Ecological Applications 16:1267–1276.

Teillier, S.; Marticorena, A.; Macaya, J.; Bonnemaison, C. y Delaunoy, J., 2014. Flora Reserva Biológica Huilo Huilo. Guía para la identificación de las especies. Volumen I, II y III. Fundación Huilo Huilo, Santiago, Chile. 473+343+373 pp.

Urrutia-Estrada, J.; Fuentes-Ramírez, A. y Hauenstein, E., 2018. Diferencias en la composición florística en bosques de *Araucaria-Nothofagus* afectados por distintas severidades de fuego. Gayana Botánica 75: 12-25.

Vega, J., 2007. Bases ecológicas para la restauración preventiva de zonas quemadas. Thematic Session 8- Restauración de zonas quemadas-Vega, J.A.

White, P. S. and Walker, J. L., 1997. Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology. Restoration Ecology 5:338–349.

Young, T. P.; Petersen, D. A. and Clary, J. J., 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. Ecology Letters. 8; 662–673.

Zamora, R., 2002. La restauración ecológica: Una asignatura pendiente. Ecosistemas año XI. Nº1.

Zuloaga F.; Morrone, O. y Belgrano, M. (Eds.), 2008. Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur (Argentina, sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay). Vol. 1. *Pteridophyta, gymnospermae* y *monocotyledoneae*. Missouri Botanical.

(Foto: S. Barros)

CAPÍTULO 6

DEFINICIÓN DEL ECOSISTEMAS DE REFERENCIA EN EL TIPO FORESTAL SIEMPREVERDE. UNA APLICACIÓN METODOLÓGICA EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS

José Antonio Cabello[56]; Celso Navarro[57] y Roberto Ipinza[58]

RESUMEN

La restauración ecológica es uno de los principales desafíos actuales en el manejo sostenible de los bosques nativos y se la entiende como la actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema nativo con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad. Es definida de una forma general, como el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido.

En este proceso, un componente esencial de la restauración ecológica es el Ecosistema de Referencia, que se ha definido como “aquel cuya composición florística se encuentra en el máximo y más estable nivel de madurez que la sucesión y condiciones del sitio permiten y que, en ausencia de perturbaciones y/o bloqueos, expresa su vegetación potencial”.

De dichas definiciones se concluye que la Restauración Ecológica debe apoyarse en al menos dos herramientas elementales de la ecología; la Dinámica de la Vegetación y la Fitoecología, por cuanto se requiere conocer la “secuencia o trayectoria sucesional” que se desarrolla en una comunidad vegetal y la composición de especies (cortejo florístico) que existe en cada fase sucesional, principalmente aquellas que componen el Ecosistema de Referencia.

La Dinámica de la Vegetación estudia la lógica temporal partiendo del principio que el tapiz vegetal experimenta un movimiento general y permanente, donde el proceso fundamental es la Sucesión Vegetacional, que corresponde al “Proceso de colonización de un biotopo por los seres vivos y los cambios en el tiempo de la composición florística y faunística de un sitio luego que una perturbación haya destruido parcial o totalmente el ecosistema preexistente”. Este proceso aporta la secuencia de especies en cada fase sucesional, diferenciadas estas por los grupos funcionales.

56 Ingeniero Forestal, U. de Chile, Corporación Nacional Forestal y Escuela de Ingeniería Forestal, Facultad de Ciencias, Universidad Mayor, jose.cabellom@mayor.cl

57 Universidad Católica de Temuco-Facultad de Recursos Naturales-Dpto. de Ciencias Ambientales

58 Ingeniero Forestal, U. de Chile, Doctor Ingeniero de Montes de ETSI de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España. Investigador del Instituto Forestal, Sede Valdivia, Chile.

La fitoecología, es la rama de la Ecología que estudia los vínculos y/o relaciones de la vegetación nativa con las variables abióticas relevantes para su presencia en un ecosistema o un área geográfica determinada. Sus principios señalan que existen factores ecológicos a los cuales las especies son sensibles y reaccionan a estos según un modelo logístico de tres parámetros: (i) la probabilidad de presencia de las especies; (ii) su tolerancia y (iii) el óptimo ecológico, permitiendo establecer relaciones determinísticas entre la vegetación natural y las variables ecológicas relevantes.

Este capítulo aborda las aplicaciones de la fitoecología, conjuntamente con la dinámica de la vegetación para definir el ecosistema de referencia, y así restaurar el tapiz vegetacional en un sector degradado del predio Pumillahue, en la región de los Ríos. A través de este elaborado análisis ecológico se determinó que el Ecosistema de Referencia corresponde a l*a* Estación Forestal 11*;* Siempreverde de olivillo, ulmo con lingue, mañío y copihue, definida inicialmente para la región de la Araucanía*.* Esta estación forestal fue descrita por su composición florística, variables abióticas relevantes y sus características de dinámica vegetacional. La validación del ecosistema de referencia se realizó a través de un análisis de experto y una evaluación florística independiente.

Una vez determinado el cortejo florístico del ecosistema de referencia se procedió a determinar las especies estructurales o claves arbóreas que formarán la primera línea de la restauración activa. Esto permitirá disponer de las especies que a través de plantaciones suplementarias puedan conformar la matriz arbórea que iniciará la recuperación del bosque degradado.

El procedimiento de identificación del ecosistema de referencia se explica en detalle y esta metodología abre una interesante expectativa para estandarizar a nivel nacional cómo abordar esta importante identificación ecológica y así posibilitar en forma objetiva la restauración de bosques nativos degradados y/o que necesiten de plantaciones suplementarias para recuperar su productividad.

INTRODUCCIÓN

En reconocimiento al papel fundamental de la restauración en la salud de los ecosistemas, las Naciones Unidas declararon el periodo 2021-2030 como la década de la restauración de los ecosistemas. En este contexto Aronson *et al*. (2020) proponen seis estrategias prácticas para fortalecer la efectividad y ampliar el trabajo de restauración ecológica, para así cumplir con las aspiraciones de la década: (1) incorporar acciones holísticas, incluyendo el trabajo a escala efectiva; (2) incluir el conocimiento ecológico tradicional; (3) colaborar con movimientos y organizaciones o partes interesadas; (4) promover y aplicar la ciencia y la tecnología del microbioma del suelo; (5) estudiar y mostrar las relaciones entre la salud de los ecosistemas y la salud humana; y (6) brindar

oportunidades de capacitación y desarrollo de capacidades para las comunidades y los profesionales. Es en este ámbito donde ha sido posible identificar algunos puntos de apoyo y vías para la acción colaborativa entre grupos interdisciplinarios, por eso se ha incorporado en este capítulo una guía para abordar los acápites 1, 2, 3 y 6 en forma directa, ya que la definición de los ecosistemas de referencia es vital para iniciar un proceso sano de recuperación y restauración de un ecosistema. El abordar todos los aspectos comprometidos por Aronson *et al.* (2020) escapa a los objetivos prácticos del presente capítulo, no obstante, debería ser motivo de mucha preocupación debido a que la salud humana y la salud de los ecosistemas están íntimamente relacionadas, y debería ser la base de una cultura restauradora global.

BASES CONCEPTUALES Y METODOLOGÍA PARA DEFINIR UN ECOSISTEMA DE REFERENCIA

En la actualidad, la restauración ecológica constituye uno de los principales desafíos del manejo sostenible de los bosques nativos y se la entiende como la actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema degradado, dañado o transformado con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad, por perturbaciones de origen frecuentemente antropogénicos. En términos específicos, la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER), la ha definido como "*el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido"* (SER, 2004).

En términos operativos y técnicos se hace necesario establecer dos definiciones fundamentales en el proceso de la restauración ecológica, esto es el *"Ecosistema Degradado"* y el *"Ecosistema de Referencia".*

La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica, ha definido un Ecosistema Degradado como "*aquel que ha sufrido pérdidas significativas de sus características históricas, ya sean estructurales o de composición, o que ha modificado sus procesos ecológicos inherentes que regulan su desarrollo y dinámica*", definición que impone establecer umbrales en cada uno de los componentes y/o atributos del ecosistema, bajo los cuales sea posible calificar un ecosistema en estado de degradación.

Existen avances en diversas áreas temáticas aplicables a la definición de *Ecosistema Degradado*, tales como los Diagramas de Densidad (Gingrich, 1967) y su aplicación a los bosques chilenos (Gezan *et al*., 2007; Navarro *et al*., 2011; Müller-Using *et al*., 2012; Martin *et al.,* 2018) para los Tipos Forestales roble – raulí – coihue, canelo del siempreverde y lenga. Del mismo modo, en el ámbito de los ecosistemas de referencia en la región de La Araucanía, Cabello (2005) y Navarro *et al*. (2014) propusieron una tipología de Estaciones Forestales[59], las cuales

59 El concepto de estación forestal se refiere a una unidad ambiental homogénea, definida a través del conjunto de sus caracteres físicos y bióticos (Gajardo *et al*., 2005)

aportaron cada una, la composición florística detallada y los factores ecológicos relevantes para las diversas comunidades estacionales (sitios) de bosque nativo en dicha región.

Asimismo, la restauración ecológica se apoya en el conocimiento de las condiciones del ecosistema, antes de la perturbación que lo llevó a ese nivel de degradación, y es definido como Ecosistema de Referencia[60]. SER (2016) establece que la restauración debe estar "*basada en un ecosistema nativo local de referencia, teniendo en consideración los cambios ambientales",* y lo describe como un modelo característico de un ecosistema particular que establece la meta del proyecto de restauración. Esto implica describir los atributos específicos de la composición, estructura y función del ecosistema que deben reincorporarse para llegar a un estado de auto-organización, el cual conducirá a la recuperación completa. Este modelo se sintetiza a partir de información acerca de las condiciones pasadas, actuales y previstas para el sitio y otros similares en la misma región, considerando a las partes interesadas.

Del análisis de los conceptos anteriores, se concluye que desde el punto de vista ecológico tradicional la restauración ecológica se apoya en otras ciencias fundamentales: en la ecología, particularmente en la dinámica de la vegetación, por cuanto se requiere conocer la "cronosecuencia o trayectoria sucesional" que se desarrolla en una comunidad vegetal, y en la fitoecología, que aporta la composición de especies que existen en cada fase sucesional y que componen tanto el ecosistema de referencia, como el conjunto de variables abióticas relevantes para dicho cortejo florístico.

El objetivo de este capítulo es mostrar y analizar la utilización conjunta de la dinámica de la vegetación y la fitoecología para la definición del Ecosistema de Referencia, con énfasis en bosques del Tipo Forestal Siempreverde, ya que se pretende utilizar en forma práctica esta información para la rehabilitación y/o restauración ecológica de un bosque de este tipo localizado en el predio Pumillahue de la región de Los Ríos.

No obstante, esta propuesta debe ser considerada solo como una guía, ya que los cimientos de la ecología de la restauración como disciplina científica es aún muy joven y está recién en formación, aunque con la incorporación de la teoría ecológica, la genética de poblaciones y de comunidades ha aumentado significativamente su base teórica en esta última década, aunque su aplicación práctica es aún insuficiente.

60 Ecosistema de Referencia: Comunidad de organismos y componentes abióticos capaces de actuar como un punto o estándar de referencia para la restauración. Un ecosistema de referencia usualmente representa una versión no degradada del ecosistema completo con la flora, fauna, elementos abióticos, funciones, procesos y estados sucesionales que se presentarían en el sitio si la degradación, daño o destrucción no hubieran ocurrido. El ecosistema de referencia debiera ser ajustado para adaptarse a los cambios ambientales ocurridos o previstos. Un término alternativo para referirse al ecosistema de referencia es "referencia ecológica" (SER 2016).

La Dinámica de la Vegetación

La dinámica de la vegetación es la rama de la ecología que estudia la lógica de orden temporal que existe en un ecosistema o bosque, es la constatación que el tapiz vegetal está en movimiento general y permanente, lo cual se origina por tres tipos de procesos: (i) algunos progresivos y lentos, que se desarrollan en el interior de la comunidad vegetal (el crecimiento y mortalidad de los individuos, la competencia intra e inter específica por el espacio, la luz, y la alimentación); (ii) perturbaciones o fenómenos abruptos, imprevisibles, aleatorios que pueden afectar grandes territorios (incendios, temporales, erupciones); y (iii) transformaciones en las actividades antrópicas que producen "bloqueos" en la dinámica del paisaje, como el abandono de tierras en la agricultura o forestal, provocando el reinicio de la dinámica (Rameau, 2000).

La dinámica de la vegetación es aplicable a diversas áreas temáticas como la clasificación de la vegetación y las correspondientes tipologías, en donde surge el concepto de *Vegetación Potencial*, definido como *"la composición dendrológica que constituye el más alto nivel de madurez posible, considerando las condiciones estacionales (sitios) existentes".* Esta noción es fundamental en ecología, toda vez que en su concepción reúne simultáneamente elementos claves de la dinámica de la vegetación y de la sociología de las especies, lo que permite definir la composición florística del ecosistema de referencia e identificar, caracterizar y comparar las diferentes fases sucesionales en relación a esta vegetación potencial (Rameau, 2000), dicho concepto ha sido utilizado en Chile por Gajardo (1993), Cabello (2005) y Navarro *et al*. (2014).

En términos simplificados, en la dinámica de la vegetación se reconocen en primer lugar los estadíos, donde se constatan transformaciones a nivel de las formaciones vegetales (praderas – matorrales – bosques) y al interior de ellos se reconocen las fases (pioneras – transitorias – óptima). Finalmente, al interior de las fases y en función del grado de desarrollo de las especies (Regeneración – Monte Alto – Latizal – Fustal*)* se encuentran los *Estados de Desarrollo.* (Rameau, 2000).

Otra noción relevante en la dinámica de la vegetación es el *Bloqueo,* fenómeno que conlleva una detención de los procesos de sucesión en diferentes etapas. Esto puede ser de origen natural, vinculado a las características del sitio, suelo o factores meso climáticos, como por ejemplo exceso de agua y drenaje, un ejemplo claro son los ñadis, donde el bloqueo está dado por el exceso de agua, por los problemas de drenaje de dichos suelos. Igualmente puede ser de origen antrópico como el pastoreo, uso agrícola, gestión forestal pasada y actual; en términos prácticos, la gestión silvícola es un bloqueo en aquellas fases para las cuales se ha definido una intervención específica.

Un concepto fundamental de la dinámica de la vegetación y sobre el cual la restauración ecológica apoya su quehacer es la s*ucesión*. Rameau (2000) lo definió como *"Proceso de colonización de un biotopo por los seres vivos y los cambios en el tiempo de la composición florística y faunística de una estación luego que una perturbación haya*

destruido parcial o totalmente el ecosistema preexistente". Es la transformación en el tiempo del tapiz vegetal desde un compartimiento estacional (sitios) hacia el más alto nivel de madurez que permite localmente el clima y el suelo (Figura N° 1).

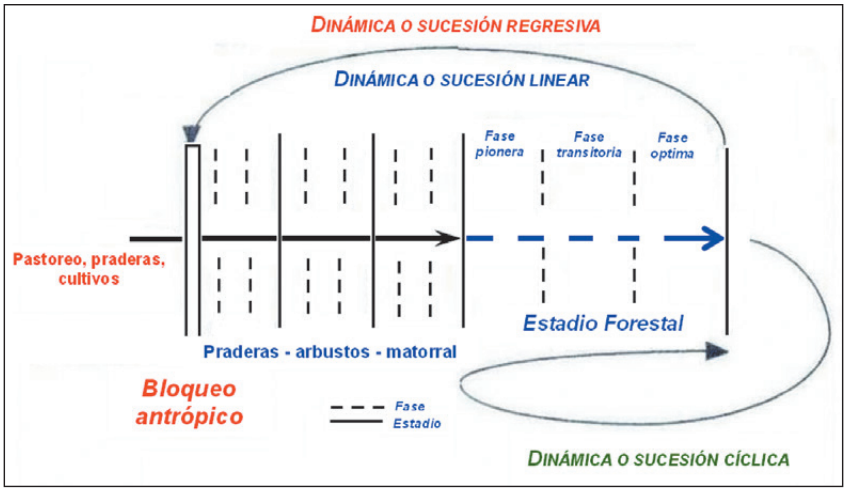


Figura N° 1
ESQUEMA TEÓRICO DE LOS TIPOS DE SUCESIÓN

En este proceso se reconocen las *sucesiones lineares* que son el reemplazo de especies, desde aquellas colonizadoras de espacios abiertos (*intolerantes, especies tipo "r"*), pasando por las especies arborescentes transitorias, hasta las forestales de la fase del más alto nivel de madurez que permite localmente el clima y el suelo (*tolerantes, especies tipo "k", colonización bajo dosel)* (Figura N° 2).

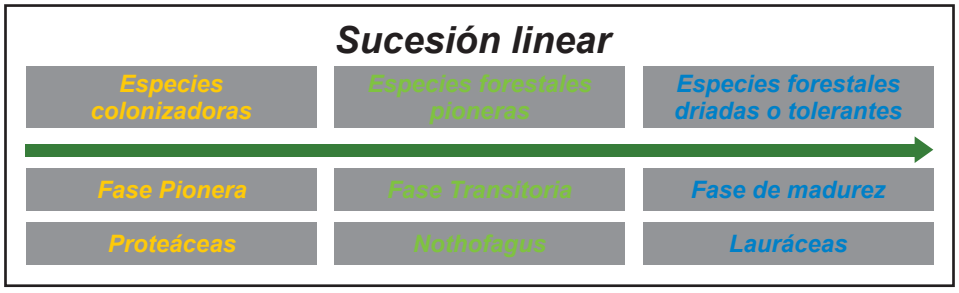


Figura N° 2
ESQUEMA TEÓRICO DE LA SUCESIÓN LINEAR EN CHILE.

En la dinámica o sucesión linear se reconocen las *sucesiones primarias*, que corresponde a colonización de espacios abiertos, es decir, se desarrollan a partir de un terreno desnudo, gatilladas por perturbaciones, en un ambiente muy adverso, con ausencia casi absoluta de suelo (Figura N° 3).

Figura N° 3
SUCESIÓN PRIMARIA – PARQUE NACIONAL TOLHUACA – LAGUNA MALLECO.

Igualmente, en la dinámica o sucesión linear, se reconoce la sucesión secundaria, que corresponde a la reconstitución de la vegetación después de una destrucción total o parcial de una comunidad vegetal preexistente, o después de levantarse los bloqueos, como por ejemplo la detención de los bloqueos antrópicos. Esta es una situación frecuente en el bosque nativo de Chile, toda vez que los renovales de los diversos tipos forestales corresponden efectivamente al resultado de procesos de sucesión secundaria de diversos orígenes, incendios forestales, deslizamientos y/o cese de actividades antrópicas (Figura N° 4).

Se reconocen igualmente las *sucesiones o dinámica regresiva*, en la cual se regresa a una fase de menor maduración, ya sea bruscamente, debido a perturbaciones brutales o lentamente por acciones como el pastoreo o una gestión forestal inadecuada, como por ejemplo el floreo o selección disgénica.

Alcanzado el nivel de madurez, se reconocen las *sucesiones o dinámica cíclica*, es decir el auto reemplazo de las especies de una comunidad vegetal, en su evolución hacia el más alto nivel de madurez que permite el clima y el suelo local.

Dinámica asociada a la ocurrencia de *"hoyos de luz",* que permita la instalación (renovación) de especies y asegura la permanencia de un bosque (Ipinza, 2015).

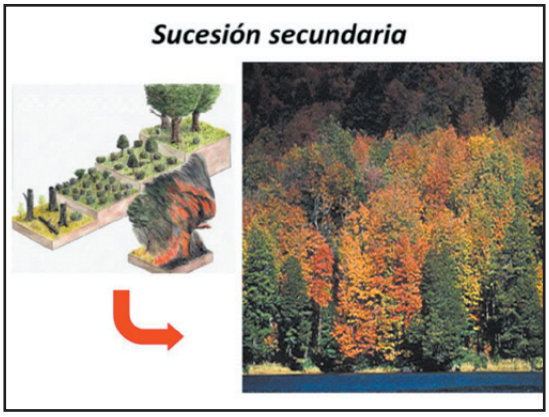


Figura N° 4
SUCESIÓN SECUNDARIA – RENOVALES DE *NOTHOFAGUS* – ROBLE-RAULÍ-COIGÜE.

En esta etapa se reconocen las fases de crecimiento, donde se identifica la secuencia de crecimiento – maduración y envejecimiento, sin cambios en la composición florística. Se reconoce además la fase de regeneración, en donde ocurre una dinámica breve, a veces brutal, con ruptura del dosel superior luego de la muerte y/o caída de un árbol – *"hoyos de luz"* – con cambios en la composición florística (Schmidt y Urzúa, 1982).

En todo este proceso dinámico, es necesario incorporar al análisis las estrategias ecológicas adaptativas de las especies, por cuanto ellas se adaptan de modo diferentes a las condiciones del medio. En el ámbito de las estrategias de reproducción, se reconocen las especies del tipo *"r"*, que poseen tamaño pequeño, de baja longevidad, alta capacidad de reproducción y crecimiento rápido y las especies del tipo *"k*", longevas, de tamaño grande y crecimiento lento. En cuanto al comportamiento en relación a la luz, se identifican las especies de luz o i*ntolerantes* y las especies de sombra o t*olerantes*. De la aplicación conjunta de las estrategias ecológicas adaptativas de las especies, se definen los grupos funcionales de especies (Cuadro N° 1), definido esto como *"el conjunto de especies que poseen estrategias adaptativas muy parecidas, idéntico comportamiento en relación a la luz y caracteres morfológicos y fisiológicos cercanos".*

Así, se reconocen las e*species pioneras o colonizadoras*, heliófilas o de luz, del tipo "r", de tamaño pequeño a medio, que se establecen utilizando un modelo de facilitación. En el bosque nativo, algunas de las especies representativas de este grupo son *Aristotelia chilensis* (maqui), especies del género *Berberís*, *Embothrium*

coccineum (notro o ciruelillo), especies del género *Gaultheria* y *Proteáceas* como *Gevuina avellana* (avellano) y *Lomatia hirsuta* (radal). También se reconocen las especies post pioneras o transitorias, de luz a semi sombra, del tipo *"r"* a *"k"*, de tamaño grande y longevas, entre las cuales se pueden mencionar a las especies del género *Nothofagus* (*N. alpina – N. dombeyi – N. obliqua – N. pumilio*). Se identifica igualmente las especies tolerantes o dríadas, de sombra, del tipo *"k",* de tamaño grande y longevas, entre las cuales se pueden mencionar *Laurelia sempervirens* (laurel), *Laureliopsis philipiana* (tepa), *Persea lingue* (lingue) y especies de la familia de las Podocarpaceas, como *Saxegothea conspicua* (mañío hembra), *Podocarpus nubigenus* (mañío macho), *Prumnopytis andina* (lleuque). Finalmente se identifican las especies nómades, también llamadas o*portunistas* que pueden ser pioneras, post-pioneras o dríadas, que están representadas por *Eucryphia cordifolia* (ulmo) y *Weinmannia trichosperma* (tineo) (Cabello, 2005).

Cuadro N° 1
GRUPOS FUNCIONALES DE ESPECIES – ALGUNOS EJEMPLOS.

(1) Especies Pioneras	(2) Especies Post Pioneras	(3) Especies Dríadas o Tolerantes	(4) Especies Nómadas u Oportunistas
Aristotelia chilensis.	*Araucaria araucana.*	*Myrceugenia spp*	*Eucryphia cordifolia.*
Baccharis spp.	*Austrocedrus chilensis*	*Caldcluvia paniculata*	*Weinmannia trichosperma*
Berbéris spp.	*Nothofagus alpina.*	*Lomatia ferruginia*	
Discaria serratifolia	*Nothofagus dombeyi.*	*Laurelia sempervirens*	
Embothrium coccineum	*Nothofagus obliqua.*	*Persea lingue*	
Escallonia spp.	*Nothofagus pumilio*	*Amomyrtus luma*	
Gaultheria phillyreaefolia		*Luma apiculata*	
Gaultheria tenuifolia		*Saxegothea conspicua*	
Gevuina avellana.		*Prumnopytis andina*	
Lomatia hirsuta.		*Aextoxicum punctatum*	
Maytenus boaria		*Laurelia philipiana*	
Maytenus disticha.		*Dasyphyllum diacanthoides*	
Nothofagus antarctica		*Drimys winterii*	
Pernettya spp.			
Rosa moschata			
Rubus constrictus.			
Rubus geoides			
Rubus ulmifolius			
Sophora macrocarpa			
Ugni molinae			

La Fitoecología o Análisis Fitoecológico

La fitoecología o análisis fitoecológico, es una rama de la ecología que estudia las relaciones entre la vegetación nativa y las variables abióticas relevantes para su presencia en un área geográfica determinada (Becker y Le Goff, 1988). Está basada en el principio del nicho ecológico y supone que existen uno o varios

factores ecológicos a los cuales las especies son sensibles, y que reaccionan a estos según un modelo logístico compuesto de tres parámetros, la probabilidad de presencia, la tolerancia y el óptimo ecológico. Estos les confieren la posibilidad de mantenerse a largo plazo, dentro de una gama de valores de estos factores, lo cual refleja el carácter bio-indicador de las especies. Este carácter permite determinar su potencial productivo y/o de conservación, hace posible la predicción de las variables ecológicas con la presencia de una determinada vegetación, como también permite predecir el crecimiento del bosque con estas variables ecológicas y la vegetación asociada a estas variables. Esta relación permite su uso en diversas áreas de la ecología, como clasificación de la vegetación, ecología de especies y dinámica de la vegetación, y finalmente su aplicación en el manejo, proveyendo la información de base para el diseño y planificación del uso sustentable de cada comunidad forestal, así como la combinación optima de especies para el área.

En Chile, Cabello (2005) utilizó este análisis y propuso una tipología de estaciones forestales para el área andina de La Araucanía. En el año 2014, CONAF y la Universidad Católica de Temuco, en el Proyecto *"Implementación de una metodología de tipificación de bosque nativo para la aplicación de la Ley N° 20.283 de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal",* la utilizaron en toda la región de La Araucanía. Como resultado de estos análisis, Cabello (2005) reconoce 11 Estaciones en todo el gradiente altitudinal de la región, con mayor detalle en los bosques dominados o con presencia de Araucaria y del Tipo Forestal Roble, Raulí, Coigüe. Por su parte, Navarro *et al*. (2014) propusieron 12 estaciones para la misma región, siguiendo también un gradiente altitudinal.

Estas propuestas perfeccionan la tipología forestal actual, al corresponder a una *Tipología Vegetal*, ya que definen la totalidad del cortejo florístico. Asimismo, estas propuestas caracterizan cada estación por su vegetación potencial, esto es, aquella que se desarrolla en ausencia de influencia antrópica o habiéndose detenido hace ya un largo tiempo, permitiendo el reinicio de los procesos de dinámica sucesional.

Asimismo, ambos estudios proponen clasificaciones específicas para diversas asociaciones vegetales, hasta hoy no reconocidas explícitamente en la tipología legal vigente.

Marco Conceptual del Análisis Fitoecológico

El análisis fitoecológico se sustenta en el concepto de estación forestal, definida por Becker (1985), Brêthes (1989) y Gajardo *et al*., (2005) como aquella extensión de terreno, de superficie variable y homogénea en sus condiciones físicas y biológicas (mesoclima, topografía, clima, composición florística, estructura de la vegetación natural y suelo). Una estación forestal se define para una especie determinada y una silvicultura específica, con la cual se puede esperar una productividad conocida. En términos concretos, para lograr su estimación se requiere estructurar ecológicamente las comunidades forestales a través de:

Establecer los factores ecológicos y ambientales que explican la composición florística en los hábitats estudiados.

Posicionar las especies y los hábitats con respecto a dichos factores ecológicos.

Las estaciones forestales de un área geográfica determinan una tipología de estaciones forestales, expresada en un listado o catálogo de estaciones forestales y/o una guía simplificada que reúne y muestra los mapas de las estaciones forestales presentes en dicha área o parte de ella. La definición de las estaciones forestales tiene muchas implicancias directas y colaterales en el manejo forestal del bosque, no obstante, este capítulo se centrara exclusivamente en la definición y análisis del ecosistema de referencia para apoyar la restauración de áreas forestales.

El ámbito geográfico de aplicación de la estación forestal corresponde a una región natural, lo que se alcanza mediante el análisis fitoecológico.

La metodología del análisis fitoecológico consta de las etapas, que se detallan a continuación:

- Estudio Bibliográfico Previo

Esta etapa provee el conocimiento disponible del medio natural de la región estudiada (clima, geología, pedología, flora, entre otros) y de los diversos modos de uso y gestión de sus bosques (tratamientos de manejo, silvicultura aplicada, tipos y tamaño de la propiedad, restricciones particulares, marco reglamentario, entre otros). Es un estudio estrictamente bibliográfico y sus resultados, vertidos en una monografía, deben permitir precisar todas las condiciones y requerimientos para la fase de terreno (Navarro *et al*., 2014).

- Segmentación Jerárquica y Multiescala del Territorio

El objetivo es dividir el territorio en estudio, utilizando un análisis jerárquico descendente, para establecer “umbrales de cambio” de las variables ecológicas, generando áreas homogéneas por sus características ecológicas, denominadas regiones y subregiones ecológicas (Salazar, 2015; Paget, 1999).

- Fase de Terreno

Se realiza un inventario fitoecológico para recolectar la información florística y de las variables ecológicas, asegurando el muestreo de todas las formaciones vegetales, para lograr la adecuada representación de todo el territorio (Navarro *et al*., 2014). En Chile, a esta fase se le incluyó un inventario dendrométrico para recoger los antecedentes para caracterizar las masas forestales estudiadas (Navarro *et al*., 2014).

- Procesamiento y Análisis de Datos

El procesamiento de la información recolectada, requiere de una secuencia compleja de preparación de bases de datos florística, ecológica y dendrométrica, las cuales se procesan secuencialmente mediante los siguientes análisis:

I. Análisis Factorial de Correspondencia (AFC).

El Análisis Factorial de Correspondencia, AFC, es un método estadístico de ordenación, a través del cual:

a. A cada parcela de terreno le adjudica índices – coordenadas factoriales – que permiten diferenciar aquellas unidades que son "cercanas u homogéneas" de aquellas que son "lejanas o heterogéneas", por presentar composición florística diferente, lo que permite identificar los cambios de la flora en un gradiente ecológico.

b. A cada especie, le adjudica índices – coordenadas factoriales – que distinguen aquellas especies "cercanas" que se encuentran en parcelas idénticas, de aquellas "lejanas" cuando se encuentran en parcelas diferentes en términos florísticos. Esto optimiza la separación de especies a lo largo de un gradiente ecológico (Gégout *et al.*, 2012).

Así, el AFC ordena las especies y las parcelas de terreno, según un gradiente ecológico, lo que es consistente con lo señalado por Ter Braak y Prentice (1988) en cuanto a que el AFC de una base de datos florística, sintetiza la ecología de las especies en relación a las variables ecológicas más importantes.

II. Clasificación Jerárquica Ascendente – CJA

Con los resultados del AFC, este análisis agrupa las comunidades vegetales destacando las cercanías posibles entre las especies, permitiendo establecer comunidades vegetales cuando existe gran similitud florística y ecológica. Asimismo, las parcelas de terreno que poseen las características ecológicas más cercanas, son agrupadas en una misma clase. El resultado es un "árbol jerárquico", que muestra de forma secuencial, las especies y los grupos de parcelas, más alejados florística y ecológicamente.

III. Regresiones Simples y Múltiples, Análisis de Varianza y/o Covarianza

Con las coordenadas factoriales de las parcelas, ordenadas por la clasificación jerárquica, se establecen las relaciones con las variables ecológicas, utilizándose regresiones simples o múltiples para variables continuas, o análisis de varianza y/o covarianza si son discretas. Para ello, a cada parcela de terreno se le asigna la magnitud de cada variable ecológica obtenida en la fase de terreno (topográficas,

de suelo, entre otros), incorporando además coberturas de clima (temperatura, precipitación, evapotranspiración potencial, entre otros), geología, hidrografía, uso actual del suelo, vegetación actual y/o potencial, u otras que provean información ecológica de la región. Asimismo, se aconseja incorporar variables resultantes de análisis realizados con Sistemas de Información Geográficos, tales como distancias a cursos y cuerpos de agua, diversos índices de continentalidad, entre otros.

IV. Estructuración de Resultados

Para la estructuración final, los resultados del AFC y de la CJA, son integrados a la base de datos florística y de variables ecológicas, configurando una base que asocia a las medidas en terreno, un conjunto de variables virtuales – las Coordenadas Factoriales.

Posteriormente, se procede a sucesivos ordenamientos de las especies y parcelas de terreno, utilizando las coordenadas factoriales de los ejes relevantes según el AFC, (F1, F2, F3,…,Fn). Producto de este proceso, las parcelas de terrenos y las especies son clasificadas y ordenadas según los factores principales que determinan la distribución de las especies en la región estudiada.

Finalmente, apoyados en el índice de fidelidad de Chytry *et al.* (2002), se estructura la clasificación florística y ecológica de los grupos vegetales y se expresa en una tipología de estaciones forestales, caracterizadas por las especies y las variables ecológicas correspondientes al grupo de parcelas en donde se encuentran estas.

Este índice se determina a partir de la presencia de la especie en cada estación, en relación a toda la extensión del área estudiada y refleja su “afinidad” a dicha estación. Entrega valores entre 1 y -1; si la especie posee un índice +1, su afinidad a la estación es absoluta y es mínima en las estaciones restantes. Si el índice asume una magnitud -1, su afinidad a la Estación es nula; si la magnitud es 0 la especie puede catalogarse de “cosmopolita”, al presentar afinidad a varias estaciones.

Esta estructuración se incorpora a la base geográfica, mediante sistemas de información geográfico (GIS), para normalizar las referencias espaciales y facilitar su aplicación.

- Resultados

Como se ha mencionado en apartados previos, esta metodología ha sido aplicada en la región de la Araucanía, por Cabello (2005) y Navarro *et al*. (2014), sus resultados se muestran en el Cuadro N° 2, donde se observa que ambos trabajos entregaron propuestas similares de tipología de estaciones forestales para la región.

La propuesta de Navarro *et al. (2014)* define detalladamente la vegetación de la Cordillera Andina, destacando tres estaciones con dominancia y/o participación de *Araucaria*, aporta definiciones para el conjunto ñirre – araucaria y para la asociación de *Prumnopitys andina* y *Austrocedrus chilensis*, (lleuque – ciprés de la cordillera). En la Cordillera de la Costa, describe la estación para las poblaciones costeras de esta emblemática especie.

Cuadro N° 2
TIPOLOGÍA DE ESTACIONES PARA LA REGIÓN DE LA ARAUCANÍA

Tipo de Estación (Cabello, 2005)	Tipo de Estación (Navarro *et al*., 2014)
Araucaria - lenga - ñirre en la Cordillera andina	Araucaria – lenga
	Lenga – araucaria – coigüe
Araucaria - ñirre sobre la Cordillera de la Costa.	Araucaria en la Cordillera de la Costa
Ñirre sobre la Cordillera andina.	Ñirre – araucaria
Lenga, ciprés de la cordillera,	Lenga – canelo enano
Roble - olivillo y tolerantes en el Valle Central	Raulí – roble – coigüe
Raulí, lleuque con alstroemeria en las colinas medias y altas de la Precordillera Andina.	
Roble, raulí con lingue y tolerantes en la Precordillera Andina.	
Roble, avellano a pitra en la Cordillera Litoral.	
Coigüe, raulí, tepa y siempreverdes en las altas colinas andinas.	Tepa, raulí, coigüe en la Precordillera y Cordillera Andina
Lleuque sobre la Alta Cordillera Andina	Lleuque – ciprés de la cordillera
Roble, ciprés de la cordillera con festuca en las altas colinas andinas.	
Siempreverde con mañío macho, tepa, trevo en las altas colinas andinas	Lingue – roble con tolerantes siempreverdes
	Siempreverde de mañío hembra y tepa
	Siempreverde de olivillo, ulmo y lingue
	Temu – pitra

En las formaciones siempreverdes entrega una mayor diferenciación a la establecida por Donoso (1981), definiendo 4 estaciones en la Precordillera Andina, Valle Central y Cordillera Litoral, destacando la definición de una estación siempreverde caracterizada por *Blepharocalyx cruckshanksii* y *Myrceugenia exsucca* (temu – pitra), comunidad ripariana no descrita en la tipología oficial actual.

Descripción y Características de las Estaciones Forestales Siempreverdes Candidatas

En este apartado se desarrolla la búsqueda del ecosistema de referencia del área a restaurar del predio Pumillahue de la región de los Ríos, seleccionando *a priori* dos estaciones forestales siempreverde candidatas y que corresponden a la tipología de estaciones de Navarro *et al*. (2014) y son las siguientes:

- Estación Forestal 9; *Siempreverde de tolerantes de mañío hembra, tepa y trevo en los estratos colineanos de la precordillera y la alta cordillera andina y las regiones ecológicas litoral húmeda y Per húmeda.*

- Estación Forestal 11; Siempreverde de olivillo, ulmo con lingue, mañío y copihue en el estrato colineano de las regiones ecológicas Litoral Húmedo y Per húmedo y Central Húmedo y Per húmedo.

Estas estaciones fueron seleccionadas para analizar la similitud del bosque siempreverde de la región de La Araucanía con el existente en el predio Pumillahue de la región de Los Ríos y por su similitud con el Tipo Forestal *Siempreverde* según Donoso (1981), formación de gran extensión en el bosque nativo, que ha sido objeto de uso intenso y presenta alto interés en términos de biodiversidad.

- Estación 9: Siempreverde de tolerantes de mañío hembra, tepa y trevo en los estratos colineanos de la Precordillera y la Alta Cordillera Andina y de las regiones ecológicas Litoral Húmeda y Per húmeda.

Características Ecológicas

Esta estación se encuentra en las colinas de la precordillera y la alta cordillera andina y en las regiones Litoral Húmeda y Per Húmeda de la Cordillera de la Costa (Salazar, 2015), entre 50 y 1.200 msnm, a 20 y 190 km del mar. Presenta exposiciones NW, SW y eventualmente NE y SE, en pendientes medianamente pronunciadas de 36,3°, con extremos de 2° y 61°. Se localiza en la parte media de la ladera, sobre cenizas volcánicas modernas y en menor grado de sedimentos marinos y aluviales (Schlatter *et al*., 1997), del orden Inceptisoles, Andisoles y Entisoles. Son suelos muy profundos y fuertemente ácidos (pH entre 3,3 – 5,4 en el horizonte A y 3,6 – 5,7 en el B). Presentan humus del tipo Amphimull, Eumoder, Hémimoder y Oligomull, con una alta actividad biológica.

Presenta un clima templado infratermal estenotérmico perhídrico y eventualmente templado infratermal estenotérmico mediterráneo perhúmedo (Santibáñez y Uribe, 1993), con una precipitación anual de 1.844 mm, una temperatura media anual de 9.8°C, con extremos de 1,7°C de mínima promedio en el mes más frío y 24,2°C de máxima promedio en el mes más cálido (Navarro et al., 2014).

Composición Florística

Esta estación corresponde a una de las estaciones asimilables al Tipo Forestal Siempreverde según Donoso (1981), que exhibe bosques que se desarrollan en la precordillera y cordillera andina, dominados por *Saxegothaea conspicua* (mañío hembra) y tepa. Esta estación (Cuadro N° 3) presenta una buena diversidad de especies arbóreas y arbustivas, propias de las comunidades siempreverdes, destacando la presencia de lianas y las arbóreas del género Raukaua y *Dasyphyllum diacanthoides* (trevo).

Cuadro N° 3
COMPOSICIÓN FLORÍSTICA- ESTACIÓN 9
SIEMPREVERDE DE MAÑÍO HEMBRA Y TEPA

9. Siempreverde de Mañío hembra y Tepa			
Especie	**Phi**	**Especie**	**Phi**
Saxegothaea conspicua	0,378	*Adesmia longipes*	0,137
Laureliopsis philippiana	0,221	*Berberidopsis corallina*	0,137
Hieracium aurantiacum	0,217	*Myrceugenia obtusa*	0,137
Hydrangea serratifolia	0,201	*Rumex conglomeratus*	0,137
Myrceugenia obtusa	0,201	*Lomatia ferruginea*	0,132
Jovellana punctata	0,201	*Fuchsia magellanica*	0,109
Mitraria coccinea	0,196	*Chusquea uliginosa*	0,107
Urtica dioica	0,173	*Digitalis purpurea*	0,101
Desfontainia fulgens	0,169	*Tristerix corymbosus*	0,099
Azara lanceolata	0,157	*Hymenophyllum pectinatum*	0,096
Nertera granadensis	0,149	*Plantago lanceolata*	0,093
Trifolium	0,147	*Osmorhiza chilensis*	0,090
Dasyphyllum diacanthoides	0,141	*Chusquea quila*	0,089
Lithraea caustica	0,137	*Hymenophyllum*	0,089
Raukaua valdiviensis	0,137	*Viola portalesia*	0,089

(Navarro, *et al*., 2014)

- **Estación 11: Siempreverde de olivillo, ulmo con lingue, mañío y copihue** en el estrato colineano de las regiones ecológicas Litoral Húmedo y Per húmedo y Central Húmedo y Per húmedo.

Características Ecológicas

Estación posicionada en las regiones Litoral Húmeda y Per húmeda del área litoral, y Central Húmeda y Per húmeda en el valle central según Salazar (2015), entre 1.010 y 1.650 msnm, entre 3 y 145 km del mar.

Presenta exposiciones S, SW y SE, en pendientes pronunciadas de 20° a 22°, con extremos de 0° y 61°.

Se localiza en la parte media de la ladera, sobre suelos originados de cenizas volcánicas modernas y metamórficos y en menor grado, rojo arcilloso, graníticos, del orden Entisoles, Inceptisoles, Andisoles y Alfisoles.

Son suelos de acidez media a fuerte (pH entre 3,6 – 6,2 en el horizonte A y 3,8 – 6.3 en el B). Presentan humus del tipo Amphimull, Mesomull, Dysmull y Oligomull, rico en nutrientes, con una buena incorporación de materia orgánica al suelo, lo que refleja una alta actividad (Schlatter *et al.,* 1997).

Su distribución explica su desarrollo en una gran variedad de tipos de clima, desde polar micro termal homotérmico per hídrico, templado infra termal estenotérmico hídrico, templado infra termal estenotérmico mediterráneo húmedo y perhúmedo, templado infra termal estenotérmico perhídrico, hasta templado meso termal inferior estenotérmico mediterráneo sub húmedo, húmedo y per húmedo, templado infra termal estenotérmico per hídrico (Santibáñez y Uribe, 1993).

La precipitación anual es de 1.715 mm y la temperatura media anual de 10,7°C, con extremos de 2,6° de mínima promedio en el mes más frío y 23,3°C de máxima promedio en el mes más cálido (Navarro *et al.,* 2014).

Composición Florística

Esta estación siempreverde (Cuadro N° 4), es rica en especies, localizada en las altitudes menores y/o cercanas al litoral, caracterizada por especies siempreverdes, destacando la dominancia de *Aextoxicon punctatum* (olivillo), ulmo, laurel y en ocasiones *Podocarpus nubigenus* (mañío de hojas punzantes) y *Caldcluvia paniculata* (tiaca) y *Drimys winteri var. chilense* (canelo).

Aparece además un abanico amplio de especies arbustivas, herbáceas y lianas.

Cuadro N° 4
COMPOSICIÓN FLORÍSTICA – ESTACIÓN 11
SIEMPREVERDE DE OLIVILLO, ULMO Y LINGUE

11. Siempreverde de Olivillo, Ulmo y Lingue.			
Especie	**Phi**	**Especie**	**Phi**
Aextoxicon punctatum	0,613	*Podocarpus nubigenus*	*0,295*
Eucryphia cordifolia	0,592	*Luzuriaga radicans*	*0,286*
Lapageria rosea	0,477	*Boquila trifoliolata*	*0,273*
Persea lingue	0,385	*Azara petiolaris*	*0,271*
Rhaphithamnus spinosus	0,376	*Amomyrtus meli*	*0,271*
Greigia sphacelata	0,363	*Asplenium trilobum*	*0,256*
Drimys winteri	0,355	*Mitraria coccinea*	*0,241*
Cissus striata	0,349	*Caldcluvia paniculata*	*0,233*
Ugni molinae	0,336	*Lomatia ferruginea*	*0,229*
Gevuina avellana	0,326	*Luzuriaga polyphylla*	*0,227*
Luma apiculata	0,320	*Senecio yegua*	*0,220*
Uncinia phleoides	0,312	*Hymenophyllum dentatum*	*0,217*
Lophosoria quadripinnata	0,311	*Rhamnus diffusus*	*0,217*
Laurelia sempervirens	0,311	*Uncinia erinacea*	*0,216*
Nertera granadensis	0,304	*Synammia feuillei*	*0,215*

(Navarro *et al.*, 2014)

ESTACIONES

Determinación de Gradientes y/o Comunidades al Interior de la Estación

Una condición esencial para la definición de una tipología de estaciones es la existencia de gradientes ecológicos diferenciables y, en consecuencia, las relaciones entre la vegetación con una o más variables ecológicas puedan ser establecidas.

Por lo expuesto, cada Estación es definida con una composición florística específica y un conjunto de variables ecológicas homogéneas (Ter Braak y Prentice, 1988).

Al interior de cada estación existen también gradientes en magnitudes

menores a las establecidas entre estaciones y corresponden a variaciones ecológicas locales o a la presencia de perturbaciones que conllevan modificaciones en la composición florística expresadas en subcomunidades de especies.

Para la determinación de gradientes y/o comunidades al interior de la estación se desarrolló la misma metodología utilizada en la determinación de la tipología de estaciones (ver apartado *"La Fitoecología o Análisis Fitoecológico*"), específicamente con las etapas siguientes:

- Generación de las bases de datos florísticas y ecológicas de cada estación a partir de la extracción desde las bases de datos regionales.

- Análisis factorial de correspondencia individual sobre la base de datos florística de cada estación, para establecer los grupos de especies y parcelas al interior. Este análisis entrega las coordenadas factoriales de las especies y parcelas que reflejan el o los gradientes al interior de cada estación y permiten diferenciarlos.

- Agrupar y ordenar las especies y parcelas según el o los gradientes al interior de cada estación, mediante el análisis de clasificación jerárquica ascendente.

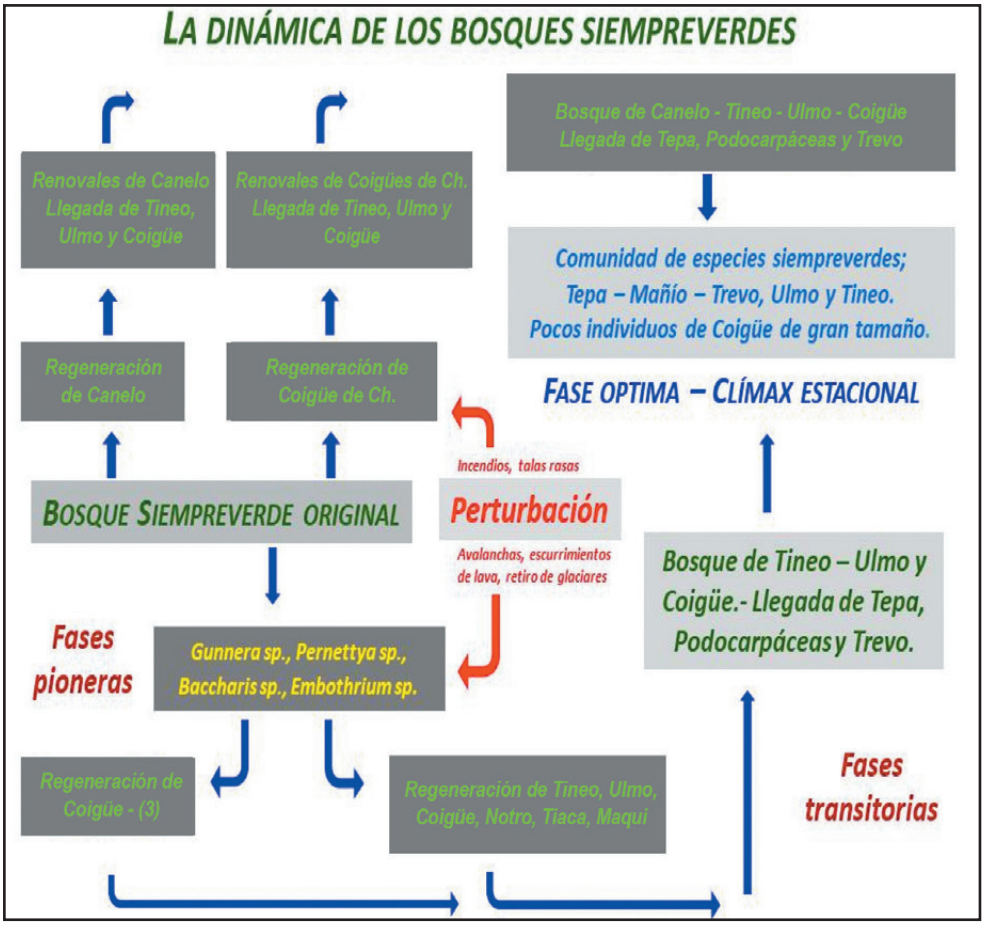
Como resultado de esta etapa de análisis se obtendrán los grupos de especies y de parcelas que responden al o los gradientes al interior de la estación.

Caracterización de las Especies con el Correspondiente Grupo Funcional

En cada fase sucesional, las especies de la estación podrán ver alteradas su presencia y/o abundancia, lo cual se reflejará en el índice de fidelidad de Chytry *et al*. (2002).

Al asociar las especies de cada fase con el grupo funcional (e*species pioneras / postpioneras / tolerantes / oportunistas*) es posible construir la cronosecuencia o trayectoria sucesional de cada estación y de esta forma identificar la(s) fase(s) de la sucesión y su composición de especies, siempre al interior de la estación.

Para la construcción de esta "cronosecuencia o trayectoria sucesional de cada estación" (Figura N° 5) se utilizó como referencia preliminar las propuestas de Uebelhor (1984).



(Fuente: Uebelhor, 1984)

Figura N° 5
TRAYECTORIA SUCESIONAL DE LOS BOSQUES SIEMPREVERDES

RESULTADOS

-Estación 9: Siempreverde de tolerantes de mañío hembra, tepa y trevo en los estratos colineanos de la precordillera y la alta cordillera andina y de las regiones ecológicas litoral húmeda y per húmeda.

El Análisis Factorial de Correspondencia realizado en esta Estación, muestra un gradiente de especies, el cual puede ser agrupado en tres grandes comunidades (Figura N° 6).

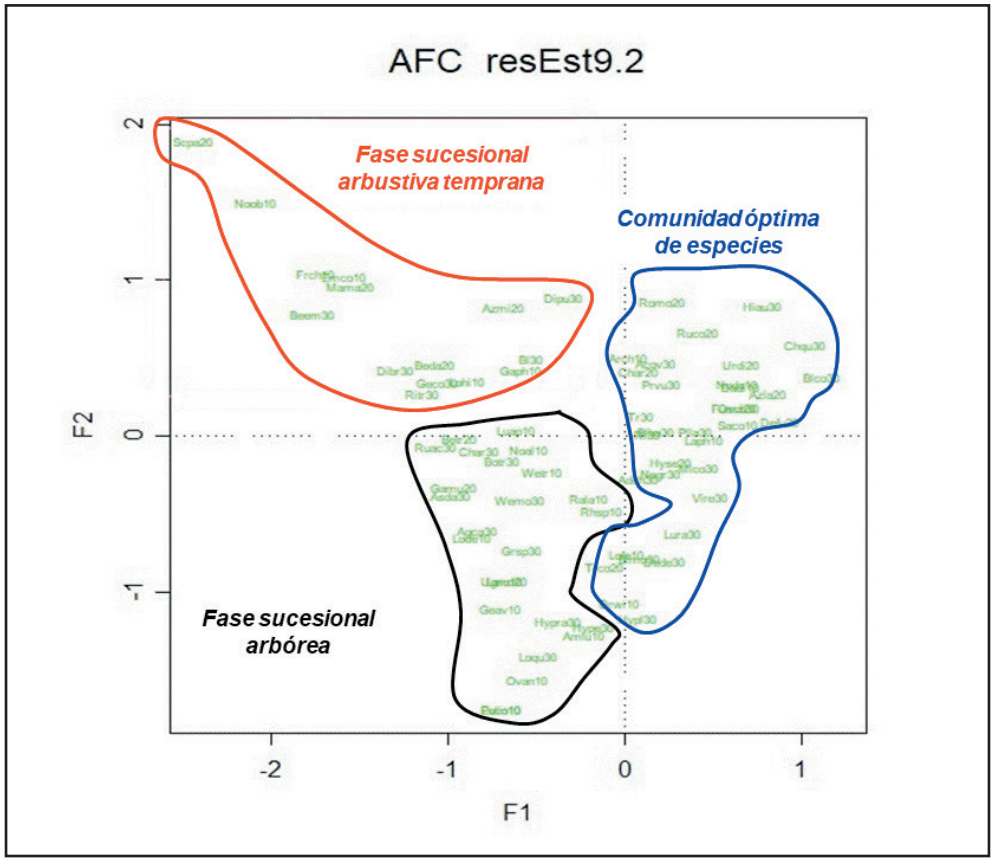


Figura N° 6
ESTACIÓN 9 – COMUNIDADES DE ESPECIES Y FASES SUCESIONALES

I. Un primer grupo de especies, situado en el extremo negativo del eje F1 y positivo en el eje F2, donde destaca la presencia de una comunidad de especies arbustivas, con la excepción de *Nothofagus obliqua*, compuesta secuencialmente de *Schinus patagonicus, Berberis empetrifolia, Potentilla chiloensis, Embothrium coccineum, Maytenus magellanica, Dioscorea brachybothrya, Ribes trilobum, Berberis darwini* y *Lomatia hirsuta* (Cuadro N° 5). Este grupo corresponde a una fase sucesional arbustiva temprana, constituido principalmente por especies pioneras, con la excepción de *Nothofagus obliqua*, donde además el territorio en que se encuentra presenta fuerte influencia antrópica.

La presencia de esta comunidad de especies, permite afirmar que se está en presencia de una condición degradada de la estación 9.

CUADRO N° 5
ESTACIÓN 9. COMPOSICIÓN DE ESPECIES
FASE SUCESIONAL ARBUSTIVA TEMPRANA.

Especie	F1	*F2*	Condición Dinámica	Grupo Funcional
Lomatia hirsuta	-0,88	*0,35*	Pionera	*1*
Gaultheria mucronata	-0,96	*-0,33*	Pionera	*1*
Asplenium dareoides	-0,98	*-0,39*	--	--
Geranium core-core	-1,06	*0,34*	Pionera	*1*
Rumex acetosella	-1,06	*-0,08*	Pionera	*1*
Berberis darwinii	-1,07	*0,45*	Pionera	*1*
Ribes trilobum	-1,15	*0,27*	Pionera	*1*
Dioscorea brachybothrya	-1,30	*0,41*	Pionera	*1*
Maytenus magellanica	-1,55	*0,95*	Pionera	*1*
Embothrium coccineum	-1,58	*1,02*	Pionera	*1*
Potentilla chiloensis	-1,75	*1,04*	Pionera	*1*
Berberis empetrifolia	-1,77	*0,78*	Pionera	*1*
Nothofagus obliqua	-2,08	*1,49*	Post pionera	*2*
Schinus patagonicus	-2,43	*1,89*	Tolerante	*3*

II. De igual modo, en el cuadrante de valores negativos para los ejes F1 y F2, se identifica una comunidad de especies arbóreas, con la presencia relevante de *Nothofagus alpina, Weinmannia trichosperma, Raukaua laetevirens, Lapageria rosea, Amomyrtus luma, Gevuina avellana, Eucryphia cordifolia y Persea lingue*.

Entre las especies arbustivas que acompañan a estas arbóreas se encuentran algunas de características siempreverdes y húmedas como *Blechnum, Lophosoria, Greigia,* otras de características mediterráneas, como *Gaultheria y Azara,* más la incipiente presencia de lianas (*Boquila*).

De acuerdo a su comportamiento sucesional, esta comunidad presenta una mezcla de especies, desde pioneras, nómadas (*Eucryphia, Weinmannia*) y siempreverdes, de lo cual se deduce que se trata de la fase de transición hacia la comunidad optima que caracteriza esta estación (Cuadro N° 6).

Cuadro N° 6
ESTACIÓN 9 COMPOSICIÓN DE ESPECIES
FASE SUCESIONAL ARBÓREA

Especie	F1	F2	Condición Dinámica	Grupo Funcional
Amomyrtus luma	-0,23	-1,28	Tolerante	3
Digitalis purpurea	-0,34	0,89	Pionera	1
Hypochaeris radicata	-0,38	-1,19	Pionera	1
Weinmannia trichosperma	-0,47	-0,24	Oportunista	4
Lophosoria quadripinnata	-0,48	-1,42	Tolerante	3
Blechnum	-0,53	0,49	Tolerante	3
Nothofagus alpina	-0,54	-0,09	Post pionera	2
Ovidia andina	-0,54	-1,56	Pionera	1
Gaultheria phillyreifolia	-0,57	0,42	Pionera	1
Greigia sphacelata	-0,58	-0,73	--	--
Weymouthia mollis	-0,59	-0,41	--	--
Luma apiculata	-0,60	0,04	Tolerante	3
Lapageria rosea	-0,68	-0,94	Tolerante	3
Ugni molinae	-0,68	-0,94	Pionera	1
Azara microphylla	-0,69	0,82	Pionera	1
Eucryphia cordifolia	-0,69	-1,76	Oportunista	4
Persea lingue	-0,69	-1,76	Tolerante	3
Boquila trifoliolata	-0,69	-0,17	Tolerante	3
Gevuina avellana	-0,70	-1,11	Pionera	1
Chusquea culeou	-0,82	-0,10	Pionera	1
Agrostis capillaris	-0,83	-0,61	Pionera	1
Lomatia dentata	-0,85	-0,66	Pionera	1
Berberis trigona	-0,93	-0,02	Pionera	1

III. La comunidad óptima de especies de esta estación se sitúa en torno a los valores positivos de los ejes F1 y F2, en particular con aquellas especies representativas y cuya fidelidad es específica a esta unidad estacional. Se reconocen algunas especies siempreverdes, posicionadas en los valores positivos del eje F1 y valores leves y medianamente negativos en el eje F2, que demarcan claramente la transición sucesional desde la fase sucesional arbórea caducifolia-siempreverde. Esta comunidad, especifica a la estación 9, corresponde a la fase sucesional más avanzada. Está conformada esencialmente por especies tolerantes (tepa, mañio) que dominan, acompañadas eventualmente por especies de transición (coigüe) y las lianas características de las formaciones siempreverdes (*Nertera, Luzuriaga, Hydrangea*). La presencia de especies colonizadoras en este grupo, especialmente del género *Chusquea*, señala aquellas poblaciones en algún estado de degradación (Cuadro N° 7).

Cuadro N° 7
ESTACIÓN 9 COMPOSICIÓN DE ESPECIES
COMUNIDAD ÓPTIMA DE ESPECIES

Especie	F1	F2	Condición Dinámica	Grupo Funcional
Blechnum cordatum	1,12	0,38	Tolerante	3
Chusquea quila	1,03	0,58	Pionera	1
Desfontainia fulgens	0,88	0,09	--	--
Azara lanceolata	0,82	0,27	Pionera	1
Hieracium aurantiacum	0,79	0,83	Pionera	1
Dasyphyllum diacanthoides	0,66	0,31	Tolerante	3
Osmorhiza chilensis	0,66	0,18		
Urtica dioica	0,66	0,45	Pionera	1
Saxegothaea conspicua	0,65	0,07	Tolerante	3
Nothofagus dombeyi	0,64	0,33	Transitoria	2
Fuchsia magellanica	0,62	0,18	Tolerante	3
Viola reichei	0,49	-0,40	Pionera	1
Laureliopsis philippiana	0,46	-0,03	Tolerante	3
Mitraria coccinea	0,43	-0,21	Tolerante	3
Rubus constrictus	0,42	0,66	Pionera	1
Plantago lanceolata	0,40	0,02	Pionera	1
Luzuriaga radicans	0,33	-0,63	Tolerante	3
Hydrangea serratifolia	0,26	-0,17	Tolerante	3
Dendroligotrichum dendroides	0,24	-0,81	--	--
Prunella vulgaris	0,22	0,33	Tolerante	3
Rosa moschata	0,21	0,86	Pionera	1
Nertera granadensis	0,21	-0,24	Tolerante	3
Acaena ovalifolia	0,19	0,47	Pionera	1
Blechnum hastatum	0,18	0,02	Tolerante	3
Ribes	0,13	0,01	Pionera	1
Trifolium	0,09	0,13	Pionera	1
Blechnum mochaenum	0,09	-0,79	Tolerante	3
Adenocaulon chilense	0,09	-0,28	Pionera	1
Chusquea culeou	0,08	0,41	Pionera	1
Hymenophyllum plicatum	0,07	-1,18	Pionera	1
Aristotelia chilensis	0,03	0,50	Pionera	1
Lomatia ferruginea	0,02	-0,76	Pionera	1
Drimys winteri	-0,03	-1,08	Pionera	1
Tristerix corymbosus	-0,12	-0,84	Pionera	1
Rhaphithamnus spinosus	-0,13	-0,49	Post pionera	2
Hymenophyllum pectinatum	-0,17	-1,23	--	--
Raukaua laetevirens	-0,20	-0,40	Tolerante	3

Del análisis conjunto de estas tres comunidades, se reconoce la evidencia de la trayectoria sucesional desde las fases tempranas, dominadas por especies pioneras (*Fase Sucesional Arbustiva Temprana*), pasando por las fases intermedias (*Fase* Sucesional Arbórea), hasta la fase sucesional más avanzada (*Comunidad Óptima de Especies*), con lo cual es posible establecer la secuencia de especies a establecer para efectos de relanzar la dinámica sucesional de un bosque, tendiente a alcanzar la restauración del mismo.

-Estación 11: Siempreverde de olivillo, ulmo con lingue, mañío y copihue en el estrato colineano de las regiones ecológicas litoral húmedo y per húmedo y central húmedo y per húmedo.

Al igual que la situación analizada precedentemente, el análisis factorial de correspondencia realizado en esta estación muestra un gradiente de especies que puede ser agrupado en cuatro grandes comunidades (Figura N° 7).

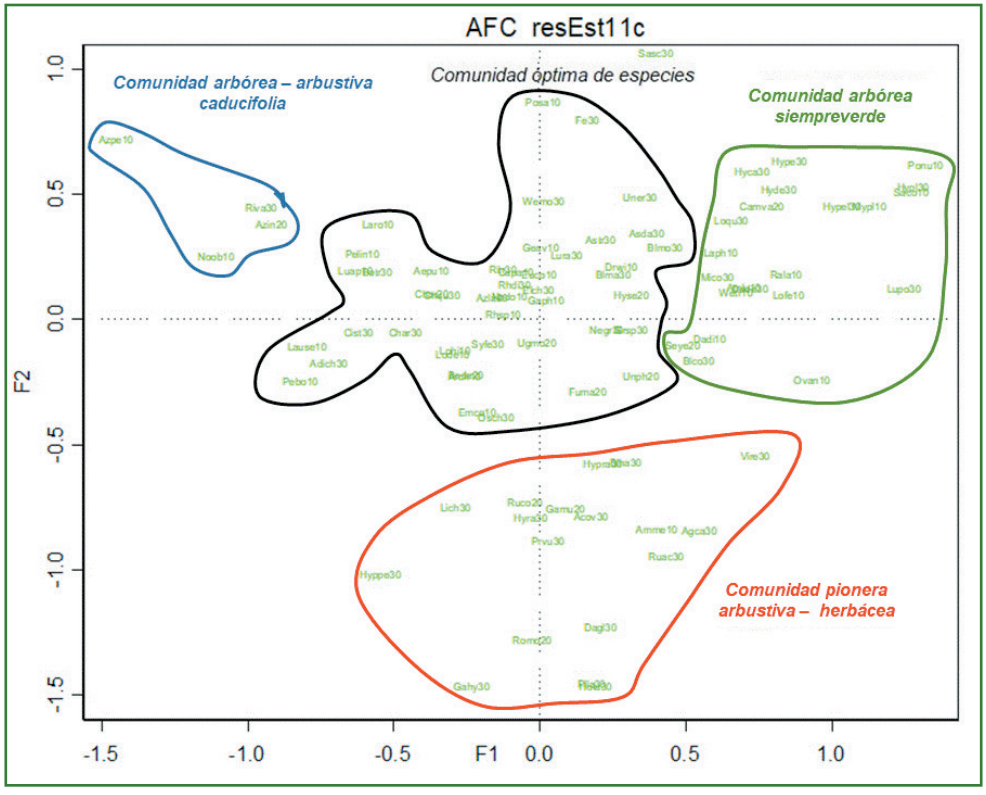


Figura N° 7
ESTACIÓN 11 – COMUNIDADES DE ESPECIES Y FASES SUCESIONALES.

I. En el extremo negativo del eje F2, se sitúa una comunidad de especies muy diversa, arbustivas y principalmente herbáceas, de características esencialmente pioneras (Cuadro N° 8).

Esta comunidad esta asociada a actividades o perturbaciones antrópicas (cortas, pastoreo), lo cual es consistente con su posición topográfica (praderas del valle central y laderas bajas de ambas cordilleras), situación fuertemente asociada a la utilización ganadera, que permite deducir que esta comunidad representa una fase sucesional regresiva de esta estación y a la vez bloqueada por la acción ganadera, pudiendo en consecuencia calificársele como una condición degradada de la Estación 11 – *Siempreverde de* olivillo, ulmo *con* lingue*,* mañío *y* copihue *en el estrato colineano de las regiones ecológicas Litoral Húmedo y Per húmedo y Central Húmedo y Per húmedo*.

Cuadro N° 8
ESTACIÓN 11 COMPOSICIÓN ESPECIES
COMUNIDAD PIONERA ARBUSTIVA - HERBÁCEA

Especie	F1	F2	Condición Dinámica	Grupo Funcional
Viola reichei	0,74	-0,55	Pionera	1
Blechnum hastatum	0,29	-0,58	--	--
Hypochaeris radicata	0,22	-0,59	Pionera	1
Libertia chilensis	-0,29	-0,76	Pionera	1
Acaena ovalifolia	0,18	-0,80	Pionera	1
Hydrocotyle ranunculoides	-0,03	-0,80	Pionera	1
Agrostis capillaris	0,55	-0,85	Pionera	1
Prunella vulgaris	0,03	-0,89	--	--
Rumex acetosella	0,43	-0,95	Pionera	1
Hypericum perforatum	-0,55	-1,03	Pionera	1
Dactylis glomerata	0,21	-1,24	Pionera	1
Plantago lanceolata	0,18	-1,46	Pionera	1
Holcus lanatus	0,19	-1,47	Pionera	1
Galium hypocarpium	-0,23	-1,47	Pionera	1

II. En el extremo negativo del eje F1, y en torno al valor 0,5 del eje F2, se distingue una comunidad arbustiva dominada por especies del género *Azara*, acompañada por *Ribes valdivianum*, todas especies pioneras, más la presencia de *Nothofagus obliqua*, arbórea de características transitorias (Cuadro N° 9).

Cuadro N° 9
ESTACIÓN 11 COMPOSICIÓN ESPECIES
COMUNIDAD PIONERA ARBÓREA, ARBUSTIVA –CADUCIFOLIA

Especie	F1	F2	Condición Dinámica	Grupo Funcional
Azara integrifolia	-0,92	0,37	Pionera	1
Ribes valdivianum	-0,95	0,44	Pionera	1
Nothofagus obliqua	-1,11	0,25	Post pionera	2
Azara petiolaris	-1,45	0,71	Pionera	1

En términos de la dinámica sucesional, la composición de esta comunidad indica que se está en presencia de un proceso de recolonización, asociada a una dinámica linear, característica de la trayectoria sucesional de las especies de *Nothofagus* a baja altitud, desde la condición degradada descrita en el apartado anterior y donde se ha levantado el bloqueo generado por la actividad ganadera, con lo cual se relanzó la dinámica linear de esta estación. Elemento esencial de este proceso es la presencia de *Ribes valdivianum* y *Nothofagus obliqua*.

III. En el extremo positivo del eje F1, y entre los valores -0,5 y 0,61 del eje F2, se encuentra una comunidad arbórea siempreverde, caracterizada por numerosas especies arbóreas tolerantes (*Podocarpus, Saxegothea, Laureliopsis, Weinmannia, Raukaua, Dasyphyllum*), mirtáceas y especies de helechos, (*Blechnum, Lophosoria*). (Cuadro N° 10).

Cuadro N° 10
ESTACIÓN 11 COMPOSICIÓN DE ESPECIES COMUNIDAD ARBÓREA SIEMPREVERDE

Especie	F1	F2	Condición Dinámica	Grupo Funcional
Podocarpus nubigenus	1,32	0,61	Tolerante	3
Hymenophyllum plicatum	1,28	0,52	Pionera	1
Saxegothaea conspicua	1,27	0,50	Tolerante	3
Luzuriaga polyphylla	1,25	0,11	Tolerante	3
Myrceugenia planipes	1,13	0,44	Tolerante	3
Hymenophyllum peltatum	1,04	0,44	--	--
Ovidia andina	0,93	-0,25	Pionera	1
Hymenophyllum pectinatum	0,86	0,62	--	--
Lomatia ferruginea	0,85	0,09	Pionera	1
Raukaua laetevirens	0,84	0,17	Tolerante.	3
Hymenophyllum dentatum	0,82	0,51	--	--
Campsidium valdivianum	0,76	0,44	--	--

Hymenophyllum caudiculatum	0,73	0,59	--	--
Dendroligotrichum dendroides	0,72	0,12	--	--
Amomyrtus Luma	0,70	0,12	Tolerante	3
Weinmannia trichosperma	0,67	0,10	Oportunista	4
Lophosoria quadripinnata	0,66	0,39	Tolerante	3
Laureliopsis philippiana	0,62	0,26	Tolerante	3
Mitraria coccinea	0,61	0,16	Tolerante	3
Dasyphyllum diacanthoides	0,58	-0,08	Tolerante	3

IV. La Comunidad Óptima de Especies de esta Estación se ubica entre los valores -0.85 y 0.45 en el eje F1 y entre los valores -0,4 y 0,9 del eje F2. Se trata de una comunidad siempreverde, constituida por una gran cantidad de especies, tanto arbóreas como arbustivas y herbáceas, en una etapa de transición hacia la fase más avanzada de una comunidad de especies tolerantes, cuya importante presencia de pioneras, se explicaría por la presencia de perturbaciones antrópicas, atendido su posicionamiento en el llano central, cohabitando con actividades ganaderas y/o agrícolas (Cuadro N° 11).

Cuadro N° 11
ESTACIÓN 11 COMPOSICIÓN DE ESPECIES COMUNIDAD ÓPTIMA DE ESPECIES

Especie	F1	F2	Condición Dinámica	Grupo Funcional
Adiantum chilense	-0,72	-0,18	Tolerante	3
Aextoxicon punctatum	-0,37	0,19	Tolerante	3
Amomyrtus meli	0,40	-0,84	Tolerante	3
Aristotelia chilensis	-0,26	-0,23	Pionera	1
Asplenium dareoides	0,37	0,34	--	--
Asplenium trilobum	0,21	0,31	--	--
Azara lanceolata	-0,16	0,08	Pionera	1
Berberis darwinii	-0,25	-0,23	Pionera	1
Blechnum cordatum	0,54	-0,17	Tolerante	3
Blechnum magellanicum	0,25	0,17	Tolerante	3
Blechnum mochaenum	0,43	0,28	Tolerante	3
Boquila trifoliolata	-0,56	0,18	Tolerante	3
Caldcluvia paniculata	-0,08	0,18	Tolerante	3
Chusquea culeou	-0,37	0,10	Pionera	1
Chusquea quila	-0,33	0,09	Pionera	1
Cissus striata	-0,62	-0,06	Tolerante	3
Drimys winteri	0,28	0,20	Tolerante	1
Elytropus chilensis	0,00	0,11	Pionera	1
Embothrium coccineum	-0,21	-0,38	Pionera	1

Eucryphia cordifolia	0,00	0,17	Oportunista	4
Festuca	0,16	0,79	Pionera	1
Fuchsia magellanica	0,16	-0,29	Tolerante	3
Gaultheria mucronata	0,09	-0,76	Pionera	1
Gaultheria phillyreifolia	0,02	0,07	Pionera	1
Gevuina avellana	0,00	0,28	Pionera	1
Greigia sphacelata	0,31	-0,05	--	--
Hydrangea serratifolia	0,31	0,09	Tolerante	3
Lapageria rosea	-0,55	0,38	Tolerante	3
Laurelia sempervirens	-0,80	-0,12	Tolerante	3
Lomatia dentata	-0,30	-0,15	Pionera	1
Lomatia hirsuta	-0,29	-0,13	Pionera	1
Luma apiculata	-0,63	0,19	Tolerante	3
Luzuriaga radicans	0,09	0,25	Tolerante	3
Nertera granadensis	0,23	-0,05	Tolerante	3
Nothofagus dombeyi	-0,10	0,08	Post pionera	2
Osmorhiza chilensis	-0,15	-0,40	--	--
Persea lingue	-0,61	0,26	Tolerante	3
Peumus boldus	-0,82	-0,25	Post pionera	2
Podocarpus salignus	0,01	0,86	Tolerante	3
Rhamnus diffusus	-0,09	0,13	--	--
Rhaphithamnus spinosus	-0,13	0,02	Post pionera	2
Ribes trilobum	-0,13	0,20	Pionera	1
Rosa moschata	-0,02	-1,29	Pionera	1
Rubus constrictus	-0,05	-0,74	Pionera	1
Sarmienta scandens	0,40	1,06	Pionera	1
Senecio yegua	0,49	-0,11	Pionera	1
Synammia feuillei	-0,18	-0,10	Pionera	1
Ugni molinae	-0,01	-0,10	Pionera	1
Uncinia erinacea	0,34	0,48	Pionera	1
Uncinia phleoides	0,35	-0,24	Pionera	1
Weymouthia mollis	0,01	0,47	--	--

Del análisis conjunto de estas cuatro comunidades, se reconoce la evidencia de la trayectoria sucesional desde las fases tempranas, dominadas por especies pioneras, tanto arbustivas como herbáceas (*comunidad pionera arbustiva – herbácea*), pasando por las fases intermedias (*comunidad pionera arbórea, arbustiva, caducifolia),* hasta la identificación de dos fases sucesional más avanzadas (*comunidad arbórea siempreverde y comunidad óptima de especies).*

Dadas las fases sucesionales identificadas, se concluye que es posible establecer la secuencia de especies a establecer para efectos de relanzar la dinámica sucesional de un bosque, tendiente a alcanzar la restauración del mismo.

DEFINICION DE ECOSISTEMAS DE REFERENCIA EN EL PREDIO PUMILLAHUE

El ecosistema de referencia para el bosque siempreverde del predio Pumillahue de la región de Los Ríos vendría a corresponder, de acuerdo al estudio de Navarro *et al.* (2014) básicamente a la comunidad óptima de especies de la Estación 11: Siempreverde de olivillo, ulmo con lingue, mañío y copihue en el estrato colineano de las regiones ecológicas litoral húmedo y per húmedo y central húmedo y per húmedo.

La validación del ecosistema de referencia se realizó a dos niveles: Primero, a través de visitas a terrenos de los Doctores Celso Navarro y José Antonio Cabello, autores del Catálogo de Estaciones Forestales de la Región de la Araucanía[61], resultando la comunidad optima de especies de la Estación 11 como la más coincidente con la localidad a restaurar en el predio Pumillahue. En segundo lugar, se realizó un inventario florístico independiente en el predio Pumillahue y un estudio fitoecológico en las áreas aledañas al sitio a restaurar (Urrutia-Estrada y Fuentes-Ramírez, 2021). Dichos autores definieron las unidades vegetacionales, como un bosque de olivillo (dominado por *Aextoxicon punctatum, Eucryphia cordifolia* y *Laurelia philippiana*).

La unidad vegetacional ulmo-olivillo-tepa (Urrutia y Fuentes, 2021) es equivalente a la comunidad optima de especies de la Estación 11. En el predio Pumillahue se identificó *in situ* un total de 42 especies de plantas vasculares, las cuales se reparten taxonómicamente en 1 gimnosperma, 5 pteridophyta, 5 monocotiledóneas y 31 dicotiledóneas. En el origen geográfico aparecen 12 especies endémicas y 30 nativas. Las formas de vida se componen de 1 subarbusto, 3 epífitas, 6 hierbas perennes, 7 arbustos, 8 trepadoras y 17 árboles.

La nula presencia de especies herbáceas introducidas en el bosque de ulmo-olivillo-tepa, está relacionada con una unidad vegetacional que presenta una intervención antrópica relativamente baja, por lo menos en los últimos 50 años, ya que antes hay evidencia de floreo y corta de áreas a tala rasa de los árboles de mayor valor económico. Las especies dominantes en el área de estudio, permiten inferir que el área a restaurar corresponde a bosque de olivillo (*Lapageria-Aextoxicon punctatum*), con pequeñas variaciones de *Nothofagus obliqua* en algunos sectores.

61 Proyecto Innova 11BPC-10164. Implementación de una Metodología de Tipificación de Bosque Nativo para la Aplicación de la Ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal.

Cabe señalar además la alta participación de *Chusquea quila*, especie que juega un papel importante en la dinámica de regeneración y sucesión de la pluviselva valdiviana (Veblen *et al*., 1979). La quila es común en estos bosques y en rodales que han sido fuertemente intervenidos, teniendo la capacidad de proliferar con fuerza, volverse dominante en cobertura (San Martín *et al*., 1991) y debido a su carácter invasor tiende a impedir la regeneración arbórea (Veblen y Schlegel, 1982). De acuerdo al Dr. Victor Sandoval (QEPD) existen aproximadamente 500.000 ha de superficie invadidas por quilantales en áreas de bosque nativo (Comunicación Personal, 2017).

Un análisis más detallado de la composición florística de estos quilantales revela la existencia de un total de 7 especies de plantas vasculares, las cuales se reparten taxonómicamente en una monocotiledónea y seis dicotiledóneas. En el origen geográfico aparecen una especie introducida, dos endémicas y cuatro nativas. Las formas de vida se componen de dos trepadoras y cinco hierbas perennes. Esta unidad vegetacional destaca por la pobreza florística del sotobosque, donde las plantas presentes exhiben una muy baja abundancia, relegada en todos los casos a un único individuo que normalmente prosperaba en los márgenes de los quilantales, casi se podría decir que el quilantal es un desierto verde, pero un buen formador de suelos.

Una vez definido el ecosistema de referencia, se hace necesario identificar dentro de esta comunidad las especies claves o estructurales que se van a utilizar para iniciar el proceso de restauración ecológica activa de la vegetación arbórea, es decir determinar las especies que incluirán las plantaciones suplementarias.

Siguiendo las sugerencias de Aronson *et al.* (2020), se consultó a una organización especializada en las especies estructurales más valiosas y adecuadas que se deben considerar en la restauración activa.

Para tal efecto, APROBOSQUE AG[62], entidad gremial de propietarios de Bosque Nativo de alto nivel de especialización en el manejo de bosques siempreverde, dio una orientación a través de un conjunto de especies para establecer las plantaciones suplementarias.

Finalmente, con el apoyo del propietario del predio Pumillahue, la Corporación Nacional Forestal de la región de Los Ríos, se decidió seleccionar las cinco principales especies estructurales para abordar esta restauración activa: olivillo (*Aextoxicon punctatum*), ulmo (*Eucryphia cordifolia*), lingue (*Persea lingue*), tepa (*Laurelia philippiana*) y roble (*Nothofagus obliqua*).

En el Cuadro N°12 se muestran las características ecológicas de las especies estructurales seleccionadas para iniciar la restauración ecológica activa.

62 APROBOSQUE AG: es la Asociación Gremial de Propietarios de Bosque Nativo.

Cuadro N° 12
CARACTERISTICAS ECOLÓGICAS DE LAS ESPECIES ESTRUCTURALES SELECCIONADAS PARA ESTABLECER PLANTACIONES SUPLEMENTARIAS O RESTAURACION ACTIVA EN EL PREDIO PUMILLAHUE DE LA REGION DE LOS RIOS

Especie	Fidelidad	Condición Dinámica	Grupo Funcional
Olivillo *(Aextoxicon punctatum)*	0,613	Tolerante	Especies dríadas o tolerantes
Ulmo *(Eucryphia cordifolia)*	0,592	Oportunista	Especies nómadas u oportunistas
Lingue *(Persea lingue)*[1]	0,385	Tolerante	Especies dríadas o tolerantes
Tepa *(Laurelia sempervirens)*	0,311	Tolerante	Especies dríadas o tolerantes
Roble *(Nothofagus obliqua)*	-	Post pionera	Especies Post pioneras

(1). Esta especie estructural desde el punto de vista de su estado de conservación se encuentra en la categoría de Preocupación Menor (LC)

Cabe destacar que al plantar estas especies estructurales en distribuciones predefinidas, estas actuaran como nodrizas y facilitarán que opere la restauración pasiva, a partir de árboles semilleros presentes en la vecindad, conformando así un nuevo tapiz forestal complementario, cuya dirección sucesional será gobernada por las especies estructurales.

Se reiniciará una nueva fase sucesional denominada sucesión secundaria donde al levantar el bloqueo de la especie invasora (quila) se comenzará a reconstituir sistemáticamente la vegetación de una comunidad vegetal preexistente o similar.

Será labor del silvicultor ir monitoreando y hacer las labores correctivas y pertinente para optimizar la productividad del sitio, y mantener altos niveles de biodiversidad, teniendo presente la dinámica sucesional, y que el nuevo bosque restaurado pueda autoperpetuarse a través del manejo forestal adaptativo de su regeneración natural.

CONCLUSIONES

La metodología propuesta permite identificar el ecosistema de referencia del sector a restaurar en el predio Pumillahue (Región de los Ríos) como la comunidad optima de especies de la Estación 11: Siempreverde de olivillo, ulmo con lingue, mañío y copihue en el estrato colineano de las regiones ecológicas litoral húmedo y per húmedo y central húmedo y per húmedo. Este análisis se sustenta en el análisis fitoecológico asociada al comportamiento de las especies en términos sucesionales

y al reconocimiento de las fases sucesionales con su correspondiente composición de especies, lo que ha permitido identificar con claridad el Ecosistema de Referencia.

A partir del ecosistema de referencia y mediante consulta a experto (APROBOSQUE AG y CONAF Los Ríos) se ha identificado cinco especies estructurales para iniciar la restauración activa: olivillo (*Aextoxicon punctatum*), ulmo (*Eucryphia cordifolia)*, lingue (*Persea lingue*), tepa (*Laurelia philippiana*) y roble (*Nothofagus obliqua*).

Por último y como conclusión general, la aplicación del análisis fitoecológico para la determinación de gradientes al interior de las estaciones analizadas, se mostró muy efectiva, por cuanto permitió reconocer diversas fases sucesionales asociadas a perturbaciones antrópicas o situaciones de evolución de la dinámica vegetacional hacia fases sucesionales más avanzadas, por lo tanto, es una metodología muy apropiada para orientar el proceso de restauración ecológica de especies nativas.

REFERENCIAS

Aronson, J.; Goodwin, N.; Orlando, L.; Eisenberg, C. and Cross, A. T., 2020. A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nation's Decade on Ecosystem Restoration. Restoration Ecology. 28(4): 1-7. DOI: 10.1111/rec.13170

Becker, M., 1985. Démarche méthodologique préconisée pour la typologie des stations forestières.- In: Colloques phytosociologiques, 14, “Phytosociologie et foresterie”, Nancy, p.299-311.

Becker, M.; et Le Goff, N., 1988. Diagnostic stationnel et potentiel de production.- Revue forestière française, 40 (spécial : Diagnostics en forêt), p. 29-43.

Brêthes, A., 1989. La Typologie des stations forestières: recommandations méthodologiques.- Revue forestière française, 41 (1) : 1-27.

Cabello, J., 2005. Bases méthodologiques pour la préparation des outils écologiques et dynamiques nécessaires pour l’aménagement forestier au Chili. Thèse Docteur en Sciences Forestières, Nancy : École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (ENGREF), France.

Chytrý, Milan; Tichý, Lubomír; Holt, Jason and Botta-Dukát, Zoltán, 2002. Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. Journal of Vegetation Science 13: 79-90.

Delpech, R.; Dumé, G. et Galmiche, P., 1985. Typologie des stations forestières: vocabulaire.- Paris: Institut pour le développement forestier, 243 p.

Donoso, C., 1981. Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile.- Santiago de Chile, CONAF/FAO. 82 p.

Gajardo, R., 1993. La Vegetación natural de Chile; clasificación y distribución geográfica. - Editorial Universitaria, CONAF. 165 p.

Gajardo, R.; Luebert, F. y Estay, M., 2005. Ensayo de una tipología de estaciones forestales en el Parque Nacional Tolhuaca, Chile. Nota Tecnica. Bosque 26(2) : 47-56.

Gégout, J.; Pinto, P. y Cabello, J., 2012. Propuesta metodológica para la obtención de una tipología forestal para la IX Región de La Araucanía, adaptada a las nuevas exigencias legales y contexto de cambio global. Informe de Expertos. Proyecto INNOVA CORFO 11BPC-10164(11-13): Implementación de una Metodología de Tipificación de Bosque Nativo para la aplicación de la Ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. Corporación Nacional Forestal, Universidad Católica de Temuco, Chile. 44 p.

Gezan, S.; Ortega, A. y Andenmatten, E., 2007 Diagramas de manejo de densidad para renovales de roble, raulí y coigüe en Chile. Bosque 28(2): 97-105.

Gingrich, S.F., 1967. Measuring and evaluating stocking and stand density in upland hardwood forests in the Central States. For. Sci. 13:38-58.

Ipinza, R., 2015. Conservación y Mejoramiento: La paradoja de la llave y la cerradura, un enfoque didáctico. En: Conservación de Recursos Genéticos Forestales. Principios y Práctica. Editado por Gutiérrez, B; Ipinza, R. y Barros, S. Instituto Forestal. pp. 91-103.

Navarro, C.; Herrera, M.; Drake, F. y Donoso, P., 2011 Diagrama de manejo de densidad y su aplicación a raleo en bosques de segundo crecimiento de *Drimys winteri* en el Sur de Chile. Bosque 32(2):175-186.

Navarro, C.; Hauenstein, E.; Pinares, J.; Esse, C. y Cabello, J., 2014. Catálogo de Estaciones Forestales del Bosque Nativo de la Región de La Araucanía. - Proyecto INNOVA CORFO 11BPC-10164(11-13): Implementación de una Metodología de Tipificación de Bosque Nativo para la aplicación de la Ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. Corporación Nacional Forestal, Universidad Católica de Temuco. 231 p.

Martin, M.; Pilquinao, B.; Muller-Using, S.; Bahamondez, C.; Guiñez, R.; Acuña, B.; Bava, J. y Logercio, J., 2018. Diagramas de Manejo de Densidad para Bosques de Lenga de Aysén y Magallanes con fines de Producción de Madera. (Proyecto FIBN 032-2014 CONAF). Instituto Forestal. Chile. Informe Técnico N° 219. 101 p.

Müller-Using, S.; Martin, M. y Merino, R., 2012. El diagrama de densidad de GinGrich como herramienta para la planificación de raleos en renovales del tipo Roble-Raulí-Coigüe. INFOR, 15 p.

Paget, D., 1999. Etude de la diversité spatiale des écosystèmes forestiers guyanais.- Nancy: Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, 169 p. (Thèse ENGREF – Sciences forestières).

Rameau, J., 2000. Dynamique de la végétation: au niveau des paysages: au niveau des milieux forestiers. Nancy, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts – Centre de Nancy, Francia. 134 p.

Salazar, M. A., 2015. Zonificación Ecológica de la Región de La Araucanía, Chile, como base para la preparación de una Tipología Forestal del Bosque Nativo de la Región." Tesis de Magister en Sistemas de Información Geográfica y Percepción Remota para la Gestión Silvoagropecuaria. Temuco, Chile. Escuela de Ciencias Forestales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, 28 p.

San Martín, C.; Ramírez, C.; Figueroa, H. y Ojeda, N., 1991. Estudio sinecológico del bosque de roble-laurel-lingue del centro-sur de Chile. Bosque 12:11-27.

Santibáñez, F. y Uribe, J. M., 1993. Atlas Agroclimático de Chile. Regiones Sexta, Séptima, Octava y Novena. SER (2004). http://ser.org/resources/resources-detail-view/ser-internationalprimer-on-ecological-restoration

SER, 2004. http://ser.org/resources/resources-detail-view/ser-internationalprimer-on-ecological-restoration.

SER, 2016. Estándares internacionales para la práctica de la Restauración ecológica incluyendo principios y conceptos clave. Primera edición; diciembre 2016. 52 p.

Schlatter, J. E.; Gerding, V. y Adriazola, J., 1997. Sistema de ordenamiento de la tierra, herramienta para la planificación forestal Aplicado a las Regiones VII, VIII y IX 2ª ed. Serie Técnica, Fac. Cs. Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, 91 p.

Schmidt, H. y Urzúa, J., 1982. Transformación y manejo de los bosques de Lenga en Magallanes. Santiago, Chile: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias, Veterinarias y Forestales. 62p. (Ciencias Agrícolas Nº11).

Ter Braak, C. J. F. and Prentice, I. C., 1988. "A theory of gradient analysis." Advances in Ecological Research 18: 271-317.

Uebelhor, K., 1984. [Structure and dynamics of virgin *Nothofagus* forests at medium altitudes in the Valdivian Andes of Chile]. Forstliche Forschungsberichte, München, vol.58, 230 p. (texto en alemán, resumen en inglés y castellano).

Urrutia, J. y Fuentes, A., 2021. Métodos Fitoecológicos Aplicados en la Caracterización de Ecosistemas de Referencia.

Veblen, T.; Ashton, D. and Schlegel, F., 1979. Tree regeneration strategies in a lowland *Nothofagus*-dominated forest in south-central Chile. Journal of Biogeography 6: 329-340.

Veblen, T. y Schlegel, F., 1982. Reseña ecológica de los bosques del sur de Chile. Bosque 4: 73-115.

(Fotos: R. Ipinza)

CAPÍTULO 7
REGIONES DE PROCEDENCIA UN ORDENAMIENTO DE FUENTES SEMILLERAS

Braulio Gutiérrez.[63]

RESUMEN

Entre las consideraciones genéticas para la restauración, en este capítulo se discute el concepto de regiones de procedencia y otros enfoques complementarios para el ordenamiento genético territorial, con énfasis en la conservación y recuperación de bosques. Se presentan algunas consideraciones a tener en cuenta para el movimiento de semillas entre regiones de procedencia y se entregan antecedentes respecto de la conveniencia del uso de semilla local y de las situaciones en que este material no constituye la fuente idónea para efectos de restauración.

INTRODUCCIÓN

Un importante aspecto a considerar en la utilización de semillas de especies forestales nativas es ¿qué tan lejos de su origen puede ser utilizada la semilla proveniente de una determinada fuente semillera? o equivalentemente ¿en qué superficie puede ser utilizada esta semilla sin riesgo de contaminación genética[64] o pérdida de adaptabilidad que repercuta en la supervivencia y productividad de la plantación? A este respecto, la elección de la procedencia de la semilla resulta una etapa crítica, ya que los acervos genéticos seleccionados tendrán un efecto determinante durante todo el ciclo de vida de los árboles implantados, e incluso en generaciones venideras.

También es importante considerar cuál es el alcance y extensión de uso de la denominada semilla local y tener en consideración, especialmente en iniciativas de restauración de bosques degradados y en un escenario de cambio climático,

63 Ingeniero Forestal. Investigador Instituto Forestal, sede Bio Bio. bgutierr@infor.cl

64 Contaminación genética es una expresión habitual para referirse a la depresión exogámica de una población local por la acción de genes de una población introducida de la misma especie, o de una especie distinta reproductivamente compatible.

que, a diferencia de la recomendación general, la semilla local no siempre es el germoplasma más adecuado para una determinada iniciativa de plantación.

En estos contextos se requiere contar con una herramienta que permita identificar con seguridad el origen del material utilizado en la producción de plantas para forestación. Este aspecto es especialmente relevante, por cuanto, aunque se cuente con fuentes semilleras adecuadas, no existen criterios de ordenamiento genético territorial que determinen las áreas de establecimiento de las plantas en función del origen de sus semillas.

En efecto, no existe control del área de utilización de un determinado origen de semillas, el cual suele usarse para establecer plantaciones en áreas muy diferentes a aquellas donde fueron colectadas. Consecuentemente, en este documento se abordan los fundamentos para desarrollar un esquema orientado a ordenar y regular el uso de las semillas en unidades territoriales ecológicamente homogéneas, donde el material de propagación tenga un desempeño y adaptación similar.

Particularmente, se esbozan los fundamentos para efectuar una definición de zonas de procedencias para especies forestales nativas, explicando la necesidad de contar con este sistema y sugiriendo los fundamentos para su desarrollo. La naturaleza de esta definición de zonas de procedencias deja en evidencia que su aplicación y utilidad queda circunscrita a especies autóctonas (nativas y endémicas) y que no tiene sentido en las exóticas. Se abordan también las consideraciones genéticas que regulan estas decisiones y conceptos como migración asistida, modelamiento de nicho ecológico y zonas genéticas como complementos a la definición de zonas de procedencia tradicionales.

ZONAS DE PROCEDENCIA

Los árboles de un bosque natural tienen un alto grado de adaptación al ambiente local, la que transmiten a sus semillas mediante los mecanismos de herencia genética. Las semillas por su parte, se dispersan a distancias relativamente limitadas en relación a sus progenitores, lo que les permite encontrar un ambiente similar donde germinar y desarrollarse.

Sin embargo, en la repoblación artificial la distancia entre el sitio donde se producen las semillas y el sitio de plantación se incrementa en forma considerable, de modo que no existe garantía que el material genético esté adaptado a las condiciones ambientales en que se implanta.

Las diferencias entre poblaciones de una misma especie que ocupan distintas regiones se pueden atribuir, en parte, a procesos de modificación fenotípica

como respuesta a las distintas condiciones climáticas y edáficas locales, fenómeno conocido como plasticidad fenotípica. Sin embargo, existen importantes diferencias que tienen una base genética y han sido objeto de selección durante múltiples generaciones. Estas diferencias genéticas son la base sobre la que se establece la delimitación de las zonas de procedencia de las especies forestales.

La existencia de diferencias genéticas entre poblaciones, principalmente las ligadas a caracteres de crecimiento, producción y adaptación, ha motivado la definición de grandes unidades para la comercialización y utilización de semillas. Para las especies a las que se aplica un sistema de certificación de materiales de reproducción, se definen unidades de comercialización, que corresponden a divisiones en su distribución geográfica en grandes regiones. Esta unidad básica, en el esquema de la Unión Europea (UE) y de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), es la Región de Procedencia[65].

La Zona de Procedencia es para una especie o subespecie determinada, la zona o el grupo de zonas sujetas a condiciones ecológicas suficientemente uniformes en las que se encuentran fuentes semilleras o rodales que presentan características fenotípicas o genéticas semejantes (Alía *et al*., 2009a).

También se la define como el conjunto de territorios sometidos a condiciones ecológicas prácticamente uniformes y en los que se desarrollan poblaciones que presentan características fenotípicas o genéticas análogas (Agúndez *et al*., 1995).

Estas definiciones son en alguna medida coincidentes con la de Zonas Semilleras de Barner y Willan (1983); con las Regiones de Procedencia de Martin *et al*. (1998); y con la definición de García del Barrio *et al*. (2001) para las Regiones de Identificación y Utilización de Material Forestal de Reproducción (RIU).

De acuerdo con Alía *et al*. (2009a) esta unidad, la zona de procedencia es la unidad básica de comercialización de material de reproducción (frutos, semillas, plantas y partes de planta) en los sistemas de certificación de la UE y de la OCDE, y corresponde a una división establecida a partir de criterios genéticos, geográficos y ecológicos para facilitar la comercialización de los materiales de reproducción y su identificación por parte del comprador, pues permite identificar más fácilmente las características de los materiales de reproducción.

En Estados Unidos se sugiere como definición de zona semillera a “una zona de árboles con una composición genética relativamente uniforme, determinada a través de la evaluación de la progenie de varias fuentes de semillas, donde generalmente el área incluida tiene límites geográficos, clima y condiciones de crecimiento bien definidos”.

65 Como expresión equivalente se prefiere usar “zonas de procedencia”, pues en algunos contextos el término región se presta a confusión con las unidades de división administrativa del país.

Por su parte, la OECD (1974) usa el concepto de región de procedencia como el "área o conjunto de áreas con condiciones ecológicas suficientemente uniformes en las cuales se encuentran rodales que muestran características fenotípicas y genéticas similares" (Barner y Willan, 1983).

Aplicación e Importancia de las Zonas de Procedencia

Las especies forestales presentan una gran variabilidad. Dentro de sus áreas de distribución pueden existir complejos de poblaciones con grandes diferencias entre ellas en numerosos caracteres relacionados con la adaptación a distintas condiciones ecológicas. Estas diferencias pueden tener un marcado reflejo en el crecimiento, sanidad, desarrollo y consecuentemente en su producción (Agúndez *et al*., 1995). Por lo mismo, es ampliamente aceptado que en cualquier trabajo de repoblación forestal es de gran importancia conocer el origen o procedencia del material que se va a establecer.

El empleo de una fuente de semillas de procedencia inadecuada puede hacer que la masa que se obtenga no sea la esperada, e incluso, en casos extremos, que la plantación sea un fracaso por no adaptarse a las condiciones ecológicas del sitio. Para evitar estos fracasos, lo ideal es disponer de ensayos de procedencias y en base a sus resultados seleccionar los materiales a plantar en cada zona. Atendiendo a que la situación ideal no es la más frecuente, la medida práctica más conveniente es usar semillas de origen local o de un área ecológicamente similar a aquella donde se realizará la plantación; aun cuando, como se discutirá más adelante, el uso de semilla local no siempre es la opción correcta en todas las situaciones.

Además, si la plantación se efectúa al interior o próxima a una masa natural preexistente, empleando semilla obtenida de una población distante, se estará introduciendo material genético extraño, con el riesgo de alterar las características genéticas de la masa preexistente. Este fenómeno es especialmente delicado cuando se influye sobre poblaciones pequeñas o relictuales, cuya conservación debe efectuarse sin alterar su estructura genética.

Sobre este particular, Pastorino y Gallo (2009) enfatizan que una elección errónea del material genético para forestar, en áreas en que la misma especie vegeta en forma natural, genera el riesgo de contaminación genética mediante la introgresión de genes exóticos (no locales) en las masas espontáneas. Este efecto puede ser irreversible y conducir a la pérdida irrecuperable del acervo genético local.

Un sistema de zonas (regiones) de procedencia o zonas semilleras resulta de utilidad para brindar las bases para muestreo genético, servir de guía para la transferencia de semillas en los programas de plantación y para proveer pautas que definan los límites geográficos máximos dentro de los cuales se pueden mezclar semillas.

Adicionalmente, como consecuencia de sus implicancias en aspectos genéticos y ecológicos, las zonas de procedencia tienen una importante aplicación en lo que respecta a regulación de producción, comercio y certificación de semillas. En efecto, las zonas de procedencia se definieron específicamente para regular estos aspectos, donde sus principales funciones son:

- Determinar los límites geográficos máximos dentro de los cuales se puede mezclar la semilla recolectada. Los lotes deben pertenecer a una única región de procedencia.

- Facilitar el comercio del material forestal de reproducción mediante la identificación de la región en la que se han recogido los frutos o semillas.

- Facilitar las recomendaciones de uso de las semillas

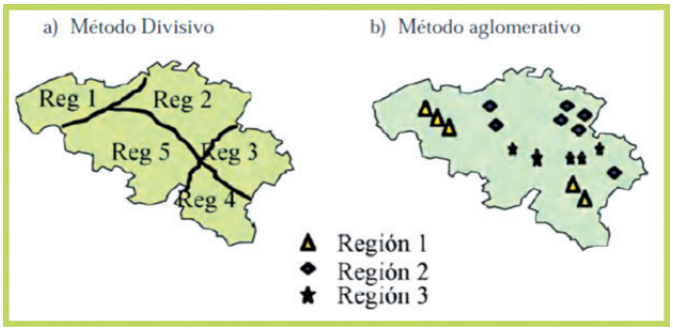
Delimitación de Zonas de Procedencia

Idealmente, una zona de procedencias debe estar delimitada de forma que quede constituida por una población de árboles que posean una constitución genética similar y esté definida por límites que puedan ser fácilmente reconocibles. En la práctica, se debe recurrir a soluciones que combinen razonablemente estas condiciones, basándose en aceptar la idea de que la similitud de condiciones ecológicas implica similitud en la constitución genética. Normalmente este criterio es el más utilizado para definir las zonas de procedencia.

El fundamento en que se basa la definición de zonas de procedencias para ordenar la distribución y utilización de semillas forestales, es que existe una relación entre las características del material genético utilizado en una región determinada y las características ecológicas del sitio de origen. De acuerdo con CTGREF (1976) y Agúndez *et al.* (1995), la delimitación de regiones de procedencias puede efectuarse en forma divisiva o aglomerativa. Adicionalmente, puede diferenciarse en función del número de especies a que se aplica, pudiendo ser una definición de regiones de procedencias para una especie, para varias especies o para todas ellas.

El método aglomerativo une en una zona de procedencias a un conjunto de poblaciones naturales similares, en base a una caracterización ambiental y genética, de modo que cada zona de procedencias queda definida por la suma de varias masas discontinuas. Las principales limitaciones de este sistema se derivan de la necesidad de contar con un buen mapeo de las poblaciones existentes y con una caracterización genética de las mismas, generada a través del estudio de caracteres adaptativos o de marcadores genéticos neutros (Pastorino y Gallo, 2009). Por otra parte, no delimita zonas continuas, pero como contrapartida puede aunar zonas con mejor similitud genética, sin restricción de continuidad (Figura N° 1).

El método divisivo es el comúnmente aplicado para especies de las que se cuenta con escasa información básica, como es la situación que enfrenta la mayoría de las especies del bosque nativo chileno. Consiste en la fragmentación del territorio en función de características ecológicas o ambientales, para llegar a definir áreas disjuntas con fronteras bien definidas y que posean características similares. El método se fundamenta en que las variables ambientales son determinantes, mediante procesos adaptativos, de los patrones de variación genética de las especies. Este enfoque metodológico es el más usado en la mayoría de los países europeos y presenta la ventaja de definir una zonificación común, que puede ser utilizada simultáneamente para distintas especies (Figura N° 1).



(Fuente: Alía *et al*., 2009b)

Figura N° 1
MÉTODOS DE DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROCEDENCIA

En general, el método divisivo requiere de menos información para su implementación y por lo mismo suele ser el más utilizado. No obstante, con la expansión de las técnicas moleculares y análisis genéticos, el método aglomerativo se hace cada vez más frecuente.

La definición de zonas de procedencia utiliza distintos criterios, aunque habitualmente se tienen en cuenta los ecológicos (clima, geología, suelo), los geográficos, los de distribución de la vegetación.

El aislamiento geográfico es un factor de primer orden en la diferenciación genética entre poblaciones al provocar el aislamiento reproductivo entre ellas. Poblaciones que crecen en ambientes similares pueden ser genéticamente diferentes si no existe flujo genético entre ellas (Martín *et al*., 1998). Por el contrario, la continuidad geográfica puede homogenizar la genética de las poblaciones que se desarrollan en ambientes distintos, siempre que esta proximidad implique la ausencia de barreras reproductivas.

De todos los factores que determinan la definición de zonas de procedencias, el clima es el más importante en la adaptación de las especies forestales y sus poblaciones (García del Barrio *et al*., 2001). Por lo mismo, no es conveniente combinar en una misma zona a territorios que exhiben diferente tipo de clima.

Es recomendable segregar como unidades distintas a áreas de clima uniforme (con poca fluctuación) respecto de otras con grandes oscilaciones, aun cuando los promedios sean similares. En este sentido, por ejemplo, la distribución de las precipitaciones a lo largo del año puede llegar a ser más relevante que el monto anual de las mismas.

Complementariamente, los valores extremos de temperatura tienen mayor valor como variable de discriminación, que las temperaturas medias de cada zona.

En Chile los grandes elementos del paisaje, entendidos como franja costera, cordillera de la costa, valle central, precordillera y alta cordillera andina, definen claramente situaciones de diversidad ambiental con una relativa homogeneidad interna, la que a su vez fluctúa en sentido latitudinal.

En efecto, la altitud, por su efecto sobre la expresión de las variables climáticas y de suelo, también es un factor importante para definir zonas de procedencia, recomendándose como criterio general evitar movimientos de semillas que involucren diferencias de altitud mayores a 400 msnm.

Complementariamente, en Chile las cuencas de los ríos principales están distribuidas de tal forma que van sucediéndose a medida que avanza la latitud y cambia el clima. Por ello, y considerando que la cuenca es una unidad ideal en la que fenómenos como dispersión del polen y semilla deberían formar un sistema relativamente cerrado, es una forma interesante para diferenciar poblaciones que se muestran continuas (Vergara *et al*., 1998).

La vegetación puede ser usada como un indicador de variación ambiental. Los cambios vegetacionales existentes en un territorio son de una gran relevancia para poder identificar barreras climáticas y frenos en los flujos de genes. Estos cambios pueden ser específicos, involucrando a una o pocas especies, o bien generales, en los cuales existe un cambio que aun cuando es gradual, implica la desaparición completa de grupos de especies, para dar paso a otras asociaciones vegetales.

Respecto al suelo, la adaptación de las especies a las condiciones edáficas no es tan estricta como lo es a las climáticas. Para que se produzca adaptación a condiciones edáficas particulares, estas deben cubrir zonas amplias donde el flujo genético con poblaciones adyacentes, que presenten características edáficas diferentes, sea lo suficientemente pequeño para permitir la selección de los genotipos más adaptados (García del Barrio *et al*., 2001).

En la definición de zonas de procedencias también deben tenerse en cuenta algunas consideraciones de carácter práctico, las que si bien involucrarán algún grado de sacrificio de la homogeneidad al interior de cada zona, como contrapartida contribuirán a facilitar la delimitación, acotar el número de unidades y facilitar la utilización del sistema propuesto.

Entre ellas y como una característica propia del sistema divisivo, las zonas de procedencia deberán corresponder a unidades geográficamente continuas, con límites bien definidos y fácilmente distinguibles. En este aspecto, es importante que prevalezca un criterio de unidad geográfica y evitar una fragmentación que produzca un número excesivo de unidades.

Zonas de Procedencia en Chile

En Chile no se ha implementado un sistema oficial de zonas de procedencia para el material de reproducción de las especies forestales nativas. La utilización de material sin consideraciones de adaptabilidad de las especies nativas puede originar pérdidas económicas y de diversidad genética, ejemplo de esta situación se da comúnmente cuando se utilizan semillas forestales de otras regiones o zonas del país sin considerar aspectos tales como la adaptabilidad al sitio, en particular a la altitud y latitud (clima).

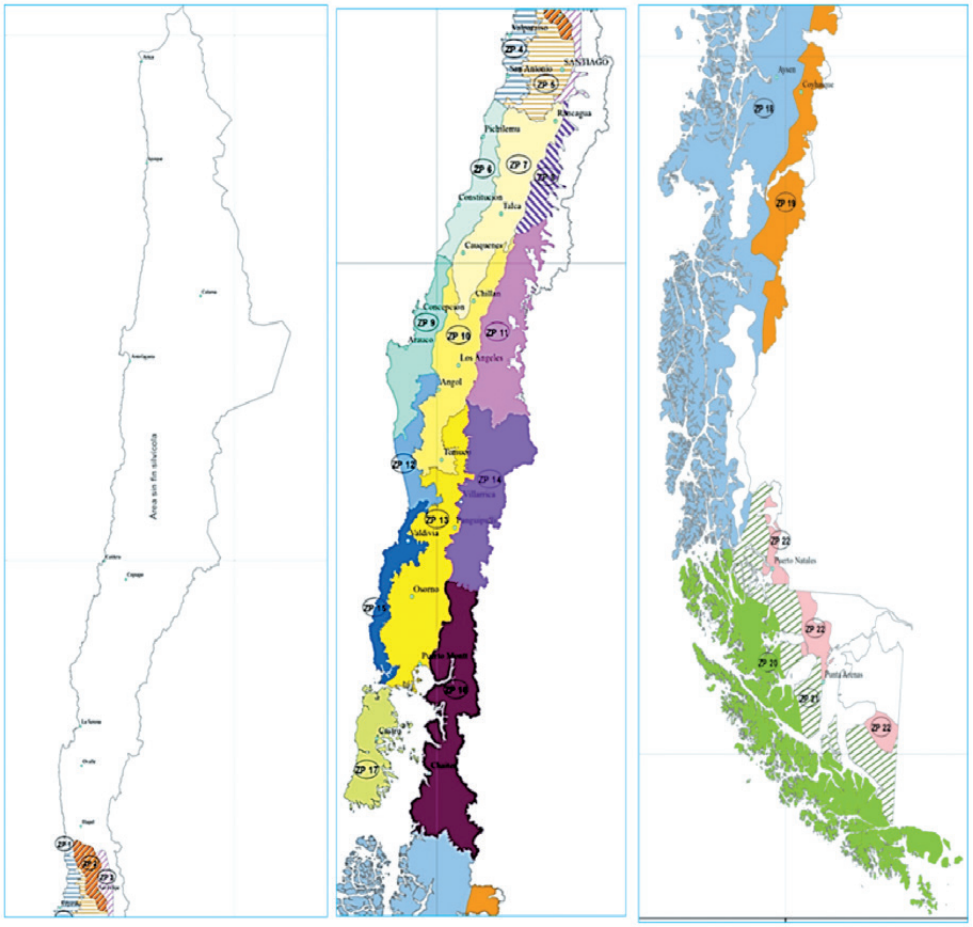
La información disponible sobre la variación de las especies se utiliza en pocos casos y casi siempre en el planteamiento general del problema, ya que esta información suele ser incompleta y referida a pocas poblaciones.

En el mejor de los casos los datos procedentes de ensayos de procedencias-progenies y de marcadores bioquímicos pueden ser utilizados para precisar los límites entre las zonas, aun así, para las especies forestales nativas de Chile esa es una información de la que no se dispone en forma generalizada, situación que enfatiza la necesidad de recurrir a una zonificación de carácter fundamentalmente ambiental o ecológico para definir las zonas de procedencias nacionales (método divisivo) y *a posteriori* confirmar o depurar la zonificación utilizando información de marcadores moleculares.

En el marco de una propuesta de reglamento para semillas y plantas forestales, Quiroz y Gutiérrez (2014) desarrollaron un mapa de zonas de procedencias orientado a normar y regular el origen de las semillas de especies forestales nativas.

Este instrumento correspondió a una aplicación del método divisivo, de aplicación multiespecífica, donde se divide el área de interés silvícola del país, desde la región de Coquimbo a la de Magallanes, en 22 zonas de procedencias relativamente homogéneas en base a información de clima, fisiografía, vegetación y suelos (Figura N° 2).

Otras definiciones individuales, para distintas especies, han sido efectuadas por diversos investigadores en el marco de diversas iniciativas de investigación.



(Fuente: Quiroz y Gutiérrez, 2014)

Figura N° 2
MAPA DE ZONAS DE PROCEDENCIAS PARA ESPECIES FORESTALES NATIVAS

ZONAS GENÉTICAS

Un enfoque complementario relacionado con la definición de zonas de procedencias es la definición de zonas genéticas. Por definición, las zonas genéticas son regiones genéticamente homogéneas dentro de las cuales el efecto de la transferencia de material, ya sea seminal o vegetativo, genera un impacto mínimo a nivel de su estructura genética.

Pastorino y Mondino (2016) diferencian ambos conceptos indicando que una zona genética es un grupo de poblaciones naturales con continuidad geográfica que guardan cierta similitud genética verificada con marcadores genéticos, mientras que una región de procedencia es un grupo de poblaciones naturales con continuidad geográfica que pertenecen a una misma zona genética y de las cuales se esperan similares respuestas adaptativas. Alternativamente, la zona genética puede considerarse también como una situación particular de zonas de procedencias aglomerativas, donde el criterio de aglomeración ha sido la similitud genética determinada con marcadores moleculares.

En cualquier caso, independiente de los matices de diferencia o similitud entre ambos conceptos, la caracterización genética molecular es una herramienta poderosa y de uso cada vez más frecuente para estudiar y zonificar poblaciones naturales.

Azpilicueta *et al*. (2016) indican que las zonas genéticas están conformadas por bosques que tienen composiciones genéticas similares entre sí, unidos por un acervo genético común. Esto permite inferir que los individuos con una historia evolutiva común, compartiendo una misma zona genética, están adaptados a condiciones similares del ambiente, siempre teniendo presente que la información surge de marcadores neutros que no están sometidos a procesos de selección.

Los autores mencionados añaden que la identificación de zonas genéticas conforma una instancia previa a la definición de regiones de procedencia, donde además se incorpora información sobre la respuesta adaptativa del material, a partir de la evaluación de caracteres cuantitativos en ensayos o inferida con base en las condiciones ambientales homogéneas de la zona.

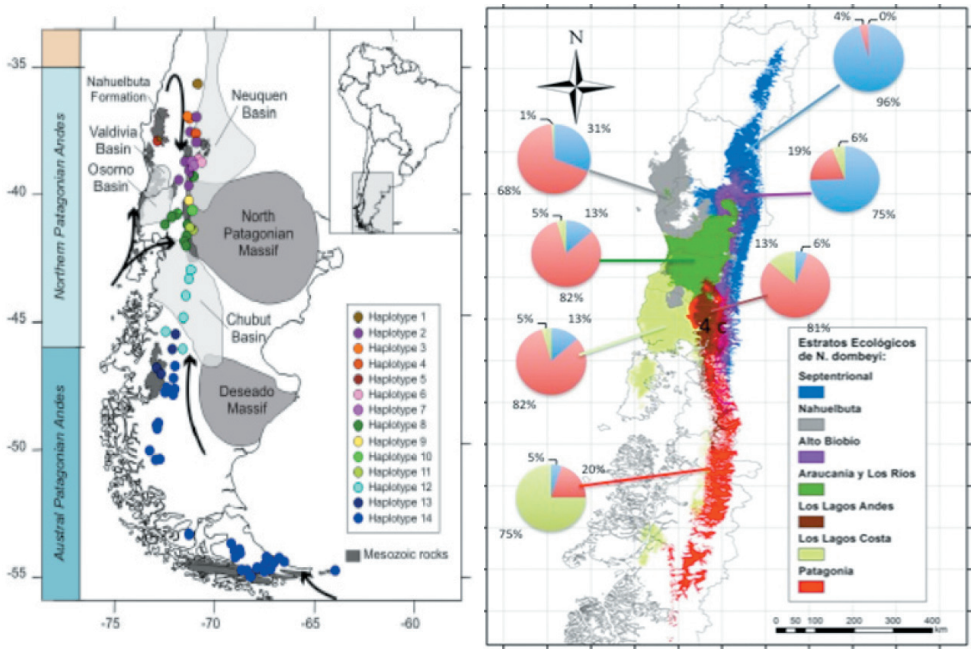
Para la definición de las zonas genéticamente homogéneas de raulí y roble en Argentina se realizaron análisis de agrupamientos en base a la composición genética de las poblaciones, determinada a través de los marcadores moleculares.

La primera zonificación se realizó con los marcadores microsatélites por su característica de alto polimorfismo; el análisis a partir del estudio del ADN de cloroplasto se utilizó como información complementaria. Dadas las características de este último marcador, principalmente aquellas asociadas a su baja tasa de cambio o mutación, permite discriminar dentro de un mismo grupo, orígenes distintos que ameriten una distinción al agrupamiento realizado con los microsatélites.

El estudio permitió determinar cinco zonas genéticas para raulí y tres para roble (Azpilicueta *et al*., 2016).

Mathiasen y Premoli (2010) analizan las poblaciones argentinas de lenga (*Nothofagus pumilio*) con marcadores de ADN de cloroplastos, proponiendo dos grandes zonas genéticas al norte y sur del paralelo 42° S (Figura N° 3).

Por su parte, en Chile, Hasbún (2015), en el contexto del proyecto FIBN068/2012 Certificación Genética del Origen de Materiales Reproductivos de Coigüe Mediante Herramientas Moleculares y Modelos Ecológicos, hace uso de marcadores SNP y AFLP para determinar zonas genéticas de coigüe (Figura N° 3).



(Fuente: Mathiasen y Premoli, 2010; Hasbún, 2015)

Figura N° 3
DEFINICIÓN DE ZONAS GENÉTICAS PARA LENGA EN ARGENTINA Y COIGÜE EN CHILE

MODELACIÓN DE NICHO ECOLÓGICO Y CLIMA FUTURO

El cambio climático es un fenómeno global que con distinta intensidad afecta a toda la vida del planeta. Ante esta condición los árboles forestales pueden presentar tres respuestas clásicas:

(i) Extinción, en las áreas donde las nuevas condiciones no les sean adecuadas.

(ii) Adaptación, donde las condiciones ambientales lo permitan.

(iii) Migración hacia sitios que resulten más similares a su óptimo ecológico. Las tres opciones involucran cambios en los patrones de distribución y producen alteraciones en la definición de zonas de procedencias.

En tal escenario, para mejorar la definición de zonas de procedencias existen alternativas entre las que se destaca el modelamiento de nicho ecológico, que comprende la predicción de la distribución futura de especies según los pronósticos de cambio climático y el uso de la información de interacción genotipo-ambiente, derivada de ensayos de progenies y procedencias replicados en diversos sitios. Ambas son una ayuda para identificar fuentes de semillas apropiadas para un sitio en particular y el rango donde tales semillas pueden ser utilizadas sin pérdidas significativas de adaptación, de acuerdo a sus límites de tolerancia ecológica (Gutiérrez, 2017).

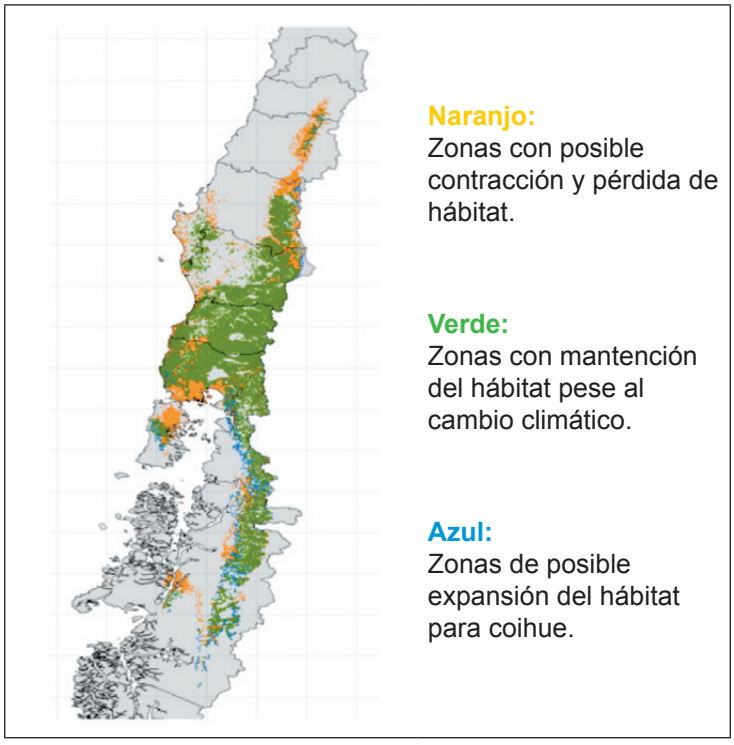
Alía *et al*. (2009b) plantean que una opción para predecir comportamiento de plantaciones y mejorar la definición de zonas de procedencia es el uso de modelos climáticos. Mediante la combinación de datos climáticos, topográficos y edáficos, junto con registros de presencia/ausencia de la especie en la actualidad, es posible modelar la distribución futura, es decir los sitios idóneos donde la especie puede habitar (Marchelli *et al*., 2016) y que a su vez pueden ser una referencia para la implementación de iniciativas de migración asistida.

El aumento de temperaturas y reducción de precipitaciones, asociado al fenómeno de cambio climático, creará zonas con veranos más cálidos y secos, donde muchas de las formaciones vegetales se encontrarán en una baja idoneidad climática, con mayor riesgo para su supervivencia y estimuladas a migrar hacia áreas con mayor afinidad ecológica.

Así, zonas que actualmente pueden resultar marginales o de difícil colonización se podrían convertir en lugares adecuados para esas especies. Consecuentemente, la regla que propone la procedencia local como idónea, puede no ser necesariamente cierta en un futuro y deja en evidencia el carácter temporal de la distribución de las especies y, por lo tanto, de la definición de zonas de procedencia (Alía *et al*., 2009b).

Estudios de esta naturaleza efectuados en Argentina (Marchelli *et al*., 2016) predicen que la distribución natural de raulí enfrentará una drástica reducción, mientras que roble, al ser más tolerante a ambientes de menor precipitación, solo será afectado en determinadas localidades extremas, pero que su distribución sería incluso mayor que la actual.

Resultados de un estudio similar efectuado por Hasbún (2015), para la especie coigüe en Chile, se resumen en la Figura N°4, donde se ilustran las áreas de reducción, ampliación y mantención de su distribución como consecuencia del efecto del cambio climático.



(Fuente: Hasbún, 2015)

Figura N° 4
ESQUEMA DE LA DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT DE COIHUE SEGÚN VULNERABILIDAD AL CAMBIO CLIMÁTICO

¿MOVER O NO MOVER SEMILLAS ENTRE ZONAS DE PROCEDENCIA?

Regiones de Identificación y Uso de Semillas

Ya se esbozó que en escenarios de cambio climático la semilla local puede no ser necesariamente el material más adecuado para poblar un área determinada, no obstante, cuando no se dispone de información confiable que justifique el uso de otra fuente de semilla, lo más prudente es utilizar la fuente local.

Una finalidad de la definición de regiones de procedencia es caracterizar una especie a través de un conjunto de masas similares entre sí y relativamente distintas del resto, a lo largo del territorio geográfico en el que la especie se localiza. Sin embargo, existe la posibilidad de similitudes entre las masas que pueblan regiones geográficamente distantes, lo que abre el camino a homologaciones entre regiones favorables para el intercambio de material de reproducción entre sí (Alía *et al*., 2009b).

En efecto, territorios o zonas de procedencia alejadas pueden tener características o respuestas fenotípicas similares para un material procedente de la misma zona de procedencia, o materiales de zonas distintas pueden producir masas muy productivas o bien adaptadas en otras zonas.

A partir de esos enunciados García del Barrio *et al*. (2001) desarrollan las llamadas regiones de identificación y utilización (RIU) del material forestal de reproducción en España, conformando un esquema que identifica para cada zona de procedencia de una especie en particular, los sitios fuera de esa zona donde puede establecerse la especie y esperar resultados satisfactorios.

Esta situación constituye uno de los casos donde, basándose en información y antecedentes de ensayos, se puede prescribir el uso de semilla no local para establecer masas forestales de adecuado desempeño.

Acervos Genéticos para Restauración

En acciones de restauración y plantación, y con el fin de mantener una estructura genética que asegure la adaptación de los genotipos al ambiente, la mejor alternativa consiste en utilizar material de propagación de la misma población a restaurar. Sin embargo, muchas veces el fuerte grado de deterioro de los bosques a intervenir impide implementar esta alternativa, constituyendo entonces una situación en que debe privilegiarse el uso de semilla foránea. Tal escenario ocurre en condiciones de gran alteración, cuando no existen fuentes de semilla local, o cuando las fuentes existentes son pequeñas, de poca variabilidad genética y ya no resultan adecuadas para repoblar el sitio degradado.

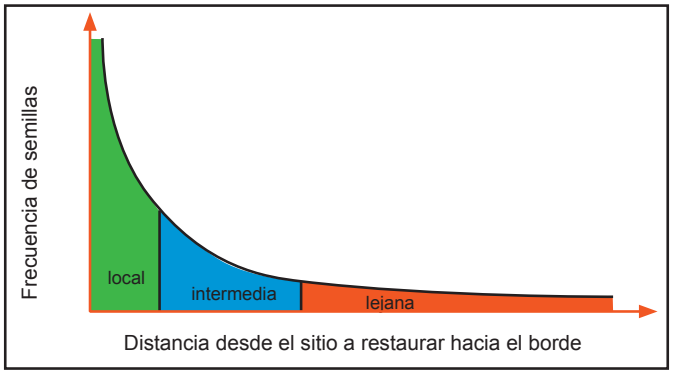
En esas condiciones Broadhurst y Boshier (2014) señalan que las fuentes locales podrían no producir semilla de calidad para labores de restauración, indicando que la pérdida de diversidad genética puede requerir el uso de semillas desde poblaciones no locales. Para caracterizar que tan lejanos, en términos genéticos y geográficos sería los materiales a utilizar, Jones (2003) y Jones y Monaco (2007) definen los denominados acervos genéticos para restauración (Figura N° 5), los que, en función de su proximidad o identidad genética con la población objetivo, los clasifican en cuatro categorías; desde el más parecido al material local (acervo primario), hasta el más distante (acervo cuaternario).

El enfoque de los acervos genéticos de restauración reconoce la diferencia entre identidad genética y potencial de adaptación, sugiriendo que cuando el material local (acervo primario) es escaso, con poca variabilidad, o ya no resulta apropiado para repoblar el sitio degradado, entonces se debe complementar con semillas de fuentes no locales (acervos secundario, terciario y cuaternario) con potencial de adaptación. En el mismo sentido, para efectos de restauración, Lowe (2010) sugiere utilizar mezcla de semillas donde se combinen en distinta proporción orígenes locales con otros más distantes respecto al sitio a restaurar (Figura N° 6).

ACERVOS GENÉTICOS PARA RESTAURACIÓN		
Primario	Alta identidad genética con población objetivo. Incluye sólo material local y de poblaciones conectadas mediante flujo génico.	Local - Misma zona de procedencia
Secundario	Cuando no se dispone de primario. Corresponde a semillas colectada desde poblaciones de la misma especie pero no conectadas mediante flujo génico con la población objetivo	Misma u Otra zona de procedencia
Terciario	Especies o grupos taxonómicos relacionados con los del sitio objetivo, o híbridos entre aquellos y estos	Otras especies, otros orígenes, exóticas
Cuaternario	Considera especies o grupos taxonómicos que puedan cumplir papeles similares en la estructura y función ecosistémica que aquellos desempeñados por las especies de la población objetivo	

(Fuente: Adaptado de Jones, 2003 y Jones y Monaco, 2007)

Figura N° 5
CARACTERIZACIÓN DE LOS ACERVOS GENÉTICOS PARA RESTAURACIÓN



(Fuente: Lowe, 2010)

Figura N° 6
COMPOSICIÓN DE MEZCLA DE SEMILLAS PARA RESTAURACIÓN

CONCLUSIONES

Las zonas de procedencias están concebidas para facilitar el comercio del material forestal de reproducción mediante la identificación de la zona en la que se han recogido los frutos o semillas. Ellas resultan de gran importancia debido a su incidencia en aspectos tan relevantes como lo son su adaptabilidad y la disminución de riesgos de contaminación genética de las masas autóctonas preexistentes. Por lo mismo, es altamente conveniente contar con una división de zonas de procedencia que oriente y regule el movimiento de semillas de las especies forestales nativas, aspecto que será de particular relevancia para apoyar iniciativas de restauración de bosques degradados.

Existen diversas alternativas para realizar tal zonificación, incluso existen algunas propuestas ya confeccionadas, las que podrían ser objetos de mejora en la medida que se disponga de más información y estudios genéticos que permitan caracterizar las poblaciones de las especies de mayor interés.

La distribución de las especies es un fenómeno dinámico que se altera y acelera con el cambio climático, luego la definición de zonas de procedencias también es temporal.

El uso de semilla local para iniciativas de plantación y restauración es una consideración prudente que debe tenerse en cuenta, pero también debe considerarse que no siempre el origen local es el más adecuado y que hay situaciones donde puede ser necesario o aconsejable utilizar orígenes foráneos.

(Fotografía: R. Ipinza)

REFERENCIAS

Agúndez, D.; Martín, S.; De Miguel, J.; Galera, R.; Jiménez, M. y Díaz-Fernández, P., 1995. Las regiones de procedencia de *Fagus sylvatica* en España. ICONA. Madrid, España. ISBN 84-8014-139-5. 104 p.

Alía, R.; Mancha, J.; Sánchez de Ron, D.; Barba, D.; Climent, J.; García del Barrio, J.; Notivol, E. e Iglesias, S., 2009a. Las regiones de procedencia de las especies forestales en Europa. En: Revista de la Asociación y Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Forestales, Foresta N°46. Pp: 44-48.

Alía, R.; García del Barrio, J.; Iglesias, S.; Mancha, J.; de Miguel, J.; Peragón, J.; Pérez, F. y Sánchez del Ron, D., 2009b. Regiones de procedencia de especies forestales en España. CIFOR-INIA. Dpto. Sistemas y Recursos Forestales. Madrid, España. 363 p.

Azpilicueta, M.; Marchelli, P.; Umaña, F.; Thomas, E.; Van Zonneveld, M. y Gallo, L., 2016. Definición de zonas genéticas como fuente de semilla en raulí y roble pellín en Argentina. En: Azpilicueta, M. y Marchelli, P. (Eds). Zonas genéticas de raulí y roble pellín en Argentina: Herramienta para la conservación y el manejo de la diversidad genética. INTA Ediciones. Bariloche, Rio Negro. Pp: 21-28

Barner, H. y Willan, R., 1983. El concepto de zonas semilleras. En: Unidades de recolección de semillas: Zonas semilleras. Nota técnica N° 16. Humlebaek, Dinamarca. Pp: 4-9.

Broadhurst, L. and Boshier, D., 2014. Seed provenace for restoration and management: Conserving evolutionary potential and utility. En: Bozzano, M.; Jalonen, R.; Thomas, E.; Boshier, D.; Gallo, L.; Cavers, S.; Bordács, S.; Smith, P. and Loo, J. (Eds.), 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. State of the World's Forest Genetic Resources. Thematic Study. Rome, FAO and Bioversity International. 281 p.

CTGREF, 1976. Semences forestieres. Les regions de provenances de picea común. CTGREF Note Tech. N° 30.

García del Barrio, J.; De Miguel, J.; Alía, R. e Iglesias, S., 2001. Regiones de identificación y utilización de material forestal de reproducción. Serie cartográfica. Secretaría General del Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. España. 293 P.

Gutiérrez, B., 2017. Regiones de procedencia: Un ordenamiento de Fuentes Semilleras. Presentación en curso Internacional Rehabilitación de Bosques Chilenos, Principios Genéticos: Iniciativa 20x20 y Desafío de Bonn. Instituto Forestal. Chillán 2 de noviembre de 2017.

Hasbún, R., 2015. Estudio de caso N° 4: Conservación de coigüe. Presentación en Curso Internacional de Conservación de Recursos Genéticos Forestales. INFOR FIA. Valdivia 21 al 25 de septiembre de 2015.

Jones, T., 2003. The Restoration Gene Pool Concept: Beyond the Native Versus Non-Native Debate. Restoration Ecology Vol. 11 N° 3, pp. 281-290.

Jones, T. and Monaco, T. A., 2007. Restoration Practitioner´s Guide to the Restoration Gene Pool Concept. Ecological Restoration 25:1. March 2007 pp. 12-19.

Lowe, A. J., 2010. Composite provenancing of seed for restoration: progressing the 'local is best' paradigm for seed sourcing. The State of Australia's Birds 2009: Restoring woodland habitats for birds. Compiled by David Paton and James O'Connor. Supplement to Wingspan 20(1) March.

Marchelli, P.; Azpilicueta, M.; Thomas, E.; Van Zonneveld, M. y Gallo, L., 2016. Distribución futura: Impacto del cambio climático global. En: Azpilicueta, M. y Marchelli, P. (Eds). Zonas genéticas de raulí y roble pellín en Argentina: Herramienta para la conservación y el manejo de la diversidad genética. INTA Ediciones. Bariloche, Rio Negro. Pp: 35-38.

Martin, S.; Díaz-Fernández, P. y De Miguel, J., 1998. Regiones de procedencia de especies forestales españolas: Descripción y principales características Géneros *Abies, Fagus, Pinus* y *Quercus*. Dpto. de Mejora y Biotecnología CIFOR-INIA. Unidad de Anatomía, fisiología y Genética ETSI de Montes. UPM. España. 22 p + anexos.

Mathiasen, P. and 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: 371–385

OECD, 1974. OECD Scheme for the control of Forest Reproductive Material Moving in International Trade. Paris, France.

Pastorino, M. y Mondino, V., 2016. Restauración de bosques nativos: La importancia del origen de las semillas. Actualidad El Cordillerano. 5 septiembre, 2016.

Pastorino, M. y Gallo, L., 2009. Definición de regiones de procedencia para las especies nativas de mayor potencial de domesticación: Resultados preliminares en ciprés de la cordillera. En: XII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires, Argentina. 18-23 de octubre de 2009. 7 p.

Quiroz, I. y Gutiérrez, B., 2014. Propuesta de reglamento para semillas y plantas forestales. Resultado del proyecto INNOVA Chile-CORFO 11BPC-9967 “Desarrollo de una propuesta de reglamento para semillas y plantas forestales“. Instituto Forestal. Concepción, Chile. 74 p.

Vergara, R.; Ipinza, R.; Donoso, C. y Grosse, H., 1998. Definición de zonas de procedencias de roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.) y raulí (*Nothofagus alpina* (Poep. et Endl.) Oerst.). Estado de avance. En: Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, “El manejo Sustentable de los Recursos Forestales, Desafío del Siglo XXI”. Valdivia, 22 al 28 de noviembre de 1998.

(Foto: R. Ipinza)

CAPÍTULO 8
RUTA SEMILLERA: UNA ALTERNATIVA ANTE LA EMERGENCIA

Roberto Ipinza[66] y Rodrigo Hasbún[67]

RESUMEN

En este capítulo se presentan y describen dos tipos de fuentes semilleras, los huertos semilleros clonales para producción de especies comerciales y las rutas semilleras para proveer semillas destinadas a iniciativas de restauración o recuperación de bosques alterados. Se entrega una detallada descripción de la habilitación de una ruta semillera para 5 especies nativas (roble, ulmo, tepa, olivillo y lingue), usando como ejemplo las actividades emprendidas en el marco de la restauración de bosques siempreverdes estructuralmente alterados del predio Pumillahue, en la región de Los Ríos. Para finalizar se entregan los antecedentes de la validación molecular de la variabilidad genética representada en los árboles madres de ulmo que conforman esta ruta, así como la de su progenie establecida en la plantación de restauración instalada en Pumillahue.

INTRODUCCIÓN

La Calidad de la Semilla y Propósito Comercial

La crisis global y particularmente el cambio climático como causa directa de pérdida de biodiversidad, generan un gran desafío para la conservación y el uso sustentable de los bosques. En respuesta a lo anterior, países de todo el mundo se han comprometido a restaurar millones de hectáreas de tierras degradadas Atkinson *et al.* (2021). Una parte importante de estos compromisos se logrará mediante la plantación activa de árboles, lo que requiere, entre otras cosas, que haya suficiente cantidad de semillas disponible (León-Lobos *et al.,* 2020). Además, si la restauración tiene como objetivo recuperar la funcionalidad ecológica y mejorar el bienestar humano en paisajes deforestados o degradados, no solo es necesaria la cantidad y disponibilidad de semillas sino también su calidad.

Con respecto a la calidad de las semillas, se reconoce que esta depende de dos tipos de factores: Por una parte, atributos tradicionales, como germinación,

66 Ingeniero Forestal, U. de Chile, Doctor Ingeniero de Montes de ETSI de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España. Investigador del Instituto Forestal, Sede Valdivia, Chile. roberto.ipinza@infor.cl

67 Ingeniero Forestal U de Concepción, Doctor en Biología Universidad de Oviedo, España. Profesor Asociado Laboratorio de Epigenética Vegetal, Departamento de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

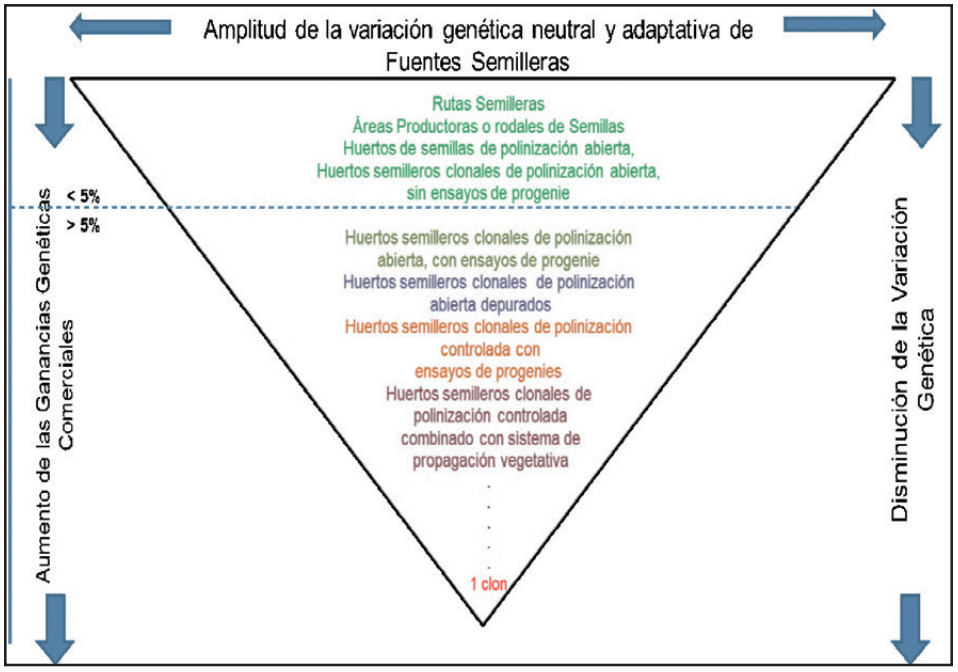
pureza, calibre y otros, que son relativamente fáciles de verificar, comprobar o percibir, y por otra, aún más relevante, aspectos relacionados con su origen. Este último concepto involucra tanto al tipo de fuente semillera como a la procedencia de las semillas, factores relacionados con la productividad y las ganancias genéticas asociadas al material de reproducción, lo que es determinante en la adaptabilidad y orienta respecto al área de utilización (Quiroz et al., 2012).

Atkinson *et al.* (2021) establecen que el uso de semilla de calidad permite que los árboles plantados proporcionen los servicios ecosistémicos deseados y contengan la diversidad genética necesaria para permanecer en el futuro. En este sentido la apropiada calidad genética del material reproductivo forestal para plantación cumple con tres funciones principales: (i) garantizar la adaptación a las condiciones ambientales actuales y futuras de un sitio de plantación determinado; (ii) promover la viabilidad y la resiliencia a largo plazo de los bosques restaurados; y (iii) favorecer la base genética de características deseables, como por ejemplo la rectitud para la producción de madera. La calidad deseada del material de plantación dependerá en última instancia de los objetivos y escalas de tiempo de los proyectos de restauración.

Tipos de Fuentes Semilleras

Para cada especie clave a usar en la restauración se debe recopilar antecedentes de su biología reproductiva, fenología floral y vectores de dispersión de polen y/o semilla. El flujo de genes de las especies anemófilas es mucho mayor que las especies entomófilas. Existen numerosos tipos de fuentes semilleras (Figura N° 1), las que dependen de las ganancias genéticas esperadas (volumen maderero en m^3/ha/año), de los recursos financieros disponible (normalmente escasos), del tiempo necesario para cumplir con la meta de plantación (frecuentemente estrecho) y de la extensión de la superficie a restaurar, rehabilitar o reforestar. Algunas de las fuentes semilleras más utilizadas en proyectos de restauración, rehabilitación y reforestación son:

- Rutas semilleras
- Áreas productoras de semillas.
- Huertos de semillas de polinización abierta.
- Huertos semillero clonales de polinización abierta, sin ensayos de progenie.
- Huertos semilleros clonales de polinización abierta, con ensayos de progenie.
- Huertos semilleros de polinización abierta depurados.
- Huertos semilleros de polinización controlada, con ensayos de progenie.
- Huertos semilleros de polinización controlada combinados con propagación vegetativa.
- Micro propagación y embriogénesis somáticas



(Fuente: Elaboración propia)

Figura N° 1
RELACIÓN ENTRE EL AUMENTO DE LAS GANANCIAS GENÉTICAS Y LA DISMINUCIÓN DE LA VARIACIÓN GENÉTICA DE ACUERDO A LA VARIACIÓN GENÉTICA DE DISTINTAS FUENTES SEMILLERAS UTILIZADA PARA PRODUCIR SEMILLA COMERCIAL

De esta amplia gama de fuentes semilleras se analizarán los huertos semilleros clonales de primera generación o también conocidos como HSC 1.0 y una tecnología nueva para superficie pequeñas a restaurar de 1 a 5 hectáreas aproximadamente, denominada las rutas semilleras.

HUERTOS SEMILLEROS CLONALES DE PRIMERA GENERACIÓN

Esta fuente semillera es la más usada para producir semilla de especies nativas y exóticas, de interés comercial, especialmente de razas locales. Este tipo de fuentes semilleras permite generar individuos muy plásticos que se pueden adaptar fácilmente a una amplia gama de situaciones tanto locales como no locales de suelo – clima.

La maximización de la ganancia es obviamente el objetivo más importante para un sistema de producción comercial de especies nativas, dadas las restricciones de diversidad y endogamia, entre otras. La confección de estas unidades de

producción de semilla comercial normalmente es una consecuencia de los ensayos de progenie y procedencia. Para el desarrollo de un huerto de primera generación se debe seleccionar un gran número de candidatos de la especie clave. En esta fase se debe seleccionar y sancionar árboles *plus* o arboles fenotípicamente sobresaliente, los que normalmente se replican vegetativamente utilizando técnicas de injertación, y posteriormente se establecen en terreno utilizando un diseño que favorezca la panmixia y evite la polinización entre rametos de un mismo clon. Para una profundización de todo el proceso operacional se recomienda la lectura del Manual del "Curso Mejora Genética Forestal Operativa"[68] (Ipinza; Gutiérrez y Emhart (Eds.),1998).

Debido a la falta de información molecular sobre los niveles de diversidad necesarios para que los ecosistemas forestales se mantengan sanos en el corto y en el largo plazo, se considera como "aceptable" que el número de genotipos en un huerto de primera generación sea del orden de 25-40 clones no emparentados, y que después de la depuración genética, este número se reduzca hasta un 50%, o incluso menos. En la primera generación los clones son representados en el huerto en la misma frecuencia o proporción, por lo tanto, el tamaño efectivo de la población (N_e) de acuerdo a Falconer (1986) es igual al número de clones, asumiendo una misma fecundidad.

Diferencias en la contribución de gametos reducirá el N_e, sin embargo, para depuraciones y huertos de generación avanzada se han desarrollado algoritmos que maximizan la ganancia para una diversidad constante (N_e), asignando una frecuencia de rametos en función de los valores de mejora. Este método ha sido perfeccionado por Mullin (2014) y aplicado en forma operacional en el establecimiento de un huerto de primera de generación de roble (*Nothofagus obliqua*) en Chile por Ipinza *et al*. (2016).

Otro elemento básico en el establecimiento de un huerto es la panmixia, la que es definida por Falconer (1986) como la igual oportunidad de todos los individuos de cruzarse con otro individuo en la población. Aunque la panmixia ha sido considerada un importante criterio para el diseño de un huerto, de hecho, las desviaciones de la panmixia (es decir, la inexistencia o desigual frecuencia de algunas cruzas) tiene poco o ningún efecto sobre el valor genético promedio de la cosecha de un huerto. Asumiendo que las estimaciones del valor de mejora (o estimaciones de la aptitud combinatoria general (ACG)) son calculadas correctamente, y asumiendo igual fecundidad, entonces el valor esperado de la cosecha de un huerto de polinización abierta es simplemente el promedio de los valores de mejora estimados.

La necesidad de panmixia en los huertos semilleros ha promovido el uso de diseños en los que distintos rametos de un clon en particular tienen distintos conjuntos de vecinos. En este sentido, la distancia mínima entre rametos de un mismo clon es de 30 a 35 m (Ipinza *et al.,* 2016). En conclusión, la panmixia no

68 https://www.researchgate.net/publication/253340301_Curso_Mejora_Genetica_Forestal_Operativa

parece ser un importante criterio para la elección del diseño del huerto, pero aun si lo fuera, es improbable que los distintos diseños difieran significativamente en su habilidad para promover la panmixia.

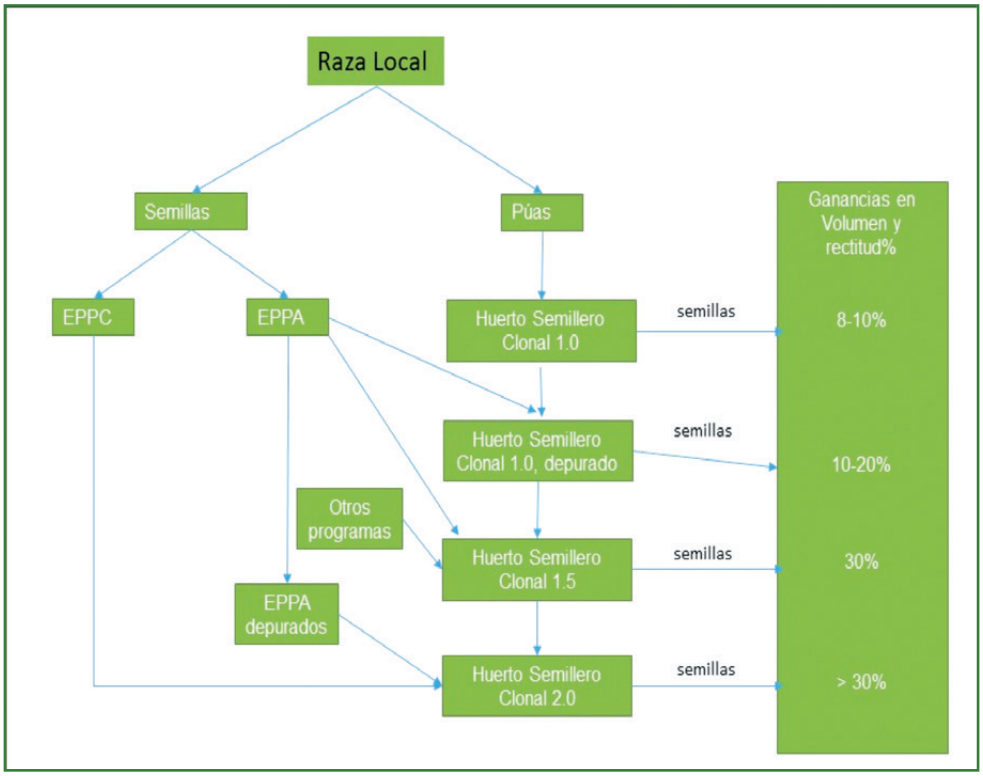
Evitar la endogamia es una prioridad para las poblaciones de producción de árboles forestales, debido a que la mayoría de los árboles son organismos exogámicos que exhiben una severa depresión endogámica cuando se cruzan entre sí, o entre parientes. Estimaciones de los niveles de cruzamiento externo (*outcrossing*) en huertos semilleros de coníferas desarrolladas a partir de variación aloenzimática multi-locus son extremadamente altas (0,98 a 0,99). Un intento por minimizar la endogamia generalmente ha sido mantener una distancia mínima entre los distintos rametos del mismo clon, o de clones relacionados. Por ejemplo, se considera como regla 30-35 m de separación entre parientes o rametos del mismo clon. Por las razones discutidas anteriormente, esta práctica probablemente implica solo un pequeño incremento en la panmixia. Parece, entonces, razonable esperar una amplia tasa de cruzamientos exogámicos en huertos de polinización anemófila por viento, simplemente por un asunto de probabilidades. Un huerto con 20 clones comportándose como una población panmíxica tendría una tasa de cruzas no emparentadas del 95%, mientras que 50 clones tendrían una tasa del 98%. Las desviaciones de la panmixia podrían disminuir esta tasa, sin embargo, la autoincompatibilidad la aumentaría en algún grado.

En la Figura N° 2, se muestra la dinámica de un huerto semillero clonal de polinización abierta (HSC 1.0) de una especie clave, nativa y monoica. A los arboles sobresalientes seleccionados en función de su superioridad fenotípica en volumen y rectitud de fuste, se les extrae púas y semillas. Las púas permiten a través de la injertación obtener un huerto semillero clonal de polinización abierta de primera generación. Las semillas obtenidas de esto árboles sobresalientes se viverizan manteniendo la identidad familiar y las plantas se establecen para conformar los ensayos de progenies de polinización abierta (EPPA); estos ensayos deben ser localizados en distintas localidades de plantación comercial y de esta forma permiten evaluar el desempeño de las madres localizadas en el huerto.

Posteriormente, de acuerdo al volumen y rectitud de los hijos en los EPPA, se puede identificar a las madres de peor desempeño y eliminarlas del huerto, obteniéndose así los huertos semilleros de polinización abierta depurados, los cuales producen semillas de mayor ganancia genética que el promedio original antes de la depuración.

Cuando para una especie determinada existen varios programas en distintas áreas y con distintas selecciones, los propietarios pueden intercambiar las mejores madres y conformar los huertos semilleros clonales 1,5. Los cuáles deberían incrementar aún más las ganancias genéticas. Finalmente, en el HSC 1.0, original o en su banco clonal se puede realizar cruzamiento controlados (de madre y padre conocido) mediante un diseño especifico, de algunos individuos

que conforman el huerto y obtener así semilla de cruzamiento controlado, la que se viveriza y se planta como un ensayo de progenie de polinización controlada (EPPC), en varias localidades. En estos ensayos los hijos se evalúan en términos de volumen y rectitud mediante la técnica BLUP (*Best Linear Unbiased Predictor*), para luego obtener púas de los mejor evaluados y conformar con ellos un nuevo huerto semillero de polinización abierta 2.0 (HSC 2.), el cual también puede contener otros árboles selectos. Dependiendo de la biología reproductiva de la especie, se pueden conformar otras combinaciones ligadas con la reproducción vegetativa.



(Fuente: Ipinza y Vergara, 1998)

Figura N° 2
ESTRATEGIA GENERAL DE MEJORAMIENTO GENÉTICO PARA UNA RAZA LOCAL

RUTA SEMILLERAS

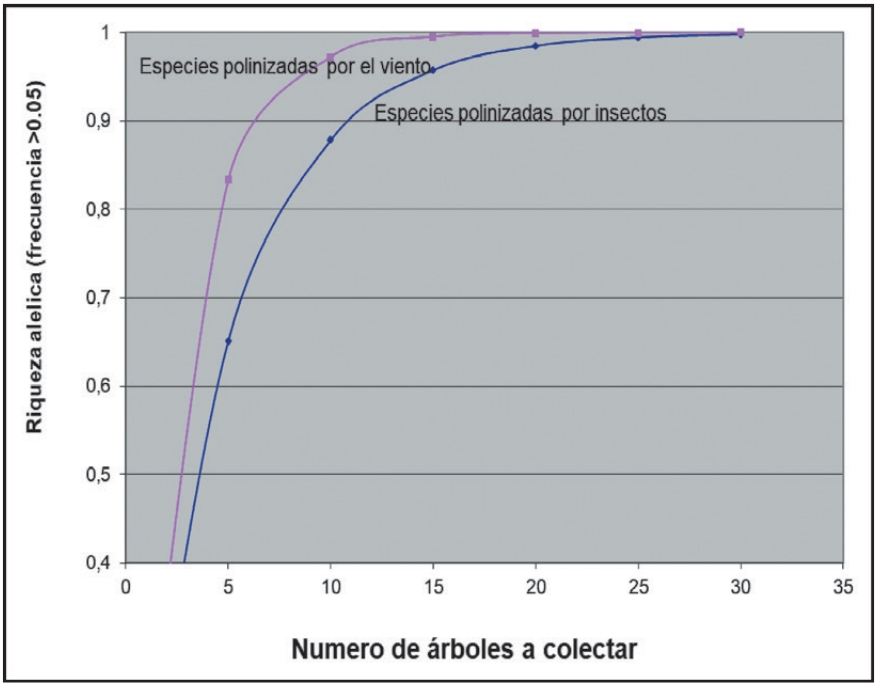
Una ruta semillera es una fuente semillera local, compuesta por un conjunto de árboles distanciados entre sí para reducir la posibilidad de que sean parientes, y desde la cual se colecta semillas para proyectos pequeños de restauración (1 a 5 ha). Como se ha mencionado, cuando el restaurador está trabajando en superficie

pequeñas con niveles de degradación bajo a mediano, es recomendable establecer rutas semilleras.

En este contexto, este tipo de fuentes semilleras puede aplicarse a situaciones locales, y cuando no sea posible encontrar arboles semilleros apropiados será necesario ampliar las rutas semilleras para encontrar dichos árboles, fuera del ámbito local, tal como se sugiere en el enfoque de los acervos genéticos de restauración comentados en el capítulo anterior. Esto último tiene mucha importancia en relación a zonas sometidas a la presión de la selección del estrés del cambio climático.

Restauración con Semillas Locales

Para mantener, al menos la variación genética actual en el área a restaurar, la primera interrogante que se debe resolver es cuántos árboles deben considerarse como un número apropiado para obtener un lote de semillas que represente adecuadamente la variación genética existente. Al respecto, una guía para estos efectos la constituye el diagrama de Boshier *et al.* (2014) que se muestra en la Figura N° 3.



(Fuente: Boshier *et al*., 2014)

Figura N° 3
RELACIÓN ENTRE LA RIQUEZA ALÉLICA (VARIACIÓN GENÉTICA) Y EL NÚMERO DE ÁRBOLES A COLECTAR SEMILLAS

De acuerdo con el gráfico anterior, para mantener el 90% de la riqueza alélica[69] en árboles de polinización anemófila o por el viento, se requiere colectar las semillas desde un grupo de cinco árboles con mínima endogamia. Para especie de polinización entomófila para alcanzar esa misma riqueza alélica, la cantidad de árboles es aproximadamente 10 a 12 individuos.

Planificación de la Ruta Semillera

Si se define en un mapa el lugar a restaurar, rehabilitar o reforestar como punto X, el colector de semilla deberá moverse hacia un lugar de condiciones similares (suelo, clima) a las del lugar elegido para plantar. Para establecer la ruta semillera, idealmente se debería disponer de un bosque sin problemas de pérdidas de estructura, o con un bajo nivel de degradación. Una vez localizado dicho punto, se georreferencia como punto cero y a partir de este se establecerán líneas con una orientación determinada, a través de un Sistema Geográfico de Información.

En cada línea, cada 30 a 50 m, dependiendo de la especie, se escogerá una madre de las especies clave, y se la establecerá como punto de colecta de semilla. La distancia de 30 a 50 m es un intervalo de referencia para minimizar el parentesco entre las madres semilleras, lo que dependerá de la biología reproductiva de las especies.

La colecta propiamente tal se puede realizar escalando los árboles, usando pértigas o instalando mallas en el suelo. A modo de ejemplo, la ruta semillera en el predio Pumillahue para la restauración de algunos quilantales estuvo compuesta de 59 mallas de colecta de semillas para cuatro especies claves (tepa, olivillo, lingue y roble), adicionalmente se consideró en esta ruta algunos ejemplares de ulmo, cuya semilla fue cosechada escalando los árboles. Para el sitio 1 se establecieron 41 mallas de colecta, para el sitio 2 se establecieron 17 mallas, y finalmente en el sitio 3, se colocaron 3 mallas; esta última zona corresponde Área Productora de Semilla (APS) de roble de Pumillahue.

La ruta semillera se georreferenció mediante un GPS Garmin 64S, el Sistema Geográfico de Información (GIS), utilizado es el QGIS 2.14.0. Para los tres sitios de interés (sitio 1, sitio 2 y sitio 3) de la ruta de la semilla antes descrita se establecieron los planes de vuelo para el drone Phantom 3 Advance. Cada plan de vuelo[70] cuenta con un traslape entre líneas y en la línea de vuelo del 90%, que permite mejorar la calidad del ortomosaíco. Se estableció una altura de vuelo de 120 msnm para poder contar con una resolución espacial de 5 cm.

69 La riqueza alélica es el número medio de alelos por locus y cuantifica el número total de alelos diferentes detectado en cada uno de los loci de una población.

70 Dante Corti, 2018, Comunicación Personal

Cada zona fue cubierta con aproximadamente 140 fotografías, con las cuales se generó el ortomosaico requerido, que se muestra en la Figura N° 4 y que permite caracterizar la ruta para la colecta de semillas requerida por el proyecto de plantaciones[71] suplementarias en el predio Pumillahue.

En relación al uso de mallas, primero se debe preparar el lugar donde estas serán instaladas (Figura N° 5A), para este efecto se extiende la malla raschell cuadrada de 4x4 metros de 80% de capacidad de sombreamiento (Figura N° 5B). La malla se instala a una altura de 1 a 1,5 m con estacones, para evitar el daño de los jabalíes (Figura N° 5C). En el periodo de fructificación se colecta y separa la semilla (Figura N° 5D). A modo de muestra se presentan la semilla de tepa (Figura N° 5E), lingue (Figura N° 5F) y roble (Figura N° 5G). La semilla colectada en bolsas de papel se deshumidifica, se limpia y se pesa, luego se seca y almacena a una temperatura de 4°C. La semilla debe someterse a un análisis de laboratorio sobre su poder germinativo y las normas ISTA, rotulando la especie, la cantidad, fecha de colecta y las variables de laboratorio.

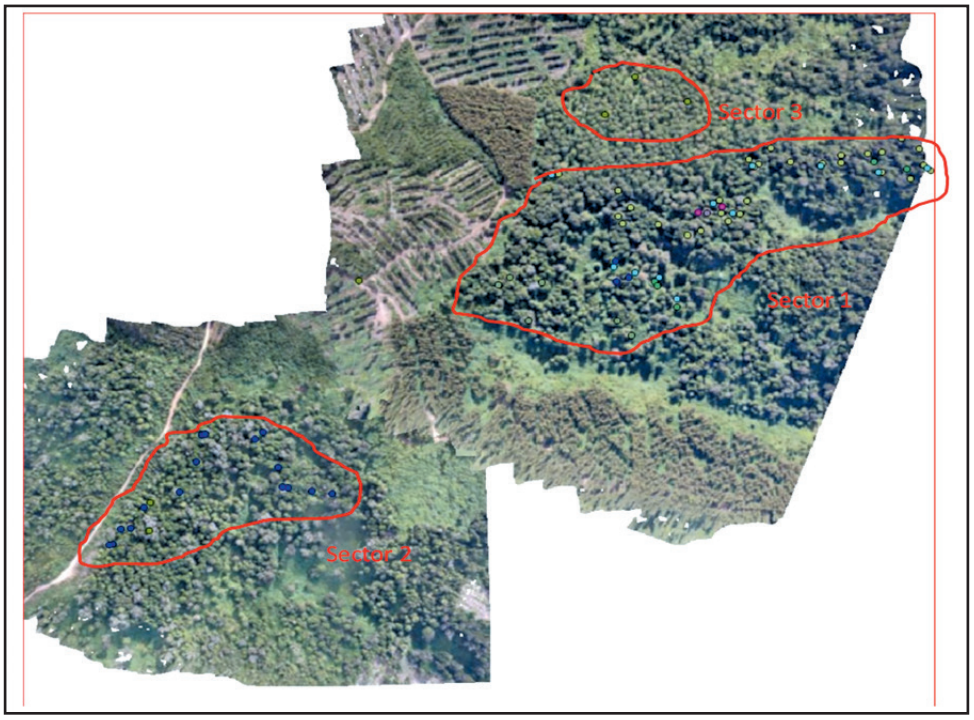


Figura N° 4
ORTOMOSAICO DE LA RUTA SEMILLERA DE PUMILLAHUE

71 004/2015 "Evaluación de Métodos de Plantación Suplementaria En Bosque Siempreverde Estructuralmente Alterado: Promoviendo su Variabilidad y Sustentabilidad".

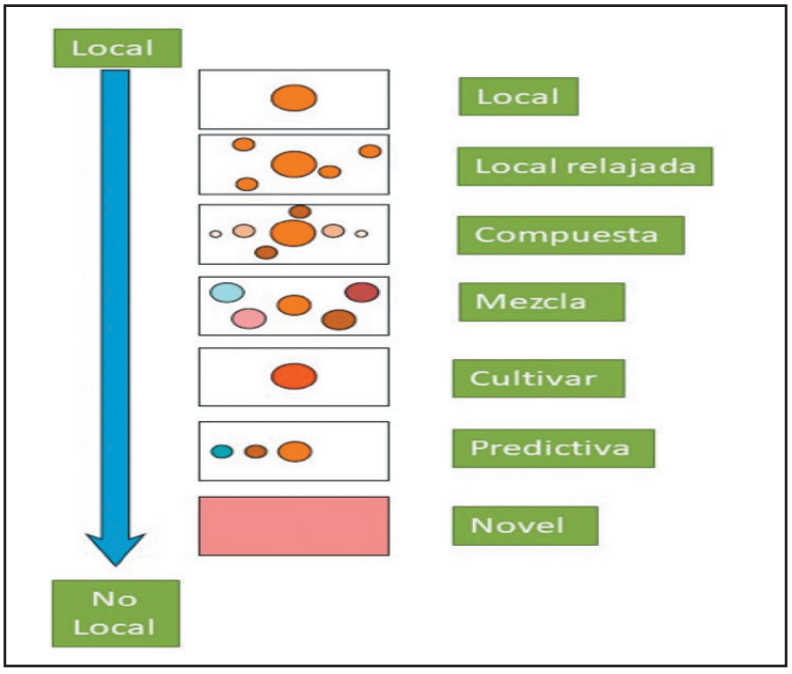
(A) Preparación del Lugar de Colecta; (B) Extensión de la Malla; (C) Colocación de la Malla; (D) Colecta de semilla); (E) Semilla de tepa; (F) Semilla de lingue; (G) Semilla de roble.

Figura N° 5
ETAPAS DE LA COLECTA DE SEMILLAS

Restauración con Semillas Locales y no Locales

Cuando el lugar a restaurar presenta niveles altos de degradación, hay que extender el área de búsqueda de árboles semilleros apropiados hacia otras localidades (Jones y Monaco, 2007) y de acuerdo a Lowe (2010) se debe preparar una mezcla de semillas compuesta por una proporción mayor de semilla de madres locales (60%), complementada con semilla de poblaciones intermedias (30%) y de poblaciones lejanas (10%). Estas poblaciones o procedencias mezcladas maximizan la variabilidad genética cuando se plantan en el punto X (sitio a recuperar), asegurando así la identidad genética, la sustentabilidad del recurso recuperado y permitiendo que en el futuro la regeneración natural pueda perpetuar el bosque. Si no se siguen estas recomendaciones es probable que la restauración sea un fracaso, tal como ha sido establecido por Bozzano *et al*. (2014). Williams *et al.* (2014), en un enfoque muy similar a Jones y Monaco (2007), plantean un modelo didáctico para enfrentar situaciones de baja a alta degradación del sitio a restaurar, rehabilitar o reforestar, promoviendo material local a no local, respectivamente.

En la Figura N° 6, se muestra el modelo de Williams *et al.* (2014) que considera la procedencia "Local" que está adaptada localmente; la procedencia "Local relajada" que permite evitar poblaciones de origen pequeñas; la procedencia "compuesta" tiene como objetivo aumentar el potencial evolutivo mediante la adición de genotipos no locales a los genotipos locales; la procedencia "Mezcla" recomienda un muestreo amplio de grandes poblaciones para maximizar el potencial evolutivo; "Cultivares" sugiere que en sitios muy perturbados, los cultivares robustos pueden ser los mejores; la procedencia "Predictiva" tiene como objetivo abordar el cambio climático obteniendo semillas de poblaciones que actualmente experimentan las condiciones climáticas previstas para el sitio de restauración; "Novel" enfatiza la funcionalidad de las comunidades restauradas, en lugar de si es nativa o no nativa, donde el origen es en gran medida irrelevante. Los círculos definen una zona o población de recolección de semillas para un sitio de restauración localizado en el medio del círculo central. Los colores de los círculos reflejan la similitud genética de las posibles poblaciones de origen con la población del sitio de restauración. Los tamaños de los círculos reflejan la contribución relativa de las poblaciones de origen a la mezcla de semillas.



(Fuente: adaptado de Williams *et al.,* 2014)

Figura N° 6
PAUTAS ACTUALES DE ABASTECIMIENTO DE SEMILLAS PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, EN ORDEN DE IMPORTANCIA DECRECIENTE DESDE LA PROCEDENCIA LOCAL HASTA LA PROCEDENCIA NO LOCAL

Es altamente probable que la colecta de semilla se prolongue por más de un año en especies que presentan añerismo o vecería, que producen escasa cantidad de semillas o con baja viabilidad. El objetivo es generar una representación adecuada de la identidad y variabilidad genética de las especies definidas, contemplando un número mínimo de madres cuyos hijos no estén emparentados.

En algunos casos puede ocurrir que no todos los individuos seleccionados como progenitores produzcan semilla en la misma temporada, o bien que la cantidad de semilla sea insuficiente para producir las plantas necesarias.

En el contexto de la restauración para la recuperación de bosques nativos sometidos a explotaciones y/o incendios forestales cobran una inusitada relevancia los Bancos de Germoplasma o Bancos de Semillas, los cuales, en Chile, son absolutamente insuficientes para los proyectos de restauración que el país se ha comprometido a efectuar.

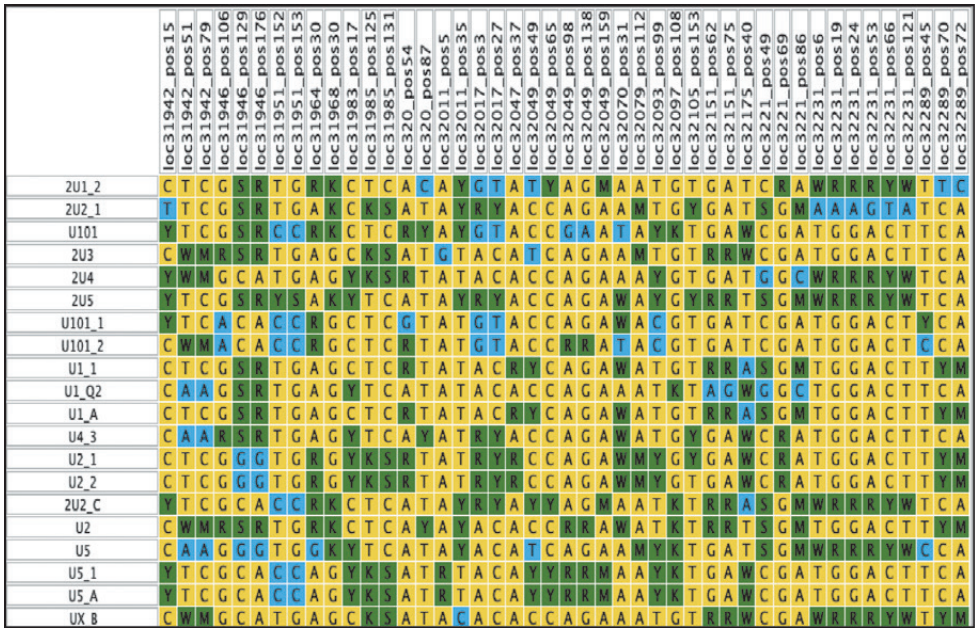
VALIDACION MOLECULAR DE LA RUTA SEMILLERA DEL ULMO

Williams, *et al.* (2014) mencionan que los avances en los métodos de secuenciación de próxima generación (NGS = *Next Generation Sequencing*) están revolucionando la contribución práctica de la genética a la restauración. NGS permite una capacidad mucho mayor para investigar estos problemas identificando y midiendo las regiones genómicas bajo selección en poblaciones naturales. Las aplicaciones incluyen una capacidad muy mejorada para medir la variación adaptativa para el abastecimiento óptimo de semillas, evaluación y monitoreo de alto rendimiento de comunidades biológicas naturales y restauradas sobre el suelo y bajo tierra, y análisis de expresión genética como una medida de la resiliencia genética de las poblaciones restauradas.

Para caracterizar la diversidad genética capturada por la ruta semillera de ulmo, se realizó la genotipificación con marcadores SNP (*Single Nucleotide Polymorphism*) mediante la tecnología *Genotyping-by-Sequencing* (GBS) en muestras de ADN obtenidas de hojas de ulmo colectadas en el fundo Pumillahue (Región de los Ríos). GBS es una tecnología relevante para organismos no modelo, ya que permite el descubrimiento y genotipado de miles de SNP en cientos de individuos de manera rápida y a bajo costo, sin necesidad de contar con genomas de referencia. No obstante, son escasos los ejemplos en los cuales se ha aplicado en especies leñosas nativas de Chile (Hasbún *et al.,* 2016) y esta es la primera vez que se aplica en ulmo. Para este efecto, se seleccionó para este estudio 6 árboles madres y 14 hijos, algunos de los cuales correspondían a madres muestreadas y otros no.

Se probaron 5 sistemas enzimáticos de GBS (ApekI, NsiI/MspI, PstI/MspI, PstI/BfaI y NsiI/BfaI) para escoger el más adecuado para ulmo, dado que anteriormente no existían estudios para la especie. La librería final de GBS por cada

individuo fue preparada mediante digestión del ADN genómico con las enzimas de restricción PstI/MspI. La secuenciación de alto rendimiento fue realizada con Illumina Nova Seq 6000 (*paired-end*) en *Biotechnology Center - Wisconsin University*, USA (BCWU). Las lecturas resultantes de la secuenciación (GBS) fueron filtrados por calidad y ensambladas en loci utilizando el programa ipyrad v.0.9.48. Posteriormente se ultilizó VCFtools según las instrucciones del pipeline dDocent para quitar SNP de baja calidad por temas de cobertura o variabilidad. Finalmente se aplicaron distintos filtros en Tassel (Taxa 0,2, Site MAF 0,1 y Site cobertura 100%) y se obtuvo una matriz con 4761 SNP en 20 individuos y sin datos perdidos. La proporción de SNP heterocigotos fue del 31,2% y la frecuencia promedio del alelo en menor frecuencia es 22,1%. En la Figura N° 7 se observa una parte de la matriz en Tassel donde los loci heterocigotos aparecen coloreados con verde.



Los códigos de las muestras en la columna de la izquierda corresponden a las madres e hijos (los que tienen guion bajo).

Figura N° 7
IMAGEN REPRESENTATIVA DE LA MATRIZ DE SNPS OBTENIDA EN ULMO CON 4761 MARCADORES EN 20 INDIVIDUOS

Los índices de diversidad genética muestran que la heterocigocidad total es 0,344, lo cual indica una diversidad genética intermedia-alta. Este valor es similar al observado en un estudio realizado en ulmo para caracterizar bosques degradados en la zona de Puyehue, en el cual se describieron valores de la heterocigosidad

esperada, He de 0,3 aproximadamente usando marcadores AFLP (Muñoz *et al.,* 2018). Valores de diversidad haplotípica de 0,6 fueron descritos previamente mediante el análisis del locus espaciador intergénico trnV-ndhC en todo el rango de distribución de ulmo (Segovia *et al*., 2012).

El análisis de las distancias genéticas entre los individuos estudiados, indica que las mayores diferencias se dan entre las madres del sitio 2 (Figura N° 4) que corresponden a aquellas cuyos códigos de identificación comienzan con 2 (Figura N° 8). Por otra parte, las menores distancias se observan entre hermanos. Las familias de U2, U5 y U101 aparecen perfectamente agrupadas (madres e hijos).

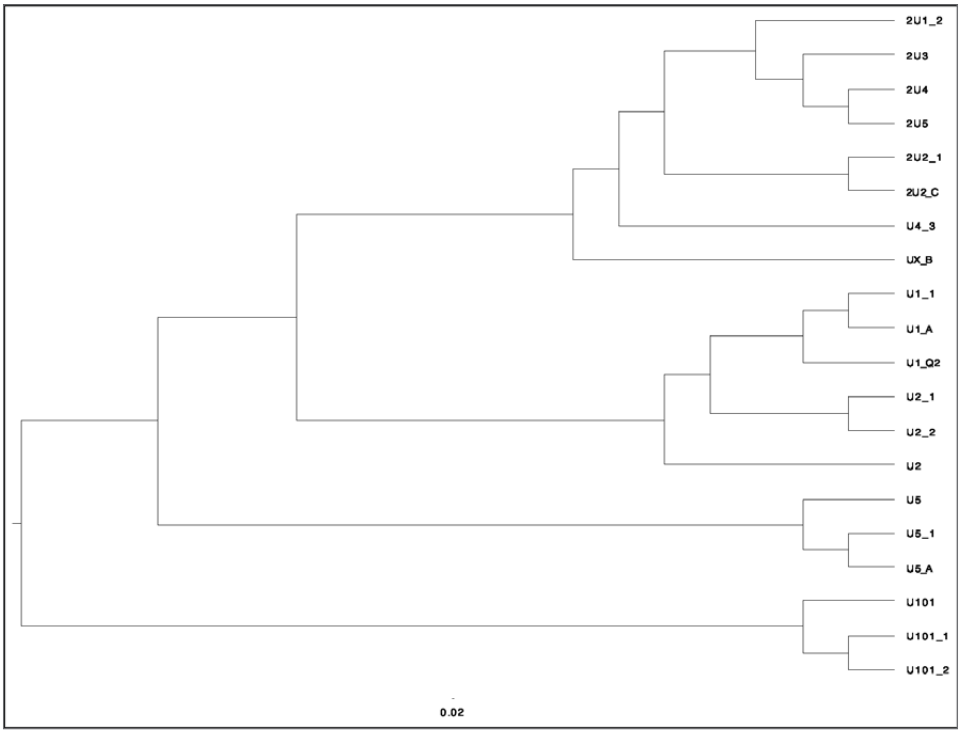


Figura N° 8
CLADOGRAMA DE DISTANCIA GENÉTICA POR IDENTIDAD Y ANÁLISIS UPGMA USANDO UNA MATRIZ DE 4761 SNPS EN 20 MUESTRAS DE ULMO

Al realizar las curvas de rarefacción con todos los SNP a la vez, se observa que tanto en madres como en hijos no se alcanza la asíntota dentro del rango de número de muestras analizadas (Figura N° 9).

No obstante, con 7 madres o 7 hijos se captura el 90% de toda la diversidad alélica observada con los 4971 SNP (Figura N° 9).

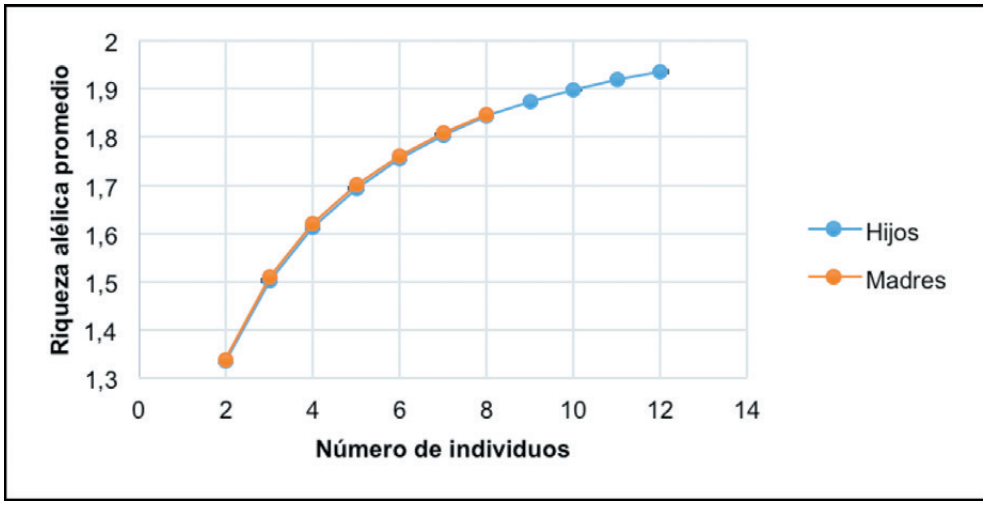


Figura N° 9
CURVA DE ACUMULACIÓN DE RIQUEZA ALÉLICA PROMEDIO PARA LAS MADRES Y LOS HIJOS CONSIDERANDO SIMULTÁNEAMENTE LOS 4971 SNPS EN ULMO.

Los antecedentes permiten confirmar que el muestreo efectuado en la ruta semillera del ulmo resultó adecuado para representar la variabilidad genética expresada por la especie, de modo que el material genético usado en la iniciativa de restauración de los bosques de Pumillahue representa bien a la diversidad genética existente en la población local.

REFERENCIAS

Atkinson, R.J.; Thomas, E.; Roscioli, F.; Cornelius, J.P.; Zamora-Cristales, R.; Franco Chuaire, M.; Alcázar, C.; Mesén, F.; Lopez, H.; Ipinza, R.; *et al.* 2021. Seeding Resilient Restoration: An Indicator System for the Analysis of Tree Seed Systems. Diversity 2021, 13, 367. https:// doi.org/10.3390/d13080367

Boshier, D.; Dawson I. and Lengkeek, A., 2014. Tree planting on farms in East Africa: how to ensure genetic diversity? Tree seed supply chains. Bioversity, Seed Source, Australian Development Cooperation, World Agroforestry Centre. 23 p.

Bozzano, M.; Jalonen, R.; Thomas, E.; Boshier, D.; Gallo, L.; Cavers, S.; Bordács, S.; Smith, P. and Loo, J. (Eds.), 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. State of the World's Forest Genetic Resources –Thematic Study. Rome, FAO and Bioversity International. 281 p.

Falconer, D.S.,1986. Introducción a la genética cuantitativa. Traducido del Inglés por Fidel Márquez Sánchez. México. CECSA. 252 p.

Hasbún, R.; González, J.; Iturra, C.; Fuentes, G.; Alarcón, D. and 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. Article ID 3654093.

Ipinza, R.; Gutiérrez, B. y Emhart, V. (Eds.), 1998. Curso Mejora Genética Forestal Operativa. Apuntes N° 1. Universidad Austral de Chile, Instituto Forestal, Corporación Nacional Forestal. Valdivia 16-21 noviembre de 1998. Chile. 422 p. DOI: 10.13140/RG.2.1.3815.0884.

Ipinza, R. y Vergara. R., 1998. Diseños de Huertos Semilleros. En: Ipinza, R., Gutiérrez, B. y Emhart, V. (Eds.). 1998. Curso Mejora Genética Forestal Operativa. Apuntes N° 1. Universidad Austral de Chile, Instituto Forestal, Corporación Nacional Forestal. Valdivia 16-21 noviembre de 1998. Chile. 422 p. DOI: 10.13140/RG.2.1.3815.0884. pp. 129-151.

Ipinza, R.; Gutiérrez, B.; Clasing, G.; Corti, D. y Molina, M.P., 2016. Diseño y Establecimiento de un Huerto Semillero Clonal de Generación Avanzada de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. Ciencia e Investigación Forestal INFOR Chile Volumen 22 N° 2, agosto 2016. pp. 7-22.

Jones, T. and Monaco, T. A., 2007. Restoration Practitioner´s Guide to the Restoration Gene Pool Concept. Ecological Restoration 25:1. March 2007 pp. 12-19.

León-Lobos, P.; Bustamante-Sánchez, M.; Nelson, C.R.; Alarcón, D.; Hasbún, R.; Way, M.; Pritchard, H. and Armesto, J., 2020. Lack of adequate seed supply is a major bottleneck for effective ecosystem restoration in Chile: friendly amendment to Bannister *et al.* (2018). Restor. Ecol. 28, 277–281.

Lowe, A.J., 2010. Composite provenancing of seed for restoration: progressing the 'local is best' paradigm for seed sourcing. The State of Australia's Birds 2009: restoring woodland habitats for birds. Compiled by David Paton and James O'Conner. Supplement to Wingspan 20(1) March.

Quiroz, I.; Gutiérrez, B. y Garcia, E., 2012. Fundamentos para una normativa sobre origen de semillas y calidad de plantas forestales. Proyecto 028/2010. 1er Concurso del Fondo de Investigación del Bosque Nativo. Informe Final. INFOR, Concepcion. 72 p.

Mullin, T., 2014. OPSEL 1.0: A computer program for optimal selection in forest tree breeding. Arbets rapport. Från Skogforsk nr. 841–2014. Skogforsk.

Muñoz, F.; Hasbún, R. y Alarcón, D., 2018. Criterios técnicos para caracterizar bosques nativos degradados del tipo forestal Siempreverde y guías de restauración usando bosques de referencia. Proyecto 009-2016 del Fondo de Investigación Bosque Nativo de CONAF. 100 pp.

Segovia, R.A.; Pérez**, M.F. and Hinojosa, L.F., 2012.** Genetic evidence for glacial refugia of the temperate tree *Eucryphia cordifolia* (*Cunoniaceae*) in southern South America. American Journal of Botany 99:121–129.

Williams, A.; Nevill, P.G. y Krauss, S.L., 2014. Next generation restoration genetics: applications and opportunities. Trends in Plant Science August 2014, Vol. 19, No. 8. pp. 529-537.

(Foto: R. Ibinza)

CAPÍTULO 9
CONSIDERACIONES GENÉTICAS PARA LA OBTENCION DE SEMILLAS Y VIVERIZACIÓN DE PLANTAS PARA RESTAURACIÓN

Braulio Gutiérrez[72]

RESUMEN

En el presente capítulo se describe el proceso de producción de plantas empleado durante la ejecución del proyecto del Fondo de Investigación del Bosque Nativo 004/2015 “Plantación Suplementaria en Bosques Siempreverde Estructuralmente Alterados: Promoviendo su variabilidad y sustentabilidad”.

Se plantea que el origen y diversidad del material de propagación es la consideración genética más importante a tener en cuenta en el abastecimiento de semillas y viverización de plantas para restauración, aportándose antecedentes que respaldan y confirman que la adopción de este planteamiento contribuye mejorar las expectativas de éxito de las iniciativas de restauración y que, por el contrario, la inadecuada consideración que se presta a la fuente y calidad genética del material de propagación es una de las causas que frecuentemente está tras el fracaso de estas iniciativas.

INTRODUCCIÓN

La viverización es el proceso de producción y aclimatación que genera las plantas que se establecerán en campo. Es un proceso delicado y complejo, que conjuga elementos de ciencia, técnica y arte, y donde una infinidad de variables de la más distinta naturaleza influyen en la obtención eficiente de plantas de calidad.

Abundante investigación se ha efectuado, y se sigue efectuando, en protocolos de producción y optimización de la producción de plantas, prueba de ello son los innumerables libros, manuales y artículos en esta materia.

72 Ingeniero Forestal. Instituto Forestal sede Bio Bio. bgutierr@infor.cl

El desarrollo tecnológico, los insumos, infraestructura, profesionalización y especialización del personal de viveros también dan cuenta de las elevadas cotas tecnológicas que se pueden alcanzar en este proceso, donde además existe una creciente incorporación de sofisticadas biotecnologías de propagación que vinculan en forma cada vez más estrecha a laboratorios y viveros. Evidentemente, existe una gran diferencia entre viveros y no todos poseen el mismo nivel de desarrollo.

Aun así, independientemente de las diferencias entre ellos y de las innumerables variables que interactúan en la producción de plantas, en este capítulo se plantea que existe ***una*** única consideración genética relevante que condiciona la viverización con fines de restauración, y esta es el abastecimiento de semillas o materiales de propagación adecuados[73].

Para efectos de restauración la idoneidad del material de propagación, más que a calidad de semillas (calibre, pureza, germinación, viabilidad, etc.), se refiere al origen y diversidad genética de las fuentes de semillas y de los lotes de semillas que desde allí se obtienen.

Estos elementos son determinantes para la adaptación de las plantas al sitio de restauración y no solo para la adaptación a las condiciones actuales, sino que también para conservar el potencial evolutivo y ofrecer así un amplio espectro de variabilidad genética para seguir adaptándose a las cambiantes condiciones futuras.

Si la restauración busca asegurar el establecimiento y la perpetuación natural de las masas implantadas, rehabilitar los procesos ecológicos autógenos que permiten a las poblaciones reorganizarse por sí mismas y formar comunidades funcionales resilientes y adaptables a las condiciones cambiantes, entonces, el origen y la diversidad genética de los materiales implantados es un aspecto crucial.

PRODUCCIÓN DE PLANTAS PARA RESTAURACIÓN

Para el éxito en la producción de plantas en vivero se requiere comprender toda la secuencia de procesos, desde la siembra de las semillas, hasta el despacho de las plantas al lugar de plantación. Adicionalmente, en las iniciativas de restauración se ha de velar por seleccionar un material de plantación idóneo y genéticamente diverso para cada sitio de plantación (Ipinza y Gutiérrez, 2014).

De no respetarse estos principios, la restauración podría estar destinada al fracaso, aunque esto solo llegue a ser perceptible mucho después de iniciada

73 Esta consideración genética no sería privativa de la viverización, sino que subyace a todo el proceso de restauración. Antecedentes complementarios relativos a origen de semillas se encuentran en el Capítulo 7 “Regiones de procedencia: un ordenamiento de fuentes semilleras”.

la actividad o a raíz del advenimiento de fenómenos excepcionales, tal y como lo demuestran Thomas *et al*. (2014, 2015) y se aborda extensamente en Bozzano *et al*. (2014).

Al momento de planificar la producción de plantas para programas de restauración ecológica, debe considerarse la procedencia del material genético de las especies a plantar (Pastorino *et al*., 2015), reconociéndose que uno de los aspectos más importantes para los viveros que producen especies forestales, es que tengan siempre identificada la procedencia de la semilla, con datos de la ubicación geográfica y la altitud.

Esta sencilla consideración no resulta un aspecto trivial fácil de constatar, particularmente en un mercado de plantas y semillas forestales como el chileno, que se caracteriza por un importante nivel de informalidad y donde no existen regulaciones oficiales que certifiquen el origen y calidad de los materiales de propagación (Quiroz y Gutiérrez, 2010).

En efecto, si se considera el origen incierto, no trazable, ni oficialmente acreditable, entonces la disponibilidad de plantas apropiadas para restauración en el mercado surge como uno de los principales cuellos de botella para materializar las actividades de plantación comprendidas en las iniciativas de restauración, y como un importante obstáculo para cumplir los compromisos y metas suscritas por el país en esta materia.

Este problema es reconocido por diversos autores, quienes señalan la necesidad de mejorar la calidad, incrementar la diversidad de especies e incrementar la limitada oferta actual de plantas apropiadas para restauración (Bannister *et al*., 2018; León-Lobos *et al*., 2020).

En este escenario, pretender satisfacer en el mercado la necesidad de semillas o plantas para una iniciativa específica de restauración conlleva un alto grado de incertidumbre respecto al origen de las mismas; y en gran medida implica hacer un acto de fe y confiar en el origen declarado por el productor.

Para eliminar esta importante incertidumbre y tener certeza absoluta del origen de las plantas y de la calidad (diversidad genética) de la fuente semillera, resulta aconsejable que la producción de plantas, o al menos el abastecimiento de semillas para esa producción, sea abordada como gestión directa por la propia iniciativa de restauración.

La iniciativa de restauración debería gestionar directamente la obtención de las semillas desde las fuentes idóneas y posteriormente establecer un acuerdo con algún vivero para que le realice la producción de las plantas, bajo un esquema de supervisión que garantice la correcta identificación de las mismas, desde la recepción de las semillas hasta el despacho definitivo de las plantas a terreno.

EL CASO PUMILLAHUE

El proyecto del Fondo de Investigación del Bosque Nativo 004/2015 “Plantación Suplementaria en Bosques Siempreverde Estructuralmente Alterados: Promoviendo su variabilidad y sustentabilidad”, consideró el establecimiento de un ensayo de plantación con roble, ulmo, tepa olivillo y lingue en fajas habilitadas en quilantales, con la finalidad de recuperar bosques siempreverdes estructuralmente alterados existentes en el predio Pumillahue, de propiedad de la Corporación Nacional Forestal en la comuna de San Jose de la Mariquina, en la región de Los Ríos.

Para producir las plantas que se usaron en el ensayo, y siguiendo los lineamientos expresados en el apartado anterior, el proyecto diseño e implementó su propia campaña de colecta de semillas, y delegó a viveros supervisados la producción de las plantas requeridas.

Colecta de Semillas

Para efectos de la colecta de semillas de las especies seleccionadas, se habilitó en rodales cercanos a donde se establecería el ensayo, una serie de colectores de semillas de malla raschell de 4 m^2 de superficie, localizados debajo de la copa de árboles seleccionados, distanciados a 30 a 40 m unos de otros de la misma especie, y que constituyen las madres del material genético (semillas) que será utilizado por el proyecto.

Los árboles se seleccionaron fundamentalmente de acuerdo al distanciamiento, en forma secundaria se consideró la forma de fuste.

La ruta de la semilla se diseñó para optimizar la variabilidad genética intra e interespecifica de las especies estructurales seleccionadas, con el objetivo que las semillas obtenidas puedan recuperar el nivel de productividad y asegurar el potencial evolutivo de los bosques que generen.

En definitiva, la ruta semillera estuvo compuesta por 59 mallas de colecta de semillas, desplegada en tres sitios ubicados en las cercanías de los quilantales en que se establecería la plantación, bajo las copas de los árboles madres de roble, tepa, olivillo y lingue; en el caso de ulmo la colecta ser realizó mediante escalamiento de los semilleros escogidos.

Un aspecto relevante de la colecta de semillas es que esta se realizó en el mismo sitio donde se establecería el ensayo, esto asegura adaptabilidad a las condiciones locales y es coincidente con los postulados respecto a los acervos genéticos para restauración.

La recolección de semillas en la ruta previamente descrita se inició en febrero de 2016, y se repitió semanalmente en la medida que la dispersión natural

concentraba semillas en los colectores; esto significó que la colecta se efectuó inicialmente en forma semanal y posteriormente en forma bisemanal. Se realizó en seis ocasiones hasta el 30 abril de 2016.

Posteriormente se efectuaron dos colectas adicionales, la última de ellas el 17 de mayo de 2016, para complementar la cantidad de semillas en aquellas especies de semillación más tardía (fundamentalmente ulmo y olivillo). Las semillas colectadas en cada semana fueron enviadas a los laboratorios de INFOR en Concepción donde se procedió a su limpieza, cuantificación, pesaje y almacenamiento en cámara de frío.

Un aspecto fundamental durante todos estos procedimientos fue mantener una rigurosa identificación de los códigos de los colectores (mallas) o árboles desde donde se obtuvieron.

Producción de Plantas

Para efectos de la producción de plantas, las semillas colectadas fueron distribuidas a dos viveros Huillilemu (de CONAF en Valdivia) y Centro Tecnológico de la Planta Forestal (de INFOR en Concepción), los cuales daban garantías respecto a su capacidad para producir y manejar pequeños lotes individualizados de plantas correspondientes a cada colector o árbol de cada una de las especies consideradas en el proyecto.

Además, por su ubicación estos viveros permitían que personal del proyecto pudiese monitorear en forma personal el proceso de viverización, fundamentalmente lo referente al manejo de etiquetas de identificación. La producción de plantas se inició con la preparación de sustratos y contenedores para posteriormente realizar las respectivas siembras.

En el vivero del Centro Tecnológico de la Planta forestal, las especies lingue, olivillo y tepa se sembraron en junio de 2016, mientras que, roble, ulmo y una nueva partida de tepa fueron sembradas en septiembre de 2016.

En el vivero Huillilemu, las siembras se efectuaron entre el 8 y 12 de septiembre de 2016. La cantidad de semilla utilizada y de plantas producidas se resume en el Cuadro N° 1.

El proceso de producción de plantas se resume en los puntos siguientes y corresponde al empleado en el vivero del Centro Tecnológico de la Planta Forestal.

Cuadro N° 1
PRODUCCIÓN DE PLANTAS Y USO DE SEMILLAS PARA ENSAYO PUMILLAHUE

Especie	Código	Semilla Utilizada		Plantas Producidas	Rendimiento Semilla /Planta
		(g)	(n)		
LINGUE	2L1	82,6	80	77	96%
	2L2	109,5	103	55	53%
	L1	425,0	339	199	59%
	L2	411,6	258	206	80%
	L3	302,1	283	134	47%
	L4	427,4	418	280	67%
	L5	315,1	272	154	57%
	L6	74,5	66	48	73%
	L7	149,9	131	92	70%
	L8	258,2	191	133	70%
	M2	208,8	167	114	68%
	Subtotal	**2764,8**	**2307**	**1492**	**65%**
OLIVILLO	L7	24,3	41	22	54%
	M5	28,8	56	0	0%
	O1	864,7	1719	1046	61%
	O2	162,4	311	88	28%
	Subtotal	**1080,3**	**2127**	**1156**	**54%**
ROBLE	APS1	10,8	1552	32	2%
	APS2	19,8	2937	70	2%
	APS3	14,0	1867	15	1%
	L1	59,4	7750	82	1%
	M3	12,3	1764	4	0%
	U1	20,8	1981	25	1%
	U2	18,2	1558	7	0%
	Subtotal	**155,4**	**19409**	**235**	**1%**
TEPA	L2	7,9	2985	89	3%
	M1	6,0	2140	77	4%
	M2	4,8	1849	27	1%
	O9	6,1	2914	2	0%
	T10	5,2	2193	33	2%
	T2	4,9	1946	24	1%
	T3	6,0	2542	46	2%
	2M1T1	8,8	3107	47	2%
	2T1	2,9	1371	1	0%
	2Ti1	4,1	1428	8	1%
	L5	16,4	6200	16	0%
	Subtotal	**73,0**	**28676,7**	**370,0**	**1%**
ULMO	2U1	0,5	359	73	20%
	2U2	1,9	1218	353	29%
	U1	1,5	745	567	76%
	U2	0,9	602	78	13%
	U3	1,4	628	236	38%
	U4	0,5	339	77	23%
	U5	0,6	459	112	24%
	U101	1,2	766	285	37%
	Ux	3,3	2081	570	27%
	subtotal	**12,8**	**7747**	**2351**	**30%**
Total general		**5903,8**	**51749**	**6223**	**12%**

Tratamientos Pregerminativos: Las semillas de roble y ulmo fueron sometidas a un tratamiento pregerminativo consistente en un remojo por 24 horas en ácido giberélico en dosis de 200 ppm (Figura N° 1). Las semilla de las restantes especies solo se remojaron en agua previo a su siembra.

(Fotografías: Vivero CTPF)

Figura N° 1
TRATAMIENTO PREGERMINATIVO DE SEMILLAS DE ROBLE Y ULMO

Siembra: Para aquellas especies cuyas semillas no fueron pretratadas, la siembra se realizó directamente en almacigueras y/o en almacigos.

La siembra se llevó a cabo en forma manual; esta se efectuó en dos modalidades, siembra directa al contenedor o bandeja y siembra en almácigo para un posterior repique. La elección dependió básicamente del tamaño de la semilla y de su facilidad de manipulación.

Para la siembra en almácigos, se utilizaron cajones de madera con sustrato (Figura N° 2), así como macetas, en las cuales se le depositó una capa de sustrato y luego una capa de semillas homogéneamente distribuidas.

Posteriormente, las semillas fueron cubiertas con sustrato fino, dándole una profundidad similar a una siembra directa normal.

Los almácigos regados y humedecidos periodicamente para lograr las condiciones necesarias de germinación.

Tanto las bandejas como los cajones y macetas fueron identificadas con etiquetas plásticas en que se registró la especie, código del árbol y fecha de siembra.

(Fotografía: Vivero CTPF)

Figura N°2
CAJONES ALMACIGUEROS

Sustratos y Contenedores: Post repique, la viverización se realizó en bandejas de poliestireno expandido de 130 cm^3 (Figura N° 3). Estas bandejas fueron llenadas con sustrato de corteza compostada de calibre G-10. Previo al llenado, las bandejas fueron lavados con agua y seguidamente bañados con una mezcla de látex y oxicloruro de cobre.

(Fotografía: Vivero CTPF)

Figura N° 3
BANDEJAS USADAS PARA VIVERIZACIÓN DE PLANTAS

Manejo de plantas: tanto la fertilización como el riego, manejo de sombra y aplicaciones preventivas de agroquímicos se efectuaron de acuerdo a los procedimientos estándar del vivero. El aspecto de las plantas a abril de 2017, correspondiente al inicio del proceso de endurecimiento se presenta en la Figura N° 4.

(Fotografías: Vivero CTPF)

Figura N° 4
PRODUCCIÓN DE PLANTAS PARA ENSAYO PUMILLAHUE (LINGUE, ULMO, TEPA Y ROBLE)

CONSIDERACIONES PARA OBTENCIÓN DE SEMILLAS Y VIVERIZACIÓN DE PLANTAS PARA RESTAURACIÓN

Las tasas de éxito de la restauración forestal basada en la plantación de árboles han sido irregulares, en parte debido a la falta de atención a la fuente del material de plantación. Según Thomas *et al.* (2014), el establecimiento exitoso de un bosque restaurado autosustentable, depende del uso de fuentes de material de plantación que ya esté adaptado a las condiciones, a menudo difíciles, de los sitios de plantación, y que tenga suficiente diversidad genética para seguir respondiendo a las condiciones cambiantes. Las consideraciones genéticas no son obviamente las únicas determinantes del éxito, pero sin el material genético apropiado, el fracaso adquiere probabilidades crecientes.

Las plantaciones forestales comerciales consisten normalmente de especies exóticas, respecto de las que no se pretende que sean autosuficientes durante generaciones. Por lo tanto, para hacer coincidir el material de plantación

con el sitio de plantación debe considerarse solo las condiciones actuales o futuras cercanas, lo que no representa un desafío tan complejo, como lo es emparejar el material de plantación con los requerimientos perseguidos en una iniciativa de restauración del paisaje (Loo, 2016). Así, no es que el origen y la diversidad genética de las semillas o plantas carezcan de importancia en plantaciones comerciales, sino que estas están concebidas para un objetivo distinto, y con una permanencia menor que se extiende solo hasta cumplir su rotación y ser cosechadas. En ellas se busca obtener los mejores rendimientos y maximizar su productividad, de modo que, a diferencia de una iniciativa de restauración, en las plantaciones no se espera que estas se consoliden como un elemento del ecosistema restaurado, que se regeneren naturalmente, ni se perpetúen y continúen adaptándose y evolucionando como parte de la composición, estructura y función del ecosistema.

Por el contrario, los enfoques de restauración que implican la plantación de árboles y que están destinados a restaurar los servicios de los ecosistemas, así como los beneficios de los medios de vida, tienen un horizonte de tiempo más largo que las plantaciones forestales comerciales. Para asegurar el potencial de adaptación en las generaciones futuras, la diversidad genética es esencial. Incluso, se sugiere que el uso de mezclas de semillas de diferentes fuentes (procedencias) es apropiado para maximizar el potencial adaptativo, aunque también se reconoce la posibilidad de promover depresión por exogamia (Breed *et al*., 2013 cit por Loo, 2016).

En efecto, una elección errónea puede llevar a procesos de mala adaptación que depriman el vigor de los individuos implantados y hasta comprometan su supervivencia (McKay *et al*., 2005). Por otro lado, puede verificarse un efecto perjudicial no solo en la masa implantada, sino también en las pre-existentes.

Si las plantaciones se llevan a cabo en sitios en los que aún se encuentra a la misma especie vegetando en forma natural, el uso de un acervo genético de otra región genera el riesgo de “contaminación genética” (Bischoff *et al*., 2010 cit por Pastorino *et al*., 2015), o sea la introgresión de genes “exóticos” (no locales) en las masas espontáneas. Este proceso puede darse tanto por medio de la polinización libre como por la dispersión natural de semillas, y su efecto se torna irreversible, pudiendo conducir a la pérdida irrecuperable del acervo genético local.

El Dilema de las Fuentes Semilleras “Locales”

Un programa de restauración activa implica seleccionar, además de las especies clave, los acervos genéticos a utilizar para la producción de las plantas que serán llevadas al sitio a restaurar. Al elegir las fuentes semilleras, a partir de las cuales se iniciará la viverización de plantas, se debe pensar en la adaptación al sitio de implantación del material genético que se escoja, lo que se traducirá no solo en la supervivencia inicial de las plantas, sino también en su desempeño general durante todo su desarrollo.

Para evitar riesgos de mala adaptación y de contaminación genética por el uso de acervos genéticos exóticos, rige como principio de precautoriedad el uso de la procedencia local, o sea utilizar como fuente semillera los remanentes del ecosistema degradado o las masas naturales de los alrededores de la futura plantación. Este suele ser el enfoque más comúnmente sugerido o recomendado. Sin embargo, en ocasiones esta opción no es conveniente por el extremo empobrecimiento genético de los remanentes locales, o simplemente imposible por su inexistencia. También debe atenderse a razones operativas, ya que el uso de la procedencia local implica una planificación con una anticipación variable según la especie, en ocasiones de varios años, para la cosecha de las semillas y la producción de plantas.

Generalmente se considera que la semilla de origen o procedencia local tiene el mayor potencial adaptativo (Mijnsbrugge *et al.,* 2010; McKay *et al.,* 2005), sin embargo, la investigación genética indica que la distancia geográfica es un mal predictor de la diferenciación adaptativa. Esto significa que no hay distancia fija o regla de oro para determinar hasta dónde se pueden mover con éxito las plantas a partir del lugar de origen de sus semillas. El concepto “local" queda mejor definido por la similitud climática y ambiental del material de origen en relación con el sitio de plantación a donde será transferido (Erikson y Halford, 2020). Por otra parte, existen situaciones en que orígenes foráneos pueden resultar más apropiados, especialmente cuando las poblaciones locales han perdido variabilidad genética y exhiben pérdidas de adaptabilidad que no garantizan su permanencia en el escenario climático proyectado a futuro (Jones y Monaco, 2007; Lowe, 2010).

Adicionalmente, la existencia de mosaicos ambientales puede hacer que sitios geográficamente distantes presenten condiciones similares, mientras que las condiciones que imperan en sitios cercanos pueden ser muy diferentes (Thomas *et al*., 2015).

En esta disyuntiva, la necesidad de recurrir al uso de procedencias no-locales sugiere la necesidad de disponer de información derivada de ensayos de procedencias, al menos para las especies más importantes a considerar en las iniciativas de restauración. En una situación ideal, la elección de las fuentes de semillas que resultan más convenientes para un determinado sitio de restauración estaría guiada por ensayos de procedencia, siempre que se disponga de ellos (Thomas *et al*., 2014; 2015). La idea es que tales ensayos puedan orientar la transferencia de semillas desde un sitio lejano hacia el área a restaurar.

Para especies forestales pueden definirse zonas genéticas y/o regiones de procedencia. Los estudios básicos de genética de poblaciones con marcadores moleculares y ensayos de procedencias repetidos en distintos sitios, permiten definir áreas o unidades de abastecimiento de semillas que orienten respecto a la transferencia de acervos genéticos al área en restauración. Adicionalmente, el modelado de nicho ecológico posibilita considerar los efectos del cambio climático global para identificar zonas vulnerables y priorizar acciones de restauración. De

este modo, la investigación básica y la gestión estrechan vínculos para identificar los orígenes más adecuados para obtener las semillas requeridas en un programa de restauración (Pastorino *et al*., 2015).

Aprovisionamiento de Semillas

Para asegurar la disponibilidad de semillas de fuentes adecuadas para producir plantas destinadas a iniciativas de restauración se requiere una detallada y precisa planificación previa, que garantice que se dispondrá del material suficiente en el momento que se necesite. Particularmente, en el caso de especies cuya semillación es añera, como suele ocurrir con los *Nothofagus* y otras, la pérdida de una temporada de cosecha puede retrasar en varios años la obtención de las plantas requeridas para restaurar.

Una vez que se han determinado las especies, procedencias y cantidades de semilla requeridas para un proyecto de restauración específico, debe procederse al abastecimiento propiamente tal de esas semillas. En teoría hay distintas opciones para lograrlo, pero en la práctica algunas de ellas suelen resultar inapropiadas; en efecto, las semillas, incluso las plantas podrían adquirirse en el mercado, pero lo más común es que no suelen estar disponibles materiales de los orígenes que se requieren, o no exista garantía de que las semillas o plantas efectivamente correspondan al origen que se precisa.

Si la semilla apropiada no está disponible en el mercado, habrá que gestionar el abastecimiento directamente, ya sea encargándolo con antelación a proveedores formales de confianza, o implementando directamente las campañas de colecta en los lugares requeridos. En este aspecto, tal como se ha venido mencionando previamente, dos consideraciones primordiales relativas a las semillas y plantas tienen una importancia crucial para aumentar la resiliencia de los bosques restaurados: (i) estas debería estar bien adaptado a las condiciones (presentes y proyectadas) del sitio de plantación para asegurar su adecuación al mismo; y ii) el material debe ser suficientemente diverso desde el punto de vista genético para evitar los efectos adversos de la endogamia, proporcionar variantes genéticas en número adecuado para la selección natural y reforzar la resistencia de las poblaciones a los factores de estrés agudo y crónico, tales como plagas y enfermedades, además de las sequías y otros efectos del progresivo cambio climático (Thomas *et al*., 2014; 2015).

Mantener la Capacidad de Adaptación

La adaptación de las plantas está influenciada por una amplia gama de factores climáticos y ambientales. El grado de adaptación varía entre especies, desde las generalistas que pueden soportar amplio movimiento a través de gradientes

ambientales, a las especialistas que están muy estrechamente adaptadas a las condiciones y regiones locales. Los ensayos de procedencias permiten investigar estrategias de adaptación específicas de especies y patrones de variación genética en un área geográfica determinada. En estos estudios, la variación en importantes rasgos adaptativos que involucran supervivencia, crecimiento y fecundidad se correlaciona con las variables climáticas y ambientales de los orígenes (fuentes) de las plantas incluidas en el ensayo. De este modo, sus resultados pueden utilizarse para crear pautas de transferencia de semillas específicas para especies, y delinear regiones discretas de entornos similares (zonas semilleras) dentro de los cuales los materiales vegetales se podrían mover sin mayores problemas de adaptación a las nuevas zonas de plantación. Las definiciones previas de zonas semilleras, regiones de procedencias o de utilización de semillas, en el caso de existir, son guías fundamentales para programar la colecta de las semillas apropiadas a las condiciones del sitio de restauración (Erikson y Halford, 2020). En ausencia de datos de procedencia, los modelos de idoneidad y el análisis ecogeográfico de las condiciones ambientales que imperan en el sitio de plantación y en los eventuales sitios de donde se podría obtener el germoplasma, son técnicas alternativas para la selección de fuentes de semillas bien adaptadas (Thomas *et al*., 2015).

Las zonas semilleras junto con mejorar los resultados de la restauración, pueden generar eficiencias y economías de escala en los sistemas de producción de semillas y plantas, así como la estabilidad y previsibilidad en el mercado de las mismas. La definición de zonas semilleras facilita la planificación del uso de semillas y crea oportunidades para compartir e intercambiar material vegetal. Sin embargo, a pesar de sus múltiples ventajas, las zonas semilleras no suelen estar definidas para la mayoría de las especies forestales involucradas en restauración.

Mantener la Diversidad Genética

Otra preocupación importante en el desarrollo y uso de material de plantación nativo se refiere al muestreo y mantenimiento de diversidad genética. Esta no solo protegerá los recursos genéticos, sino que también ayudará a mejorar el éxito inicial de la restauración y proporciona resistencia contra la presión ambiental y las condiciones cambiantes del futuro.

El origen y la diversidad genética del material forestal reproductivo afecta significativamente a la supervivencia, crecimiento y productividad de los árboles, pero también a la capacidad de adaptación y, por lo tanto, a la autosostenibilidad de las poblaciones. En efecto, como lo especifican Thomas *et al.* (2014; 2015), la diversidad genética se relaciona positivamente no solo con el valor adaptativo de las poblaciones de árboles sino también, y de modo más general, con el funcionamiento y la resiliencia del ecosistema; por lo mismo, una adecuada atención a la diversidad genética de las semillas y plantas es particularmente importante para la restauración de los bosques.

La población restaurada debe incluir un número suficiente de individuos no emparentados para minimizar el potencial de impactos adversos debido a la endogamia[74]. Los profesionales de la restauración deben tener en cuenta la necesidad de diversidad genética cuando compran plantas o recolectan y propagan su propio material.

No existe un protocolo único de recolección y propagación de material vegetal que garantice y salvaguarde la integridad genética en todas las situaciones. Sin embargo, existen algunas pautas generales para su consideración al comprar o recolectar / cultivar semillas y plántulas, entre ellas:

Número de padres no emparentados. Es fundamental que el abastecimiento o la recogida de semillas se efectúe de manera tal que capture una gran diversidad de rasgos adaptables importantes para las especies del caso. Esto supone recolectar semillas de poblaciones suficientemente amplias y de un gran número de árboles madre no emparentados, es decir, un mínimo de 30 a 60 árboles bien espaciados entre sí, o más si se usan propágulos vegetativos (Tomas *et al.,* 2015). Según Erikson y Halford (2020) esto constituye una directriz general para obtener una muestra representativa de la diversidad genética en una población.

Una cantidad similar de semilla se debe recolectar desde cada planta. Si las contribuciones de los padres son desiguales, se debe muestrear un mayor número de plantas parentales para aumentar la diversidad. Al recolectar esquejes para propagación vegetativa de especies dioicas, se debe buscar una proporción equilibrada entre plantas machos y hembras para garantizar que ambos sexos están adecuadamente representados en la colección.

Número de sitios de recolección. Recolectar semillas o esquejes desde múltiples áreas dentro de una zona de semillas ayuda a muestrear y representar adecuadamente la diversidad genética entre poblaciones. Idealmente, los sitios de recolección deben abarcar la gama completa de condiciones climáticas dentro de una zona de semillas. Se debe muestrear un número aproximadamente igual de padres dentro de cada área. Recolectar material desde las poblaciones más grandes, evitando los rodales aislados y fragmentados donde la endogamia o los cuellos de botella genéticos del pasado pueden reducir la diversidad genética.

Madres individuales dentro de un sitio de recolección. Para reducir el riesgo de recolectar desde individuos relacionados (por ejemplo, hermanos o clones de la misma planta), las semillas y esquejes deben obtenerse de plantas que están bien separados entre sí. La diversidad genética y su representación también se pueden mejorar al cosechar el material de propagación desde plantas madres dispersas a lo largo y ancho de todo el sitio de recolección.

74 Antecedentes específicos relativos al número de individuos a colectar se encuentran en el Capítulo 1: Los genes y la Silvicultura. Una aproximación a la colecta y manejo de la diversidad genética.

En especies de polinización cruzada, una consideración importante para mantener la diversidad genética es evitar recolección desde plantas aisladas que pueden haber tenido pocas oportunidades de recibir polen de una amplia gama de donantes. Otra recomendación para salvaguardar la integridad genética y la diversidad es evitar sesgos de recolección como por ejemplo privilegiar las plantas que florecen más temprano, las más bajas, las con mayor concentración de semillas, etc.

Pensar en el Cambio Climático

Muchas poblaciones de plantas ya están creciendo fuera de su clima óptimo como resultado de cambios ambientales que han superado la capacidad de respuesta de las especies. En estas situaciones, los protocolos de abastecimiento de semillas deben modificarse, cambiando el énfasis de usar solo semilla local por una estrategia nueva basada en el uso de semillas (o una porción de las semillas) seleccionada en base a la similitud con escenarios climáticos proyectados a futuro.

El abastecimiento de semillas "climáticamente inteligente" basado en proyecciones climáticas (por ejemplo, en horizonte de 10 a 20 años) reducirá la incertidumbre y el riesgo asociado a la dependencia del clima en las proyecciones a un futuro más lejano. Esto también promoverá el uso de plantas que se adaptarán mejor a las condiciones ambientales durante la etapa inicial de establecimiento cuando son más vulnerables. Para muchas zonas, la dirección de movimiento de las plantas será desde los entornos más cálidos y secos de latitudes y elevaciones bajas hacia latitudes y elevaciones mayores donde las condiciones son más frías y húmedas.

CONCLUSIÓN

La principal consideración genética a tener en cuenta en las iniciativas de restauración es utilizar material de propagación (semillas y plantas) cuyo origen garantice la adaptación al sitio de restauración y con una diversidad genética que permita mantener su potencial evolutivo. Estos aspectos deben ser considerados en la totalidad del proceso y particularmente en el abastecimiento de semillas y viverización de las plantas que serán objeto de establecimiento en el marco del proyecto o programa de restauración.

REFERENCIAS

Bannister, J.; Vargas-Gaete, R.; Ovalle, J.; Acevedo, M.; Fuentes-Ramírez, A.; Donoso, P.; Promis, A. and Smith-Ramírez, C., 2018. Major bottlenecks for the restoration of natural forest in Chile. DOI: 10.1111/rec.12880. Article accepted for publication but has not been through the copyediting, typesetting, pagination and proofreading process.

Bozzano, M.; Jalonen, R.; Thomas, E.; Boshier, D.; Gallo, L.; Cavers, S.; Bordács, S.; Smith, P. and Loo, J., (Eds.), 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. State of the World's Forest Genetic Resources –Thematic Study. Rome, FAO and Bioversity International. 281 p.

Erikson, V. and Halford, A., 2020. Seed planning, sourcing and procurement. Restoration Ecology 28(s3):s216-s224

Ipinza, R. y Gutiérrez, B., 2014. Consideraciones genéticas para la restauración ecológica. Ciencia e Investigación Forestal 20(2):51-72.

Jones, T. and Monaco, T. A., 2007. Restoration Practitioner´s Guide to the Restoration Gene Pool Concept. Ecological Restoration 25:1. March 2007 pp. 12-19.

Leon-Lobos, P.; Bustamante-Sánchez, M.; Nelson, C.; Alarcón, D.; Hasbún, R.; Way, M.; Pritchard, H. and Armesto, J., 2020. Lack of adequate seed supply is a major bottleneck for effective ecosystem restoration in Chile. Restoration Ecology 28(2):277-281

Loo, J., 2016. Forest Genetic resources and adaptation to climate change. Unasylva 246, Vol 67, pp: 68-74.

Lowe, A. J., 2010. Composite provenancing of seed for restoration: progressing the 'local is best' paradigm for seed sourcing. The State of Australia's Birds 2009: restoring woodland habitats for birds. Compiled by David Paton and James O'Connor. Supplement to Wingspan 20(1) March.

McKay, J.K.; Christian, C.E.; Harrison, S. and Rice, K.J., 2005. How local is local?—a review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. Restoration Ecology 13:432–440.

Mijnsbrugge, K.V.; Bischoff, A. and Smith, B.M., 2010. A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. Basic and Applied Ecology 11:300–311.

Pastorino, M.J.; Aparicio, A.G.; Azpilicueta, M.M.; Soliani, C. y Marchelli, P., 2015. Genética de la restauración: tendiendo puentes entre la investigación y la gestación. En: Zuleta, GA, AE Rovere & FPO Mollard (Eds.), "SIACRE-2015: Aportes y Conclusiones. Tomando decisiones para revertir la degradación ambiental". Cap. 2: 25-32. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires. Capítulo 17, pp: 147-152.

Quiroz, I. y Gutiérrez, B., 2010. Normativa para semillas y plantas de especies forestales nativas: Necesidad latente. Chile Forestal N°351 Pp: 41-44.

Thomas, E.; Jalonen, R.; Loo, J.; Boshier, D.; Gallo, L.; Cavers, S.; Bordács, S.; Smith, P. and Bozzano, M., 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. Forest Ecology and Management 333 (2014): 66–75.

Thomas, E.; Jalonen, R.; Loo, J. y Bozzano, M., 2015. Cómo evitar el fracaso en la restauración forestal: la importancia de disponer de un germoplasma genéticamente diverso y adaptado a los sitios de plantación. Unasylva 245, vol. 66 2015-3, pp: 29-36.

(Foto: R. Ipinza)

CAPÍTULO 10
ESTABLECIMIENTO DE PLANTACIONES NATIVAS DE ALTA BIODIVERSIDAD

Roberto Ipinza[75]

RESUMEN

En este capítulo se presentan los conceptos de restauración activa y pasiva, donde su implementación resulta complementaria para la recuperación de la productividad de los bosques nativos. Se discute y analiza en detalle el valor de la plantación mixta con especies de luz y de sombra como herramienta de restauración y rehabilitación, especialmente los modelos de biodiversidad interespecífica sugeridos por la literatura brasileña. Se describe un caso particular de este tipo de plantación suplementaria en el predio Pumillahue de la región de Los Ríos en Chile, establecido con la finalidad de recuperar un bosque siempreverde estructuralmente alterado y dominado por quila. Finalmente, para el monitoreo de los ecosistemas forestales se establecen algunas consideraciones ecológicas y genéticas que permiten elaborar indicadores de éxito del proceso de rehabilitación de los bosques siempreverde mediante plantaciones.

INTRODUCCION

Dentro de la restauración ecológica se encuentra la rehabilitación forestal, que incluye a la reforestación, con la finalidad de restablecer la capacidad de tierras forestales degradadas para suministrar productos y servicios forestales, e incluso cautelar para que en el futuro la regeneración natural mantenga el bosque a perpetuidad, tal como ya ha sido mencionado en los capítulos anteriores al referirse a las consideraciones genéticas. La rehabilitación es una herramienta de la restauración ecológica, particularmente efectiva en la restauración activa.

En muchos ecosistemas, como en el caso de los bosques tropicales húmedos y bosques siempreverdes, la gran diversidad de especies hace que sea difícil identificar efectivamente a aquellas que se define como especies clave para el proceso de restauración o de rehabilitación.

La identificación de las especies claves, a través de la definición del ecosistema de referencia (Capitulo 6), permite verificar en el área objetivo sus

75 Ingeniero Forestal, U. de Chile, Doctor Ingeniero de Montes de ETSI de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España. Investigador del Instituto Forestal, Sede Valdivia, Chile. roberto.ipinza@infor.cl

estados de desarrollo, biología reproductiva y nivel de degradación. Este último, el nivel de degradación, asociado principalmente a actividades de floreo o selección disgénica, es muy relevante ya que hay que minimizar el efecto de la depresión endogámica, para lo cual hay que tener en cuenta que la restauración ecológica o la rehabilitación tiene que estar basada en principios básicos de genética poblacional (Ipinza y Gutiérrez, 2014).

En efecto, Ivetic *et al*. (2016) revelan que la alta diversidad genética es esencial para la supervivencia de los nuevos bosques en el largo plazo, ya que esta diversidad aporta las bases para futuras adaptaciones, resistencia al estrés y una apropiada resiliencia para el cambio climático.

Se requiere, por lo tanto, un enfoque sistemático para detectar y seleccionar una amplia gama de especies nativas potencialmente apropiadas para incluirlas en los proyectos de restauración, a su vez esta selección demanda el monitoreo de muchas especies durante varios años (Knowles y Parrotta, 1995), incluso para llegar a conocer su biología reproductiva.

Sin embargo, los proyectos de rehabilitación por lo general requieren resultados a corto plazo, ya que tienen recursos económicos limitados, y en ese contexto la opinión de los propietarios (particulares o comunidades) es muy decidora. Por lo tanto, el primer paso del proceso de rehabilitación es la confección de una lista de especies claves para iniciar este proceso (Brudvig y Mabry, 2008) de poblar o reforestar con árboles de las especies adecuadas la zona específica que se pretende rehabilitar.

La selección de especies combinando la información proveniente del ecosistema de referencia, con las propuestas y prioridades expresadas por los propietarios del área objetivo, es determinante para conciliar la ecología con la economía.

En la rehabilitación se debe distinguir las especies que se pueden restaurar pasivamente por medio de la sucesión secundaria o regeneración natural (Müller-Üsing *et al*., 2014) de aquellas que requieren restauración activa mediante una plantación suplementaria o total, lo que no es una decisión trivial.

En muchos casos los ecosistemas tropicales húmedos y lluviosos pueden recuperarse con escasa intervención humana, en especial cuando el suelo no ha sido severamente degradado (González-Espinosa *et al*., 2007).

En otros casos, el cese del pastoreo ocasionado por la ganadería u otras actividades que están causando la degradación, es suficiente para impulsar la recuperación del ecosistema afectado (restauración pasiva) y puede ser considerado como el primer paso en la restauración ecológica (Rey-Benayas *et al*., 2008).

La restauración pasiva (Figura N°1) puede ser suficiente para algunas especies, no obstante, cuando existen altos niveles de degradación del recurso forestal se puede tomar la decisión de la restauración activa.

Distinguir las especies que se pueden restaurar pasivamente de las que requieren restauración activa puede reducir considerablemente el costo y el esfuerzo de un proyecto de rehabilitación o restauración (Meli *et al*., 2013).

Figura N° 1
RESTAURACIÓN PASIVA DE *Podocarpus saligna*. ARILO CARNOSO COLOR ROJO CON DOS SEMILLAS EXTERNAS EN SU EXTREMO (IZQ). PLANTA REGENERADA NATURALMENTE EN LA FAJA DE PLANTACIÓN (DER)

Aunque las especies seleccionadas para la rehabilitación sean las adecuadas, existen varios factores que pueden limitar el restablecimiento de la vegetación.

En los ecosistemas tropicales húmedos y lluviosos son factores críticos la ausencia de dispersión de semillas (Zimmerman *et al*., 2000), lo cual obliga a una logística de selección y colectas periódica, y acopio de semillas con criterios de genética de poblaciones, como se ha sugerido en los capítulos anteriores.

La depredación de las semillas y de la regeneración también es un factor limitante (Martínez-Ramos y García-Orth, 2007). Un ejemplo es el daño causado por pudú sobre plantas en regeneración (Figura N° 2). Otro, la herbivoría, o daño foliar provocado por la larva de la mosca-sierra (*Cerospastus volupis*)[76] en roble (Figura N° 3), el cual aunque puede llegar a ser grave, es muy estacional y se puede minimizar con un insecticida de contacto (Granados–Sánchez *et al*., 2008).

76 Comunicación Personal 2021. Oscar Puentes, CONAF, Valdivia.

Figura N° 2
DAÑO POR PUDÚ EN BROTES TIERNOS DE *Aristotelia chilensis (IZQ)* Y CORTE DE TALLO JUVENIL EN *Nothofagus obliqua (DER)*

Figura N° 3
DAÑO FOLIAR EN *Nothofagus obliqua* PROVOCADO POR LA LARVA DE *Cerospastus volupis*. LARVA DEFOLIADORA (IZQ) PLANTA TOTALMENTE DEFOLIADA (DER)

La restauración activa estableciendo especies clave, puede tener un efecto facilitador o de nodriza sobre la regeneración de otras especies, pues mejoran las condiciones microambientales, particularmente la influencia lumínica (Meli y Dirzo, 2013); por su parte, utilizar la vegetación remanente como material de partida, mejora las condiciones edáficas para la plantación suplementaria o reforestación (Rhoades *et al*., 1998). Reducir la cobertura de las malezas (Zimmerman *et al*., 2000) también contribuye al establecimiento, al respecto, la quila (*Chusquea quila*) juega un papel clave en los bosques siempreverde, ya que es una especie altamente invasora, de la cual existen del orden de 500.000 ha en el bosque nativo (Sandoval, 2016[77]). En la Figura N° 4 se muestra la rehabilitación de un área improductiva cubierta por un quilantal.

Figura N° 4
QUILANTAL RECUPERADO CON UNA PLANTACIÓN MIXTA DEL ESPECIES DEL BOSQUE SIEMPREVERDE

El establecimiento y crecimiento exitoso de los árboles plantados permite el desarrollo de una comunidad vegetal diversa y estructurada, al mismo tiempo aumenta la biomasa vegetal, la productividad primaria y la fijación de carbono; crea condiciones de microclima con menor amplitud térmica e insolación y mayor humedad relativa, que en su conjunto facilitan el establecimiento de nuevas especies (Meli y Dirzo, 2013). Al mismo tiempo, la presencia de estos árboles será atractiva para la fauna silvestre, como aves, insectos y pequeños mamíferos. Además, es de esperar una recuperación de la condición del suelo y de las funciones relacionadas con los ciclos biogeoquímicos, tales como la producción y la descomposición de la hojarasca.

La diversidad genética de las plantas a usar en la restauración es crucial y debe cautelarse durante toda la serie de operaciones que se realizan en forma previa al establecimiento, como lo son la definición de la fuente (Atkinson *et al*., 2021) o ruta semillera, la colecta de semillas y la producción de plantas. En este contexto, la siembra directa en lugar de la plantación de plantas es recomendada en algunas situaciones

77 Comunicación Personal 2016. Dr. Victor Sandoval (QEPD).

donde la degradación del bosque residual es mínima, es decir el bosque no exhibe una reducción significativa para producir bienes y servicios (ITTO, 2002). Por otro lado, la siembra directa reduce el riesgo de perder diversidad genética como resultado de la selección direccional durante el procesamiento de la semilla y la producción de plantas.

No obstante, la plantación de plantas de las especies claves o estructurales sigue siendo recomendable ya que ofrece mejores posibilidades de supervivencia y establecimiento exitoso, que el uso de siembra directa. Una alta supervivencia y una alta densidad promueven selección natural en la nueva plantación. La plantación también permite mezclar procedencias, lo que tiene un importante impacto bajo los nuevos escenarios de cambio climático.

Por último, el arreglo espacial de una plantación suplementaria mixta y la diversidad interespecífica que ella conlleva (Macedo, 1993; Moreira, 2002; Kageyama, 2009), tiene un efecto atractivo muy relevante para la recreación y para los usuarios admiradores de los bosques nativos.

RESTAURACIÓN ACTIVA. PLANTACION

El método más usual para establecer los nuevos árboles en el área a recuperar o restaurar es a través de la plantación de especies claves producidas en vivero, lo que se conoce como una restauración activa. El objetivo básico que debe primar durante la restauración activa es procurar competencia y permitir que el bosque se regenere posteriormente mediante regeneración natural.

Con el objeto de expandir los bosquetes, tratando de restituir las condiciones de bosque, se pueden implementar programas de plantación como una forma de enriquecer, sellar claros y unir fragmentos de bosquetes (Hernández y Vita, 2004).

Para estos efectos resulta adecuada la técnica de enriquecimiento, que corresponde al conjunto de operaciones silviculturales destinadas a mejorar la composición de un bosque, mediante la restauración activa o establecimiento de especies de valor.

Considerando que los ejemplares implantados deberán interactuar con la vegetación original, se requiere del uso de plantas bien desarrolladas, cuyas características corresponden a un buen nivel de lignificación, altura mínima de 25 cm y diámetro del cuello superior a 0,5 cm, con una relación máxima entre ambos parámetros de 50:1, idealmente 40:1 a 30:1.

En la Figura N° 5 se muestra el proceso de establecimiento de una plantación para rehabilitar un quilantal en el predio Pumillahue de la Corporación Nacional Forestal.

Dependiendo del nivel de degradación de la vegetación original cuando esta existe, puede actuar como nodriza, en especial cuando está altamente degradada. Si la degradación es leve, las nodrizas pueden comportarse como madres, aportando semillas para el proceso de restauración pasiva.

Figura N° 5
PROCESO DE PLANTACIÓN MIXTA: MARCACIÓN DE PUNTOS DE PLANTACIÓN; USO DE PALA PLANTADORA NEOZELANDESA; CONFECCIÓN DE CASILLA; PLANTACIÓN; PROTECCIÓN DE PLANTAS CON MALLA RASCHEL.

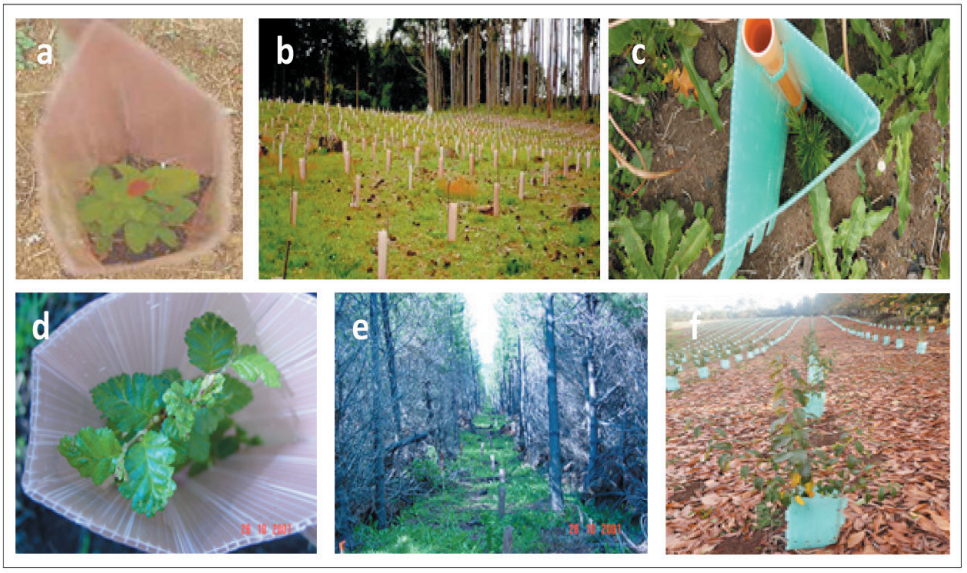
Donoso y Soto (2010) presentan una síntesis con resultados de más de 30 años de investigación en plantaciones con especies nativas en el centro-sur de Chile, iniciadas bajo distintos esquemas de establecimiento y sometidas a diferentes condiciones ambientales y de manejo silvícola.

Junto con destacar la potencialidad de algunas especies como coigüe y raulí para plantaciones a campo desnudo, mencionan también situaciones de plantación bajo dosel en bosques degradados, que es la situación atingente en los bosques siempreverde.

Donoso y Soto (2010) afirman que el establecimiento de plantaciones bajo la cobertura de un bosque degradado constituye una importante oportunidad para bosques localizados a más de 500 msnm en condiciones climáticas adversas y donde el establecimiento a campo desnudo es impracticable.

Las plantaciones bajo protección o en claros de dosel parecieran presentarse como una gran oportunidad en todos los ecosistemas forestales del centro-sur de Chile, además su importancia es mayor, ya que es aquí donde se localiza una importante superficie, por ello es necesario profundizar en estudios tales como el efecto de la productividad bajo condiciones climáticas severas, las condiciones microclimáticas de piso forestal, las interacciones con la vegetación, e intensidad lumínica en el desarrollo de plantaciones.

En relación a esto último, es necesario enfatizar el uso generalizado de *shelter* de polipropileno o simplemente los protectores de malla raschel, ya que juegan un importante papel en la supervivencia de especies nativas, tanto de luz como de sombra (Figura N° 6).



(a-b) Ensayo de progenie de 1998 de N*othofagus alpina* en Antiquina (región del Bio Bio)
(c) Ensayo de progenie y procedencia de 2018 de A*raucaria araucana* en la Reserva Nacional de Coyhaique (región de Aysén)
(d-e) Ensayo de progenie y procedencia de 2001 de N*othofagus pumilio* en la Reserva Nacional de Coyhaique (region de Aysén)
(f) Huerto clonal de A*ristotelia chilensis* en la comuna de Mafil (region de Los Rios).

Figura N° 6
USO DE PROTECTORES O *SHELTER* EN PLANTACIONES DE ESPECIES NATIVAS

PLANTACIONES DE ALTA DIVERSIDAD. MODELO DE PLANTACIÓN

Diversidad de Especies

El proceso de degradación en los bosques del tipo siempreverde ha llevado a la disminución del número de árboles, fragmentación de los bosques y la extinción local de especies animales y vegetales. La fragmentación se produce cuando una gran extensión de hábitats es transformada en numerosas áreas menores y aisladas una de las otras.

El bosque tipo siempreverde es extremadamente complejo y su dinámica está asentada en la interacción de plantas y animales. Las aves e insectos son responsables del mantenimiento de las diferentes especies de plantas en los ecosistemas, a través de la participación en los procesos de polinización y dispersión de semillas.

Para la polinización, que es la transferencia del polen desde la flor de un árbol a la de otro árbol de la misma especie, las plantas desarrollan flores atractivas para los insectos ya que, al alimentarse y visitar varias flores, ejecutan el proceso de polinización.

Dentro de los grupos de especies de plantas y animales, los árboles, arbustos y los himenópteros son los que mantienen el núcleo de interacciones de la red de polinización y podrían garantizar la persistencia de la mayoría de las especies (Albornoz, 2009).

También la polinización puede realizarse a través del viento, como es el caso de los *Nothofagus*. Aproximadamente el 95% de las especies arbóreas tienen como polinizadores a los insectos.

La dispersión es el transporte y distribución de las semillas, fundamentalmente por aves y por el viento, lo que tiene una influencia directa en la estructura del bosque. Las aves al regurgitar o defecar las semillas, permiten mejorar la germinación y la obtención de nuevos individuos.

Se ha notado que el maqui, el lingue, el olivillo y el mañío son especies en que las aves intervienen activamente en su dispersión.

La biodiversidad interespecifica del bosque siempreverde es alta, por ejemplo, en el predio Pumillahue se identificó un total de 68 especies de plantas, de las cuales 42 se encontraron en el bosque de olivillo (*Aextoxicon punctatum*) y 58 en el bosque de roble (*Nothofagus obliqua*).

Se registró además una riqueza de 63 géneros y 42 familias. En ambas unidades vegetacionales dominaron las especies nativas, sin embargo, en el bosque de roble se hicieron presentes elementos exóticos, de hierbas y pasto.

Esta diversidad puede verse reducida por las modificaciones causadas por la selección disgénica, la tala rasa en bosque nativo y la fragmentación. Su recuperación y mantenimiento se promueven mediante prácticas de rehabilitación y la protección ambiental de las áreas, en especial la exclusión del ganado.

En el proceso de rehabilitación, se debe tener en cuenta que tanto la alta diversidad intra e interespecifica, como los polinizadores y dispersores deben estar presentes para asegurar la continuidad del bosque en el futuro.

Dinámica del Bosque

La dinámica del bosque siempreverde es el proceso por el cual las especies se regeneran y se desarrollan naturalmente. Esto es a través de la caída de los árboles, que alcanzan la etapa de envejecimiento y desmoronamiento, provocando la formación de claros de diferentes tamaños, que son colonizados por nuevos individuos de diferentes especies, salvo que una especie invasora como la quila pueda colonizar rápidamente el área, antes que las plantas forestales se instalen, aspecto que lamentablemente es bastante común.

La variación del tamaño de los claros da lugar a un mosaico de diferentes etapas de desarrollo (Macedo, 1993).

El factor principal que influye en la colonización de los claros es la luz. Algunas especies son bastante tolerantes a la sombra y tienen un crecimiento que es inhibido cuando están expuestas a niveles elevados de radiación lumínica.

Otras especies se adaptan a plena luz, mientras que otro grupo exige luz solo en una etapa de su ciclo de vida. Diferentes tamaños y formas de claros producen situaciones diversas de microclima, posibilitando que se establezcan diferentes grupos de especies.

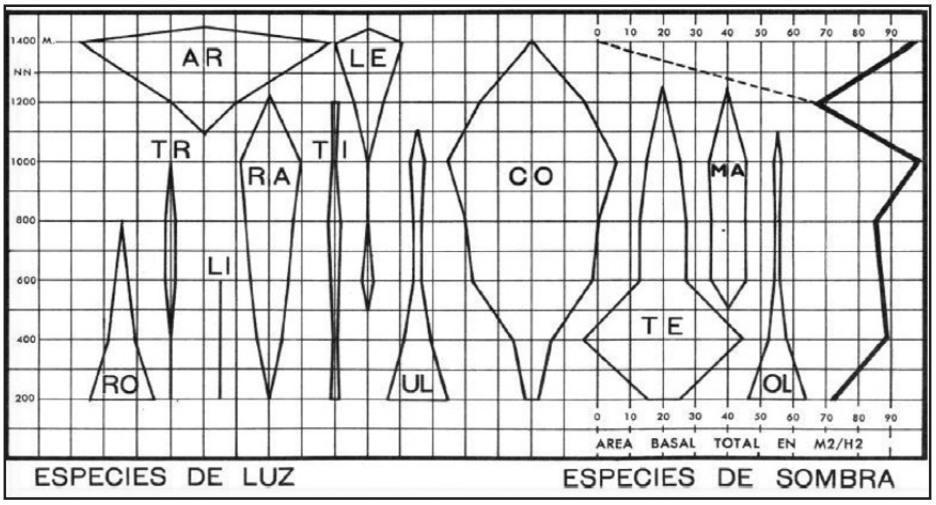
Especies Forestales de Luz y Sombra

La separación de las especies claves en grupos ecológicos es una manera de posibilitar el manejo del gran número de especies del bosque siempreverde. Se han utilizados diferentes criterios para la clasificación de las especies claves, no obstante, la respuesta a la luz parece ser el más apropiado.

En este sentido, en la Figura N° 7 se ordena a las especies de acuerdo a su tolerancia a la luz, creciente de izquierda a derecha, indicando el área basal total en el margen, que puede ser considerado como un valor normal. Esta estructura mixta de heliófilas (luz) y ciadófilas (sombra), es un buen criterio para clasificar las especies en el proceso de restauración o rehabilitación.

Las especies heliófilas, normalmente pioneras, tienen un rápido crecimiento, germinan y se desarrollan a pleno sol, producen precozmente muchas semillas pequeñas, normalmente dispersadas por el viento y por las aves.

Las especies ciadófilas (tolerantes, o de sombra) son las climácicas, de crecimiento lento, germinan y se desarrollan a la sombra y producen semillas de mayor tamaño. Son parte del sotobosque o del dosel del bosque.



(Fuente: Brun, 1975)

Figura N° 7
ESPECIES ESTRUCTURALES DE DISTINTOS BOSQUES NATIVOS EN EL SUR DE CHILE
ESPECIE DE LUZ Y DE SOMBRA

Se debe observar que esta clasificación solo tiene sentido orientativo para establecer las plantaciones mixtas y no debe ser entendida de forma rígida y definitiva, ya que existen especies que se escapan a esta clasificación como el ulmo, una especie oportunista. Esto es porque aún no se comprende plenamente el proceso de la dinámica del bosque siempreverde, además, todavía es escasa la información silvícola de estas especies en plantaciones mixtas.

Grupos Ecológicos de Rehabilitación

La rehabilitación es una acción que tiene como objetivo recuperar las funciones productivas de un bosque estructuralmente alterado, ya sea por floreo, tala rasa y/o invasión de quila que impide la regeneración natural del bosque, y por ende es necesario recuperar e incrementar su capacidad de proveer bienes y servicios ecosistémicos.

La idea es que el área degradada recupere algunas características del bosque original, creando un nuevo bosque con características estructurales y funcionales próximas a las de los bosques naturales.

La restauración debe involucrar a los diferentes grupos ecológicos sucesionales, bosquejados en el capítulo 6, dispuestos de forma tal que sus exigencias sean atendidas por los modelos de diversidad interespecifica (Macedo, 1993; Moreira, 2002; Kageyama, 2009). Las especies de la etapa inicial de sucesión, las pioneras o sombreadoras, son importantes para que las especies tolerantes de las etapas finales, no pioneras o sombreadas, tengan condiciones adecuadas para su desarrollo.

Las plantaciones mixtas de especies nativas permiten algunas generalizaciones sobre la silvicultura, que pueden ser resumidas como sigue (Macedo, 1993):

- Las diferentes especies pioneras proporcionan niveles distintos de sombreado y, a su vez, pueden subdividirse en pioneras de copa densa (ulmo) y pioneras de copa rala o clara (roble).

- Las especies del gran grupo de las tolerantes o no pioneras (secundarias y climácicas) deberán ocupar los diferentes grados de sombreado promovido por las pioneras.

Los modelos de diversidad interespecifica de rehabilitación presentan diversas proporciones entre las especies claves empleadas.

De acuerdo a Macedo (1993), la sola aplicación de los modelos de diversidad interespecifica no garantiza el éxito de la rehabilitación. La elección del mejor modelo debe ser realizada en forma cuidadosa, teniendo en cuenta varios factores.

Los requisitos de las especies y su adaptación a las condiciones locales de suelo, clima y humedad, son elementos importantes para la elección del modelo. Otro factor relevante es el conocimiento previo del área a ser restaurada, lo que puede ser obtenido mediante el levantamiento de información suplementaria como:

- Levantamiento histórico del área en cuanto a su utilización, preparación de suelo, cultivo, entre otros.

- Caracterización del lugar a ser rehabilitado o restaurado, en cuanto a condiciones de clima, fertilidad, textura, permeabilidad y profundidad del suelo, topografía y presencia de agua (altura del nivel freático, humedad, encharcamiento, inundaciones periódicas entre otras).

- Determinación del ecosistema de referencia, es decir la caracterización del tipo de formación vegetal originariamente existente y sus líneas sucesionales.

- Selección de las especies claves nativas adaptadas al lugar a ser rehabilitado.

- Determinación del porcentaje de participación de las especies en función de la cubierta vegetal originalmente existente en el lugar a ser rehabilitado, o grupo ecológico de acuerdo al levantamiento de la frecuencia o la rareza de cada una de las especies que ocurren naturalmente.

Modelos Generales de Diversidad Interespecífica de Rehabilitación

A continuación, se muestran tres modelos de diversidad interespecífica (Macedo, 1993; Moreira, 2002; Kageyama, 2009) para la restauración considerando especies de luz y de sombra, no obstante, pueden confeccionarse otras combinaciones y mezclas de estos modelos generales.

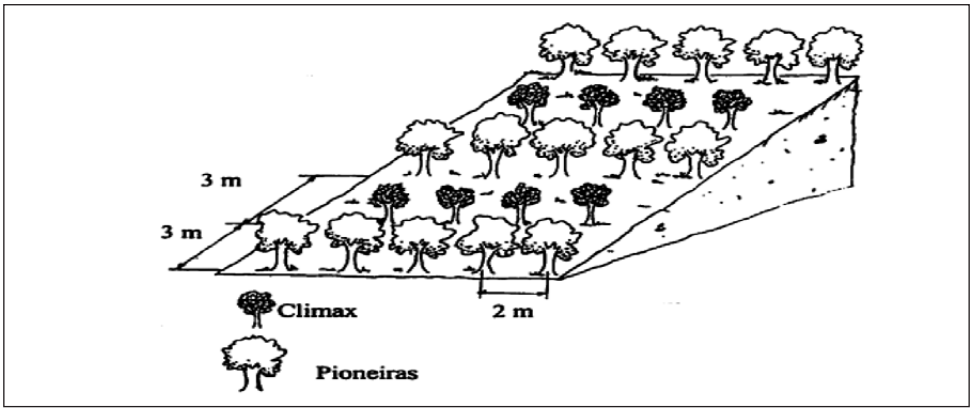
Por ejemplo, si se tiene identificada cada madre semillera y por ende sus hijos o progenie, y en esta plantación se mantiene la estructura familiar, entonces esta plantación puede corresponder a un ensayo de progenie. En casos normales las plantas de cada especie provienen de varias madres en que se mezclan las semillas, por lo tanto, las plantas usadas en la rehabilitación son una la mezcla multifamiliar, con una alta variación intraespecífica.

Modelo I

Este modelo se muestra en la Figura N° 8 y consiste en la plantación de una línea de pioneras alternadas con una línea de tolerantes, es decir igual proporción de pionera/tolerantes. La plantación puede ser simultánea o en épocas diferentes.

La distribución de las plantas en las líneas puede ser al azar, mezclándolas antes de la plantación, o en una forma sistemática, colocando las especies disponibles en una secuencia preestablecida.

La principal ventaja de este método está en la facilidad de plantación, pues incorpora la rutina normal de un propietario forestal, solo exigiendo el cuidado de separar los dos grupos en las líneas alternas. Como desventaja, si se realiza la plantación en forma simultánea, las plantas de especies tolerantes llevarán más tiempo en recibir el sombreado, a menos que se utilice protectores (Macedo, 1993).

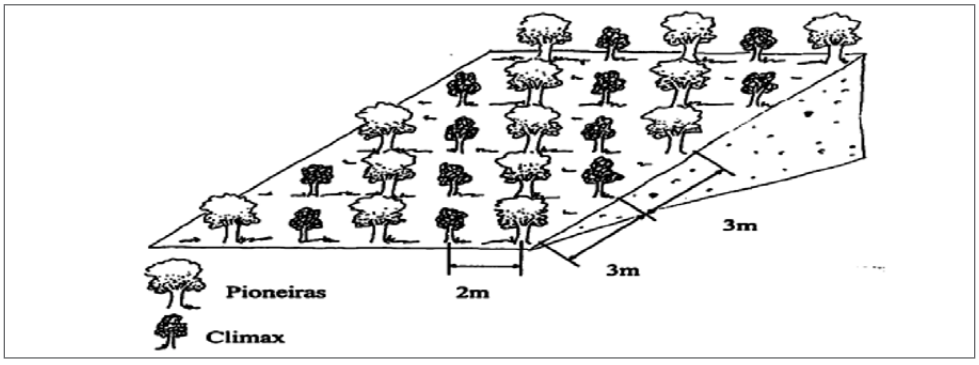


(Fuente: Moreira, 2002)

Figura N° 8
PLANTACIÓN EN LINEA DE PIONERAS, ALTERNADA POR UNA PLANTACIÓN EN LINEA DE TOLERANTES. LA PROPORCION DE LA COMPOSICION ES 50/50 DE PIONERAS Y TOLERANTES

Modelo II

En este modelo los grupos de pioneras y tolerantes se alternan en las líneas de plantación (Figura N° 9). En la siguiente línea de plantación, se modifica el orden en relación a la línea anterior. Si son varias especies, dentro de cada uno de los grupos, se pueden distribuir las especies al azar o sistemáticamente, de la misma forma que en el modelo anterior. La gran ventaja de este modelo es la distribución más uniforme de los dos grupos en el área, promoviendo un sombreado más regular. Sin embargo, requiere un cuidado mayor en la plantación dentro y entre las líneas (Macedo, 1993).



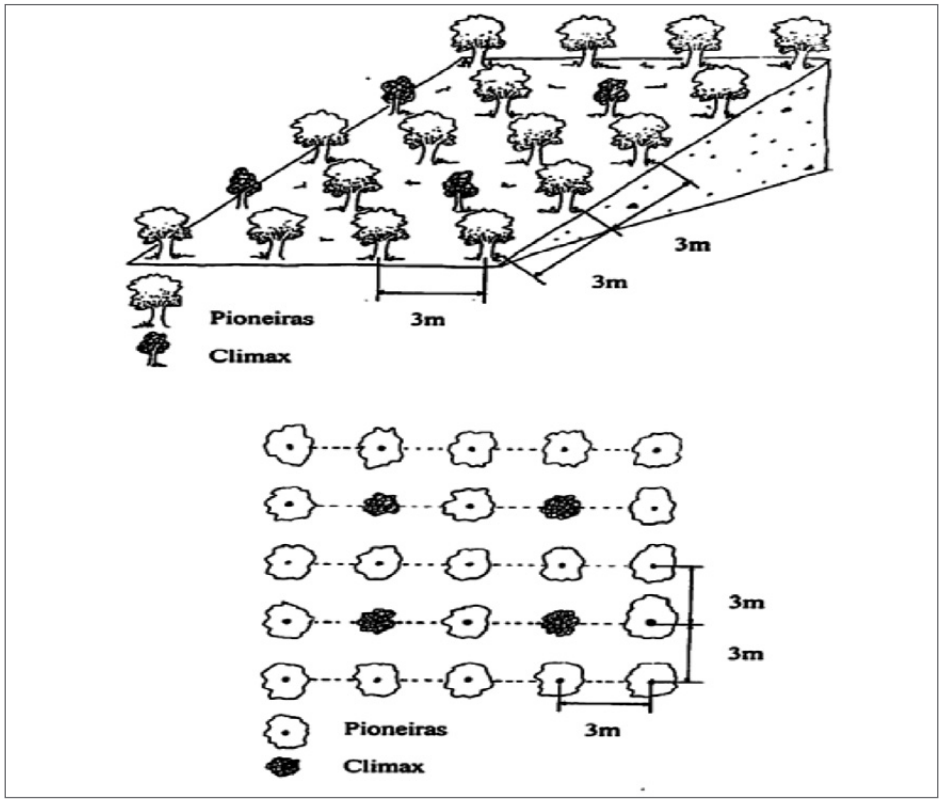
(Fuente: Moreira, 2002)

Figura N° 9
PLANTACIÓN EN LÍNEAS ALTERNADAS DE PIONERAS Y TOLERANTES. LA PROPORCION DE LA COMPOSICION ES 50/50 DE PIONERAS Y TOLERANTES

Modelo III

Este modelo consiste en plantar una distinta proporción de pioneras (75%) en relación a las tolerantes (25%). Permite usar pioneras de copa más densa (por ejemplo, ulmo) y las pioneras de copa menos densa (por ejemplo, el roble). La plantación sistemática de los dos tipos de pioneras va a crear una gradiente de luz para diferentes tipos de tolerantes. La ventaja de este modelo (Figura N° 10) reside en la creación de diferentes microclimas para satisfacer las exigencias de los diferentes tipos de tolerantes.

Este modelo exige tener un mayor nivel de expertismo silvicultural, además del conocimiento sobre la capacidad de reacción de las especies de ambos grupos y dentro de cada uno de ellos. Además, requiere mucho más cuidado en la implementación, por tratarse de un modelo más sofisticado.



(Fuente: Moreira, 2002)

Figura N° 10
PLANTACIÓN EN LÍNEAS IMPARES LAS PIONERAS Y LAS PARES INTERCALADAS LAS TOLERANTES. LA PROPORCION DE LA COMPOSICION ES 75/25 DE PIONERAS Y TOLERANTES

Estudio de Caso de Rehabilitación de un Bosque Siempreverde en Pumillahue

En el caso de Pumillahue se habilitó 3 quilantales para establecer una plantación mixta experimental, o ensayo de establecimiento, que consideró el uso de cinco especies forestales nativas. El diseño del ensayo correspondió al de parcelas al azar con tres repeticiones de cada tratamiento. Se usaron los quilantales como variable de clasificación, donde cada uno de ellos corresponde a un bloque. Se probaron 6 tratamientos de estructura factorial 3x2. El primer factor correspondió a la densidad de plantación, que se evalúa en tres niveles:

- D1 666 pl/ ha (3 x 5 m)
- D2 1.111 pl/ha (3 x 3 m)
- D3 1.667 pl/ha (3 x 2 m)

El segundo factor corresponde a la variación interespecífica, donde se considera la composición o proporción entre plantas pioneras y tolerantes. Este se evalúa en dos niveles:

- C1: 50% pioneras / 50% tolerantes
- C2: 67% pioneras / 33% tolerantes.

Los tratamientos considerados se resumen en el Cuadro N° 1.

Cuadro N° 1
TRATAMIENTOS A EVALUAR EN ENSAYO DE ESTABLECIMIENTO EN PUMILLAHUE

Tratamiento	Composición (Pioneras/tolerantes) (%)	Densidad/Espaciamiento (pl/ha)/(m)
T1	C1 (50/50)	D1 666 3x5
T2	C1 (50/50)	D2 1.111 3x3
T3	C1 (50/50)	D3 1.667 3x2
T4	C2 (67/33)	D1 666 3x5
T5	C2 (67/33)	D2 1.111 3x3
T6	C2 (67/33)	D3 1.667 3x2

El ensayo se estableció en parcelas sobre fajas de plantación habilitadas en quilantales. Para este efecto se requirió 18 parcelas (3 por cada uno de los 6 tratamientos a evaluar). La distribución de las parcelas en los quilantales y fajas de plantación se realizó de forma de maximizar el uso de las fajas en cada quilantal y se presenta en forma esquematizada en la Figura N° 11, donde también se grafica el largo de cada una de las fajas. También se observa la asignación de los tratamientos y repeticiones en cada parcela. La Figura N° 12 muestra el crecimiento de las líneas de diversidad intraespecífica en marzo del 2021.

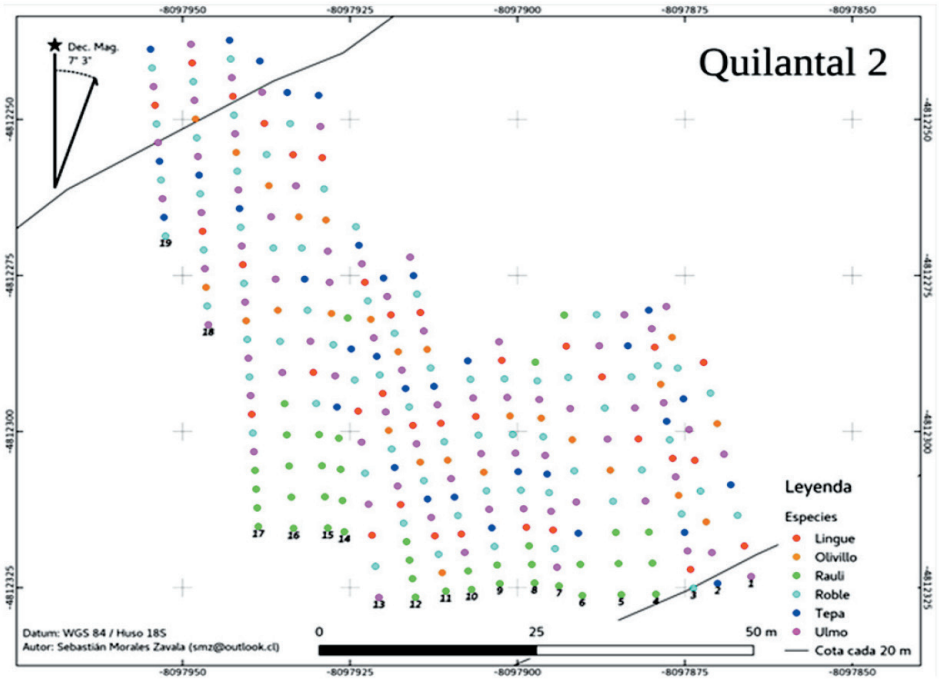


Figura N° 11
REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LOS TRATAMIENTO (DENSIDAD DE PLANTACIÓN Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES) DEL BLOQUE 2 O QUILANTAL 2, EN EL PREDIO PUMILLAHUE

Figura N° 12
PLANTACION MIXTA DE ESPECIES PIONERAS (LUZ O SEMILUZ): ULMO Y ROBLE Y TOLERANTES (SOMBRA) LINGUE, OLIVILLO Y TEPA EN EL PREDIO PUMILLAHUE

Indicadores de Éxito en la Restauración de Ecosistemas Forestales

Los esfuerzos de recuperación y restauración normalmente se centran en el componente arbóreo de los ecosistemas forestales, tal vez porque los árboles forman la matriz básica del hábitat, lo que facilita la aparición y la evolución de otros organismos menos prominentes (Lamit *et al*., 2011), incluso en lugares altamente degradados es necesario plantar primero especies pioneras o colonizadoras dada la destrucción de la biodiversidad edáfica y arbórea.

Estas especies pueden actuar como nodrizas, normalmente se pueden utilizar coníferas exóticas, tal como se ha restaurado en el año 2001 poblaciones de lenga (Figura N° 13d-e), a través del establecimiento de ensayos de progenie y procedencia de esta especie bajo la protección lateral de coníferas en la Reserva Nacional de Coyhaique (Ipinza y Gutiérrez, 2015). Esto coincide con el Acervo Genético de Restauración N° 4 (AGR 4ª), sugerido por Jones y Mónaco (2007) y el componente "Novel" de restauración de Williams *et al.* (2014), discutidos ampliamente en los Capítulos 3 y 8, respectivamente.

Por cierto, durante su crecimiento y desarrollo los árboles interactúan y dependen de muchas otras especies, existiendo una creciente evidencia de que la variación genética en una especie afecta también a otras, situación que implica complejos procesos co-evolutivos dentro de ecosistemas enteros, y que se denomina genética de la comunidad (Whitham *et al*., 2003).

En algunos casos, la interacción de especies y genotipo puede tener un significativo impacto en el éxito del establecimiento de una población (Nandakwang *et al*., 2008). En general, las especies superiores y la diversidad genética mejoran la estabilidad de los ecosistemas, la resiliencia, la productividad y la recuperación ante los fenómenos climáticos extremos. Este último aspecto es de importancia creciente en virtud de los cambios ambientales (Kettenring *et al*., 2014).

A pesar de la acumulación de experiencias de restauración de ecosistemas en las últimas décadas, todavía es común medir su éxito en términos de la cantidad de plantas establecidas o su supervivencia en el corto plazo (Le *et al*., 2012). Esto tiene sentido, ya que lo se expresa indirectamente en esas variables es la variación genética adaptativa, no obstante, existen muy pocos ejemplos de estudios que incluyan indicadores genéticos moleculares al evaluar el éxito en el establecimiento de especies nativas con fines de recuperación o restauración (Cruz Neto *et al*., 2014).

En cualquier caso, la cantidad de variación genética es un indicador de la funcionalidad y resiliencia del ecosistema, y por lo tanto del éxito a largo plazo de la recuperación (Thompson *et al*., 2010). Las extensas listas de indicadores de éxito de naturaleza no genéticos (Le *et al*., 2012) son ilustrativas de la falta general de conciencia sobre la importancia de la genética forestal en los proyectos de

recuperación y restauración de bosques o ecosistemas forestales. En este contexto, como ha sido analizado intensamente en los capítulos precedentes, la variación genética es frecuentemente la dimensión invisible de la restauración ecológica (Rice y Emery, 2003).

El éxito de la restauración de ecosistemas funcionales solo se puede evaluar en el largo plazo, abarcando sus etapas principales, las que incluyen el establecimiento de los bosques, el crecimiento y envejecimiento (Le *et al*., 2012). Al seguir el concepto del acervo genético para la restauración de Jones y Monaco (2007) se tiende a minimizar los fracasos; por su parte, las evaluaciones moleculares, pueden ser medidas comprobatorias de validación.

No obstante, un plan de seguimiento o monitoreo de los avances obtenidos, utilizando indicadores objetivos y medibles, debe ser parte integral de cualquier esfuerzo en esta materia (Godefroid *et al*., 2011). Lo ideal es establecer una línea base, para luego realizar un monitoreo genético que incluya la estructura genética de: (i) los árboles remanentes de las poblaciones degradadas; (ii) los árboles jóvenes de regeneración natural; (iii) las poblaciones originales desde donde proviene el germoplasma; (iv) las plantas que se establecerán, y (v) los patrones de cruzamiento en las poblaciones no alteradas y alteradas.

Dicha información permitiría la evaluación y una mejor comprensión de los cambios en la diversidad genética y en la estructura de las poblaciones intervenidas. También permite cotejar la viabilidad genética de la progenie y el éxito de la operación en una escala amplia de tiempo.

Para el monitoreo de los ecosistemas forestales, una combinación de indicadores ecológicos y genéticos proporcionaría también buenos resultados (Aravanopoulos, 2011). Esto implica que inicialmente no es tan necesario hacer un gran esfuerzo en aplicar estudios moleculares para evaluar los niveles de identidad y diversidad genética.

Existen dos tipos de indicadores para evaluar la composición genética de las poblaciones de árboles recuperadas o restauradas; uno para las situaciones en las que los estudios moleculares son factibles y se puede disponer de información detallada, y otro para situaciones en las que este tipo de estudios no son factibles y la información debe obtenerse indirectamente (Dawson *et al*., 2008). En este último caso, una forma de obtener la información es mediante el monitoreo del crecimiento y el éxito reproductivo de las poblaciones de árboles establecidas.

También es conveniente desarrollar indicadores indirectos, los que pueden incluir la existencia de los datos genéticos de línea de base y su sensibilidad a los cambios ambientales, como por ejemplo en base a sus rasgos de historia de vida (Vranckx *et al*., 2012).

Los indicadores directos han sido desarrollados por Namkoong *et al.* (1996) quienes proponen una serie de indicadores que están directamente vinculados a algunas prácticas forestales.

Por ejemplo, la cosecha a tala rasa que afecta directamente al tamaño de la población de las especies nativas claves, y por ende aumenta la deriva genética. Esto se refleja en los niveles de variación genética en la población residual, muchas veces degradada en su estructura y que a su vez propicia la entrada de especies invasoras como la quila.

La reducción del tamaño de la población de árboles maduros, también afecta al sistema de cruzamiento, lo que es muy dramático en especies dioicas, como el mañío entre otras; las especie monoicas no están libre de este problema. Los cambios sobre estas especies pueden medirse estimando la velocidad a la que se produce la autopolinización o en el número individuos exogámicos en los que el cruzamiento es exitoso. La cosecha a tala rasa en especies nativas también genera una presión de selección direccional sobre las especies cosechadas y otras especies afectadas colateralmente.

La colecta de productos forestales no madereros (PFNM), especialmente la fruta silvestre, como es el caso de los frutos de maqui, una especie dioica, no solo cambiaría el tamaño de la población reproductiva, también se afecta la deriva, lo que al final se refleja en el nivel de variación genética. Este tipo de recolección también podría afectar la selección direccional como se refleja en los cambios en las frecuencias de los genes y los efectos en la tasa de intercambio de polen y semillas entre poblaciones, y directamente sobre el sistema de cruzamientos.

Estos cambios se pueden estimar a través de cambios en la tasa de endogamia y en el grado de diferenciación de la población. No obstante, la colecta de partes no reproductivas no debe afectar las tasas de flujo de genes ni el sistema de cruzamiento y, por lo tanto, solo el monitoreo de los niveles de variación genética y los cambios en las frecuencias de los genes sería necesario.

Otros eventos a nivel del bosque, son los incendios, ellos afectan solo los procesos genéticos de deriva y flujo de genes, pero estos cambios de proceso pueden reflejarse en cambios en el nivel de variación genética dentro de las poblaciones, la divergencia entre ellas y en el sistema de cruzamientos. Obviamente, la conversión de todo el bosque afecta a todos los procesos genéticos y sus efectos se refleja en todos los indicadores.

El pastoreo, por otro lado, solo involucraría directamente el tamaño de la población y la deriva de las especies consumidas (regeneración) por el ganado; esto se reflejaría en sus niveles de variación genética. Algunas de estas relaciones se esquematizan en la Figura N° 13.

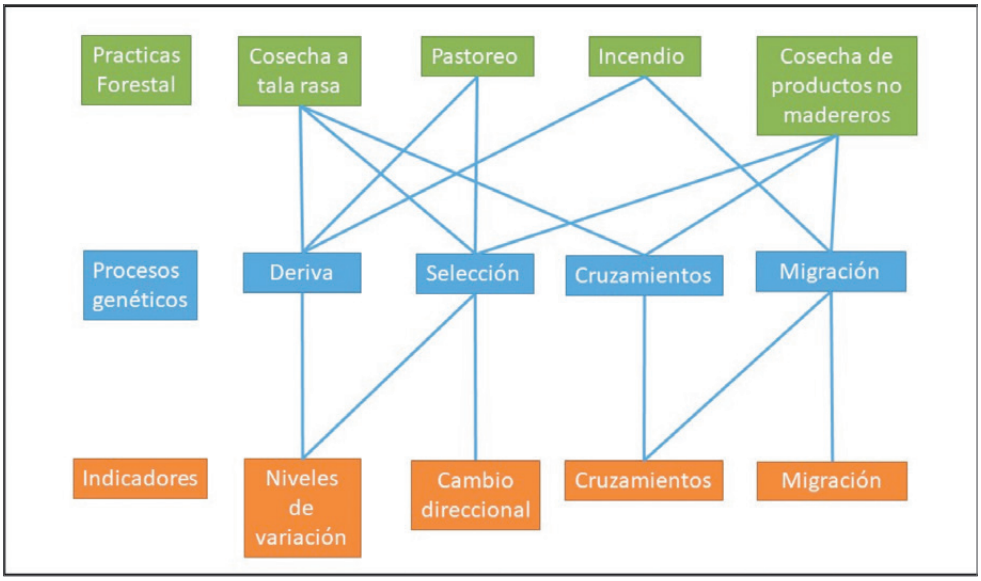


Figura N° 13
RELACIÓN DE ALGUNAS PRÁCTICAS FORESTALES EN BOSQUE NATIVO CON LOS PROCESOS GENÉTICOS Y SUS INDICADORES.

REFERENCIAS

Albornoz, A.A., 2009. Análisis de Interacciones Planta – Polinizador Mediante Teoría de Redes de un Bosque Siempreverde en Ancud, Región de Los Lagos. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal. Universidad de Chile Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza Escuela de Ciencias Forestales, Departamento de Silvicultura Santiago, Chile. 2009. 73 p.

Atkinson, R.J.; Thomas, E.; Roscioli, F.; Cornelius, J.P.; Zamora-Cristales, R.; Franco Chuaire, M.; Alcázar, C.; Mesén, F.; Lopez, H.; Ipinza, R.; *et al.* 2021. Seeding Resilient Restoration: An Indicator System for the Analysis of Tree Seed Systems. Diversity 2021, 13, 367. https:// doi.org/10.3390/d13080367

Aravanopoulos, F. A., 2011. Genetic monitoring in natural perennial plant populations. Botany 89, 75–81.

Brudvig, L. and Mabry, C., 2008. Trait-based filtering of the regional species pool to guide understory plant reintroductions in Midwestern oak savannas, USA. Restor. Ecol. 16:290–304.

Brun, R., 1975. Estructura y Potencialidad de Distintos Tipos de Bosque Nativo en el Sur de Chile. Bosque Vol. 1 N° 1. pp. 6-17. DOI: 10.4206/bosque.1975.v1n1-03

Cruz Neto, O.; Aguiar, A. V.; Twyford, A. D.; Neaves, L. E., Pennington, R. T. and Lope, A., 2014. Genetic and ecological outcomes of *Inga vera* Subsp. affinis (*Leguminosae*) tree plantations in a fragmented tropical landscape. PLoS ONE 9(6), e99903.

Dawson, I. K.; Lengkeek, A.; Weber, J. C. and Jamnadass, R., 2008. Managing genetic variation in tropical trees: linking knowledge with action in agroforestry ecosystems for improved conservation and enhanced livelihoods. Biodivers. Conserv. 18 (4), 969–986. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008.

Donoso, P. y Soto, D., 2010. Plantaciones con especies nativas en el centro-sur de Chile: experiencias, desafíos y oportunidades. Bosque Nativo 47: 10 – 17.

González-Espinosa, M.; Ramírez-Marcial, N.; Camacho-Cruz, A.; Holz, S.C.; Rey-Benayas, J.M. and Parra-Vázquez, M.R., 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80 (Suplemento): 11-23.

Granados–Sánchez, D.; Ruíz–Puga, P; y Barrera–Escorcia, H., 2008. Ecología de la herbivoria. Rev. Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente vol.14 no.1 Chapingo ene./jun. pp. 51-63.

Godefroid, S.; Piazza, C.; Rossi, G.; Buord, S.; Stevens, A. D.; Aguraiuja, R.; Cowell, C.; Weekley, C. W.; Vogg, G.; Iriondo, J.; Johnson, I.; Dixon, B.; Gordon, D.; Magnanon, S.; Valentin, B.; Bjureke, K.; Koopman, R.; Vicens, M.; Virevaire, M. and Vanderborght, T., 2011. How successful are plant species reintroductions? Biol. Conserv. 144 (2), 672–682.

Hernández, I. y Vita, A., 2004. Reforestación para la expansión de los bosques de olivillo. En: Squeo, F.; Gutiérrez, J. y Hernández, I. (editores). 2004. Historia natural del Parque Nacional Fray Jorge. pp: 307-319.

Ipinza, R. y Gutiérrez, B., 2014. Consideraciones genéticas para la restauración ecológica. Ciencia e Investigación Forestal. Vol. 20 N° 2 agosto. pp 51-72

Ipinza, R. y Gutiérrez, B., 2015. Capítulo 16: Evaluación genética a los 8 y 11 años de un ensayo de progenie de lenga (*Nothofagus pumilio*) en la Reserva Nacional de Coyhaique, Región de Aysén. En: Conservación de Recursos Genéticos Forestales. Principios y Practicas. Gutierrez, B., Ipinza, R. y Barros, S. (Eds). Instituto Forestal. pp 277-295.

ITTO, 2002. ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests. ITTO Policy Development Series No 13. International Tropical Timber Organization in collaboration with the Center for International Forestry Research (CIFOR), the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), the World Conservation Union (IUCN) and the World Wide Fund for Nature (WWF) International 86 p.

Ivetić, V.; Devetaković, J.; Nonić, M.; Stanković, D. and Šijačić-Nikolić, M., 2016. Genetic diversity and forest reproductive material - from seed source selection to planting. iForest 9:801-812. – doi: 10.3832/ifor1577-009.

Jones, T. y Monaco, T. A., 2007. Restoration Practitioner´s Guide to the Restoration Gene Pool Concept. Ecological Restoration 25:1. March 2007 pp. 12-19.

Kageyama, P.Y., 2009. Biodiversidade, Sucessão Ecológica e Restauração de Áreas Ciliares. ESALQ/USP Seminário SABESP 19/02/2009. 37 p.

Kettenring, K. M.; Mercer, K. L.; Reinhardt Adams, C. and Hines, J., 2014. Application of genetic diversity-ecosystem function research to ecological restoration. J. Appl. Ecol. 51 (2), 339–348.

Knowles, O. and Parrotta, J., 1995. Amazonian forest restoration: an innovative system for native species selection based on phenological data and performance indices. Commonwealth Forestry Review 74:230–243.

Lamit, L. J.; Wojtowicz, T.; Kovacs, Z.; Wooley, S. C.; Zinkgraf, M.; Whitham, T. G.; Lindroth, R. L. and Gehring, C. A., 2011. Hybridization among foundation tree species influences the structure of associated understory plant communities. Botany 89, 165–174.

Le, H. D.; Smith, C.; Herbohn, J. and Harrison, S., 2012. More than just trees: assessing reforestation success in tropical developing countries. J. Rural Stud. 28, 5–19.

Macedo, A.C., 1993. Revegetação: Matas ciliares e de proteção ambiental / A. C. Macedo; revisado e ampliado por **Paulo Y. Kageyama**, Luiz G. S. da Costa. - Governo do Estado de São Paulo. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Fundação Florestal. 24 p.

Martínez-Ramos, M. y García-Orth, X., 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. Bol. Soc. Bot. Méx. 80 (Suplemento): 69-84.

Meli, P.; Rey Benayas, J.M.; Carabias, J.; Ruiz, L. y Martínez Ramos, M., 2013. Restauración de los servicios ecosistémicos ribereños. Meta-análisis global y un estudio de caso en Chiapas, México. In: Lara, A., Laterra, P., Manson, R. & Barrantes, G. (eds.) Servicios ecosistémicos hídricos en América Latina y el Caribe, pp. 39–58. Red ProAgua – CYTED, Valdivia, CL.

Meli, P. and Dirzo, R., 2013. Effects of grasses on sapling establishment and the role of transplanted saplings on the light environment of pastures: implications for tropical forest restoration. Applied Vegetation Science 16 (2013) 296–304.

Moreira, M.A., 2002. Modelos de plantio de florestas mistas para recomposição de mata ciliar. Lavras: UFLA, 2002. 99 p. + il.

Müller-Using, S.; Martin, M.; Bahamondez, C. y Uribe, J., 2014. Regeneración natural bajo el concepto de la silvicultura cercana a la naturaleza: Antecedentes técnicos del Tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe. Proyecto 028/2012. Fondo de Investigación del Bosque Nativo - INFOR. 108 p.

Nandakwang, P.; Elliott, S.; Youpensuk, S.; Dell, B.; Teaumroon, N. and Lumyong, S., 2008. Arbuscular mycorrhizal status of indigenous tree species used to restore seasonally dry tropical forest in northern Thailand. Res. J. Microbiol. 3 (2), 51–61.

Namkoong, G.; Boyle, T.; Gregorius, H-R.; Joly, H.; Savolainen, O.; Ratnan, W. and Young, A., 1996. Testing Criteria and Indicators for Assessing the Sustainability of Forest Management: Genetic Criteria and Indicators. WORKING PAPER NO. 10. Jul 1996. pp. 1-16.

Rey Benayas, J.M.; Bullock, J.M. and Newton A.C., 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. Front Ecol Environ 6:329–36.

Rhoades, G.C.; Eckert, G.E and Coleman, D.C., 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: Implications for tropical montane forest restoration. Restoration Ecology 6:262-270.

Rice, K. J. and Emery, N. C., 2003. Managing microevolution: Restoration in the face of global change. Frontiers in Ecology 1 (9): 469–478.

Thompson, I.; Mackey, B.; McNulty, S. and Mosseler, A., 2010. A synthesis on the biodiversity-resilience relationships in forest ecosystems. In: Koizumi T, Okabe K, Thompson, I., Sugimura, K., Toma, T., Fujita, K. (Eds.), The Role of Forest Biodiversity in the Sustainable Use of Ecosystem Goods and Services in Agro-Forestry, Fisheries, and Forestry. Forestry and Forest Products Research Institute, Ibaraki, Japan, pp. 9–19.

Vranckx, G.; Jacquemyn, H.; Muys, B. and Honnay, O., 2012. Meta-analysis of susceptibility of woody plants to loss of genetic diversity through habitat fragmentation. Conserv. Biol. 26, 228–237.

Whitham, T. G.; Young, W. P.; Martinsen, G. D.; Gehring, C. A.; Schweitzer, J. A.; Shuster, S. M.; Wimp, G. M.; Fischer, D.G.; Bailey, J. K.; Lindroth, R. L.; Woolbright, S. and Kuske, C. R., 2003. Community and ecosystem genetics: A consequence of the extended phenotype. Ecology 84, 559–573.

Williams, A.; Nevill, PG. and Krauss, S.L., 2014. Next generation restoration genetics: applications and opportunities. Trends in Plant Science August 2014, Vol. 19, No. 8. pp. 529-537.

Zimmerman, J.K.; Pascarella, J.B. and Aide, T.M., 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. Restor. Ecol 8:350–360

(Foto: R. Ipinza)

CAPÍTULO 11
DETERMINACIÓN DE COSTOS DE PLANTACIÓN Y MANTENCIÓN INICIAL EN LA REHABILITACIÓN DE UN BOSQUE SIEMPREVERDE DEGRADADO

María Paz Molina[78] y Santiago Barros[79]

INTRODUCCIÓN

La determinación de los costos de establecimiento de plantas para la rehabilitación de un bosque del Tipo Forestal Siempreverde degradado es fundamental para definir o adecuar instrumentos de fomento e incentivos para esta actividad por parte del Estado, a través de la Corporación Nacional Forestal (CONAF) y el Instituto de Desarrollo Agropecuario (INDAP). Igualmente, esta determinación de costos será de utilidad para quienes adquieran obligaciones de compensaciones ambientales.

Se presenta el caso de métodos de establecimiento de vegetación arbórea en bosques degradados del tipo Siempreverde localizados en el predio Pumillahue en la comuna de San José de la Mariquina en la región de Los Ríos. Los sectores a plantar corresponden a quilantales con una cobertura de 100%. A diferencia de los procedimientos tradicionalmente empleados, se pone énfasis en algunas consideraciones genéticas relevantes para asegurar el establecimiento exitoso y garantizar la permanencia del material plantado en el largo plazo.

Para la realización de estos trabajos en bosques nativos se requiere de estudios previos del ecosistema de referencia que indica la dirección sucesional que retomará la plantación de alta diversidad intraespecífica e interespecifica que se ha establecido, en el área donde la quila ha evitado por más de 60 años la restauración pasiva. La determinación de esta degradación y la información base existente sobre especies principales, abundancia y especies acompañantes de los distintos estratos, juegan un papel importante en los costos que involucra aplicar un procedimiento de rehabilitación.

En el marco de la situación descrita debe considerarse también la percepción e interés del propietario del sector a rehabilitar, quien sin duda vislumbra un uso futuro que puede ser bastante concreto, como comercial, conservación, recreativo o una combinación de ellos. Esto podría involucrar servicios de turismo e incluso venta de servicios ambientales relacionados con agua, paisaje, biodiversidad, captura de carbono y otros.

78 Investigadora. Instituto Forestal, Sede Bio Bio, Concepción. mmolina@infor.cl

79 Gerencia de Investigación. Sede Metropolitana, Santiago. sbarros@infor.cl

(Foto: R. Ipinza)

Otro tema relevante para la aplicación del procedimiento que se propone es la utilización de semilla y/o plantas adecuadas para las labores de rehabilitación que se consideran. Actualmente las labores de rehabilitación o restauración que se hacen en Chile y en gran parte del mundo responden a la disponibilidad de plantas de las especies a utilizar y no se resguarda la procedencia y origen de las mismas, ni menos se considera la variación genética inter e instraespecifica.

El método propuesto por este proyecto se inicia con la selección de los árboles donantes de la semilla, las madres, que preferentemente deben corresponder a la misma zona de procedencia donde serán establecidas las plantas, de modo de asegurar la supervivencia de estas y evitar la contaminación de procedencias y poblaciones locales de las especies, la cual puede tener consecuencias no deseadas en el largo plazo, difícilmente predecibles dada la longevidad de las especies forestales nativas.

METODOLOGÍA Y RESULTADOS

El caso que se describe en este capítulo es un estudio realizado por el Instituto Forestal (INFOR) en el contexto del proyecto del Fondo de Investigación del Bosque Nativo N° 004/2015 de la Corporación Nacional Forestal (CONAF). Los trabajos se efectuaron en el predio Pumillahue en la región de Los Ríos, de propiedad de CONAF, que posee una superficie total de 686,9 ha, de las cuales 236,5 ha

corresponden a plantaciones, 349,6 ha a bosque nativo, 83,8 ha a protección, 7,6 ha a caminos y 9,4 ha a otros usos. Las actividades en Pumillahue permiten mostrar a los pequeños y medianos propietarios la forma de abordar el manejo de un predio desde el punto de vista maderero, manejando tanto plantaciones como bosque nativo.

El bosque del Tipo Forestal Siempreverde que se encuentra en el predio es del Subtipo Siempreverde con Intolerantes Emergentes y las especies dominantes son roble, olivillo, tepa, laurel y ulmo. Se considera que el 50% del bosque nativo presente se encuentra con algún nivel de degradación (aproximadamente 170 ha).

En este predio el equipo de Conservación y Mejoramiento y Genético de INFOR desarrolló actividades de rehabilitación de los bosques Siempreverdes, degradados por intervenciones a tala rasa en el pasado (década del 70, aproximadamente) y posterior invasión de quila (*Chusquea quila*). La rehabilitación se efectuó mediante plantaciones en fajas habilitadas en quilantales.

A partir de estas intervenciones se estiman los costos de rehabilitación del ecosistema a 3 escalas diferentes; 20% (34 ha), 50% (85 ha) y 100% (170 ha) de la superficie total con degradación, y en densidades de plantación de 600, 900 y 1600 plantas por hectárea, considerando las etapas involucradas en la implementación de la rehabilitación de bosques degradados que se describen a continuación.

(Foto: D. Corti por medio de Dron)

I. Diagnóstico de la Situación y Necesidades del Propietario

Esta etapa involucra una evaluación del nivel de degradación del bosque a rehabilitar y de los intereses del propietario del mismo. En algunos casos se cuenta con información base de la composición y estructura del bosque original, o de alguno cercano que resulte asimilable, sin embargo, difícilmente se conoce la diversidad genética de las especies presentes y la pérdida o abundancia actual. En la etapa debe haber una interacción con el propietario que permita considerar su visión y sus intereses respecto del futuro del bosque. En este contexto, se contempló la visita inicial de un experto en recuperación de bosques y la participación de un botánico de modo de estimar la degradación del bosque y orientar su rehabilitación.

Los costos corresponden a las jornadas de los trabajos de INFOR en el predio Pumillahue. Si bien las plantaciones realizadas con fines de rehabilitación abarcan superficies pequeñas, los estudios previos del bosque incluyen la superficie total del Tipo Forestal Siempreverde degradado (170 ha). En la medida que exista información zonificada en relación al nivel de degradación del bosque, estas visitas de expertos o el estudio botánico para determinar presencia y abundancia de especies pueden reducirse significativamente.

Cuadro N° 1
COSTO DE DIAGNÓSTICO SITUACIÓN NUEVA SIN CLASIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN ASIMILABLE

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($)
Visita a predio por experto (J)	1	130.000	130.000
Estudio Botánico (J)	15	50.000	750.000
Informe de experto (J)	2	130.000	260.000
Total			**1.140.000**

(J: Jornada)

Cuadro N° 2
COSTO DE DIAGNÓSTICO SITUACIÓN CON CLASIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN ASIMILABLE

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/ Unidad ($)	Total ($)
Visita a predio por experto (J)	1	130.000	130.000
Informe de experto (J)	2	130.000	260.000
Total			**390.000**

(J: Jornada)

II. Selección de Árboles Donantes de Semillas y Estructuras de Cosecha de Semillas

La definición de las especies a reincorporar en el proceso de rehabilitación responde a la necesidad de recomponer la estructura y composición del tipo forestal considerado, y esto en forma acorde con los intereses del propietario. La concordancia entre ambos aspectos también depende de la orientación técnica de los profesionales, quienes además deberán considerar el resguardo de la diversidad genética intraespecífica, a través de la selección de árboles donantes (madres) de semilla distribuidos de manera tal de impedir la endogamia y asegurar su correspondencia a la procedencia adecuada. Deberá también conocerse la biología reproductiva de estas especies, de modo de definir el distanciamiento mínimo entre donantes de una misma especie y planificar la obtención de semillas.

En este caso se seleccionaron 5 especies principales (lingue, olivillo, roble, tepa y ulmo) y a lo menos 10 individuos por cada especie como donantes de semillas. Esta línea de individuos donantes se definió como la “Ruta de la Semilla”. En este caso la ruta es específica para la zona a rehabilitar, pero se constituye en una metodología clara y objetiva que podrá utilizarse indefinidamente para el proceso de rehabilitación del sitio.

En la medida que a través de instrumentos de fomento y/o I&D se definan rutas semilleras para distintas regiones o zonas del bosque nativo chileno y adicionalmente existan instituciones o privados que cosechen esta semilla y la pongan a disposición de los interesados para rehabilitar sectores o incluso para plantaciones comerciales, los costos derivados de esta actividad, que están señalados en el Cuadro N° 3, pueden reducirse en forma importante.

Bajo los individuos seleccionados y claramente identificados se instalaron mallas de 20 m^2 cada una para la recolección de semillas. Inicialmente las mallas se instalaron muy cercanas al suelo, pero dejaban vulnerables las semillas al consumo por animales del bosque, por lo que luego fueron reinstaladas 1 m del suelo suspendidas con estacas en sus extremos.

Cuadro N° 3
COSTOS SELECCIÓN ÁRBOLES Y ESTRUCTURAS PARA COSECHA SEMILLAS

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($)
Visita a predio por experto (J)	5	130.000	650.000
Malla de recolección (20 m^2)	50	7.000	350.000
Tutores (6 por malla)	300	132	39.600
Instalación mallas (J)	5	24.000	120.000
Total			**1.159.600**

(J: Jornada)

III. Cosecha de Semillas y Manejo

La producción de semillas de las especies seleccionadas ocurre en un periodo estimado de 3 a 4 meses (verano y otoño). De modo de resguardar la semilla de posibles depredadores la recolección de semillas fue cada 15 días y luego fue enviada a laboratorio para su limpieza, secado y resguardo para su posterior utilización en la producción de plantas. La semilla recolectada fue rotulada con especie, árbol donante y fecha de cosecha.

Cuadro N° 4
COSTO COSECHA SEMILLAS

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($)
Operario cosecha (J) (1 día/cada 15 días/4 meses)	8	24.000	192.000
Operario limpieza (J) (1 día/cada 15 días/4 meses)	8	24.000	192.000
Insumos cosecha y manipulación (bolsas, rotuladores, servicio secado)	8	30.000	240.000
Total			**624.000**

(J: Jornada)

(Fotos: R. Ipinza)

IV. Producción de Plantas para Cinco Especies Estructurales

Las plantas fueron producidas en el vivero de INFOR en Concepción, pero en el cálculo de los costos para la producción las especies seleccionadas se agrega un porcentaje de ganancia que es el que tendría un vivero particular, con el fin

de asimilarlos al precio de mercado, y se estima un valor medio, aunque distintas especies puedan tener precios de comercialización diferentes para las plantas. Las plantas empleadas fueron 1:M (un año en contenedor).

Se considera también un número de plantas adicionales para la posibilidad de eliminar plantas por descalificación o daños posibles por transporte y manipulación. Se contempla la producción de plantas en cantidad acorde con las que serían establecidas en terreno según densidad de plantación. El costo unitario de plantas, así como su transporte al predio, con seguridad será mayor para superficies pequeñas y su valor unitario será menor para mayores volúmenes de producción y transporte.

Cuadro N° 5
COSTOS PRODUCCIÓN DE PLANTAS - MODELO 600 PLANTAS POR HECTÁREA

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Almacigueras 84 cavidades 130 cc	9	3.213	28.917
Sustrato + traslado (1 m^3 = 72 almacigueras)	0,15	35.000	5.250
Siembra y repique (30 almacigueras/día) (J)	0,5	24.000	12.000
Fertilizantes (kg)	2,1	3.000	6.300
Control de malezas (J)	1,4	24.000	33.600
Supervisión (J)	0,5	24.000	12.000
Ganancia vivero comercial (40%)			39.227
Total			**137.294**
(Pérdida o descalificación en vivero de 20%)	**Costo/ planta**		**229**

(J: Jornada)

Cuadro N° 6
COSTOS PRODUCCIÓN DE PLANTAS - MODELO 900 PLANTAS POR HECTÁREA

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Almacigueras 84 cavidades 130 cc	13	3.213	41.769
Sustrato + traslado (1 m^3 = 72 almacigueras)	0,20	35.000	7.000
Siembra y repique (30 almacigueras/día) (J)	0,6	24.000	14.400
Fertilizantes (kg)	3,0	3.000	9.000
Control de malezas (J)	2,0	24.000	48.000
Supervisión (J)	0,6	24.000	14.400
Ganancia vivero comercial (40%)			53.828
Total			**188.397**
(Pérdida o descalificación en vivero de 20%)	**Costo/ planta**		**209**

(J: Jornada)

Cuadro N° 7
COSTOS PRODUCCIÓN DE PLANTAS - MODELO 1.600 PLANTAS POR HECTÁREA

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Almacigueras 84 cavidades 130 cc.	19	3.213	61.047
Sustrato + traslado (1m^3 = 72 almacigueras)	0,30	35.000	10.500
Siembra y repique (30 lmacigueras/dia/jornal)	1,0	24.000	24.000
Fertilizantes (kg)	4,5	3.000	13.500
Control de malezas (J)	3,0	24.000	72.000
Supervisión (J)	1,0	24.000	24.000
Ganancia vivero comercial (40%)			82.019
Total			**287.066**
(Pérdida o descalificación en vivero de 20%)	**Costo/ planta**		**179**

(J: Jornada)

V. Elaboración de Fajas en Quilantal

El terreno elegido para la restauración corresponde a un quilantal (*Chusquea quila*) denso y vigoroso. No se observa regeneración natural y puede ser considerado como un terreno con un nivel de degradación máximo dado que la densidad de la especie invasora no permite la presencia de otra vegetación.

Para la plantación o reincorporación de flora arbórea original fue preciso abrir fajas de 1 m de ancho, en las que la quila se eliminó totalmente, separadas entre ellas por 3 m, en donde la quila solo fue controlada en su altura, manteniéndola entre 10 a 15 cm.

Se evaluó el rendimiento promedio de una jornada de trabajo de 8 horas de una persona, utilizando herramientas de corte no mecánicas y el repaso de las plantas de quila con desbrozadora.

Cuadro N° 8
COSTOS ELABORACIÓN DE FAJAS

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Rendimiento elaboración fajas (J)	28	24.000	672.000
Insumos (combustible, herramientas menores)	1	5.000	5.000
Visita a predio experto (supervisa 4 ha/visita) (J)	0,25	130.000	32.500
Total			**709.500**

(J: Jornada)

(Foto: R. Ipinza)

VI. Plantación para Rehabilitación

Se evaluaron los 3 modelos de plantación, dentro de la hilera, que consideran 600, 900 y 1.600 plantas por hectárea.

En general, experiencias llevadas a cabo por el equipo de trabajo de INFOR indican que la plantación con especies nativas tiene una mayor supervivencia y desarrollo de las plantas con protección inicial. Para la protección individual de las plantas se utilizó malla Rachell (50%) y 3 tutores para su sujeción.

De acuerdo a las especies consideradas en el estudio, existen tolerantes (lingue, olivillo, tepa), semitolerantes (ulmo) y roble, definida como intolerante, sin embargo, sobre esta última se ha detectado que también requiere protección inicial.

La protección utilizada se espera cumpla varias funciones, como reducción de la insolación, generación de un microclima, protección contra animales menores especialmente el pudú y eventualmente contra heladas, además de la disminución de malezas en torno al cuello de las plantas.

Este sistema se reporta como de gran eficiencia, pero se debe considerar que implica un elemento importante en la estructura de costos, tal como se aprecia en los cuadros siguientes.

Cuadro N° 9
COSTOS PLANTACIÓN - MODELO 600 PLANTAS POR HECTÁREA

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Transporte de plantas	1	50.000	50.000
Operarios plantación (transporte, casillas, plantación, fertilización, y protección) 100 plantas/día (J)	6	24.000	144.000
Fertilizantes (lenta entrega 50 g/planta) (saco 20 kg)	1,5	52.000	78.000
Protección/planta. Malla	600	251	150.857
Protección/planta, 3 tutores	1.800	132	237.600
Total			**660.457**

(J: Jornada)

Cuadro N° 10
COSTO PLANTACIÓN - MODELO 900 PLANTAS POR HECTÁREA

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Transporte de plantas	1	50.000	50.000
Operarios de plantación (J/ha) (transporte, casillas, plantación, fertilización, protección), 100 plantas/día	9	24.000	216.000
Fertilizantes (lenta entrega 50 g/planta) (saco 20 kg)	2,3	52.000	117.000
Protección/planta malla	900	251	226.286
Protección/planta, 3 tutores	2.700	132	356.400
Total			**965.686**

(J: Jornada)

Cuadro N° 11
COSTO PLANTACIÓN - MODELO 1.600 PLANTAS POR HECTÁREA

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Transporte de plantas	1	50.000	50.000
Operarios de plantación (J/ha) (transporte, casillas, plantación, fertilización, protección), 100 plantas/día	16	24.000	384.000
Fertilizantes (lenta entrega 50 g/planta) (saco 20 kg)	4,0	52.000	208.000
Protección/planta malla	1.600	251	402.286
Protección/planta, 3 tutores	4.800	132	633.600
Total			**1.677.886**

(J: Jornada)

(Foto: R. Ipinza)

(Foto: R. Ipinza)
Ulmo en plantación de rehabilitación, 3 años de edad y más de 4 m de altura.

VII. Mantención Rehabilitación, Control de Fajas y Reposición de Plantas

Los costos estimados en este caso se refieren a la mantención de la altura de la quila y si fuese necesario de aquellas que puedan prosperar en torno al cuello de las plantas.

Estas labores se estima que deberán ser anuales hasta el año 5. Se contempla además la reposición de plantas muertas en el año 2 y se estima que este replante puede alcanzar a un 10% de las planta iniciales.

Cuadro N° 12
COSTOS MANTENCIÓN - MODELO 600 PLANTAS POR HECTÁREA

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Operación control altura de quila (J/año)	12	24.000	288.000
Insumos (combustible, herramientas menores)	1	5.000	5.000
Reposición plantas y protección (10%)	1	66.046	66.046
Total			**359.046**

(J: Jornada)

Cuadro N° 13
COSTOS MANTENCIÓN - MODELO 900 PLANTAS POR HECTÁREA

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Operación control altura de quila 1 (J/mes/año)	12	24.000	288.000
Insumos (combustible, herramientas menores)	1	5.000	5.000
Reposición plantas y protección (10%)	1	96.569	96.569
Total			**389.569**

(J: Jornada)

Cuadro N° 14
COSTOS MANTENCIÓN - MODELO 1.600 PLANTAS POR HECTÁREA

Recursos Requerido	Unidades (N°)	Costo/Unidad ($)	Total ($/ha)
Operación control altura de quila 1 (J/mes/año)	12	24.000	288.000
Insumos (combustible, herramientas menores)	1	5.000	5.000
Reposición plantas y protección (10%)	1	167.789	167.789
Total			**460.789**

(J: Jornada)

Resumen de Costos por Etapas

A continuación, se presenta un resumen de todos los costos de rehabilitación incurridos en el Bosque Siempreverde degradado en Pumillahue con la plantación de especies principales y con consideraciones genéticas (Cuadros N° 15 y N° 16).

En el Cuadro N° 15 se muestra resumidamente el costo implicado en las etapas iniciales, desde el diagnóstico predial hasta la cosecha de semillas. Son los costos en los que se incurrió en el caso del predio Pumillahue.

Se indica el valor total y un valor por hectárea, lo que indica una aproximación al valor por unidad de superficie para este caso, en el que se caracterizó este predio con 170 ha de este tipo forestal, fueron seleccionadas 5 especies de principal interés (lingue, olivillo, roble, tepa y ulmo), se seleccionaron al menos 10 árboles semilleros para cada una a prudentes distancias para evitar consanguinidad (30 a 50 m) y se instalaron las estructuras para cosecha de semillas. En el Cuadro N° 16 en tanto, se muestra resumidamente el costo implicado en las etapas posteriores, desde la compra de plantas hasta la mantención de las fajas de plantación y el replante.

En los Cuadro N° 17 a N° 23 se presentan los costos asociados a las tres escalas sugeridas para la rehabilitación de 20%, 50% y 100% de las 170 ha del bosque Siempreverde degradado en el predio Pumillahue, según densidades de plantación, y los valores por unidad de superficie resultantes de esto.

Cuadro N° 15
RESUMEN COSTOS ETAPAS INICIALES I A III

Recurso o Actividad	Costos Etapas Iniciales*	
	($)	($/ha)
I Diagnóstico de situación y necesidades del propietario Situación nueva sin clasificación de degradación asimilable	1.140.000	6.706
II Selección de árboles donantes de semillas y estructuras de cosecha de semillas	1.159.600	6.821
III Cosecha de semillas y manejo	624.000	3.671
Total	**2.923.600**	**17.198**

I Diagnóstico de situación y necesidades del propietario Situación nueva sin clasificación de degradación asimilable	390.000	2.294
II Selección de árboles donantes de semillas y estructuras de cosecha de semillas	1.159.600	6.821
III Cosecha de semillas y manejo	624.000	3.671
Total	**2.173.600**	**12.786**

*Costos incurridos en trabajos en Pumillahue para 170 ha

Cuadro N° 16
RESUMEN COSTOS ETAPAS FINALES IV A VII

Recurso o actividad	Costos según Modelo*		
	Modelo 600 pl/ha ($/ha)	Modelo 900 pl/ha ($/ha)	Modelo 1.600 pl/ha ($/ha)
IV Compra de plantas[1]	137.294	188.397	287.066
V Elaboración de fajas en quilantal	709.500	709.500	709.500
VI Plantación para rehabilitación	660.457	965.686	1.677886
TOTAL	**1.507.251**	**1.863.583**	**2.674452**
VII Mantención fajas y reposición plantas ($/ ha/año) años 2 a 5	359.046	389.569	460.789

*Costos deducidos de los trabajos en Pumillahue

Cuadro N° 17
COSTOS RECUPERACIÓN 20% DE LA SUPERFICIE
EN SITUACIÓN SIN CLASIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN ASIMILABLE

Recurso o actividad	Recuperación 34 ha		
	Modelo 600 pl/ha	Modelo 900 pl/ha ($)	Modelo 1.600 pl/ha
I Diagnóstico de situación y necesidades del propietario	1.140.000	1.140.000	1.140.000
II Selección de árboles donantes de semillas y estructuras de cosecha de semillas	1.159.600	1.159.600	1.159.600
III Cosecha de semillas y manejo	4.243.200	4.243.200	4.243.200
IV Producción de plantas para 5 especies	4.667.996	6.405.498	9.760.244
V Elaboración de fajas en quilantal	24.123.000	24.123.000	24.123.000
VI Plantación para rehabilitación	22.455.538	32.833.324	57.048.124
Total 34 ha ($)	**57.789.334**	**69.904.622**	**97.474.168**
Total ($/ha)	**1.699.586**	**2.056.018**	**2.866.887**

VII Mantención de fajas y reposición de plantas			
Mantención años 2-5, 34 ha ($/año)	9.962.000	9.962.000	9.962.000
Replante 10% año 2, 34 ha ($)	2.245.564	3.283.346	5.704.826
Mantención años 2-5 ($/ha/año)	293.000	293.000	293.000
Replante 10% año 2 ($/ha)	66.046	96.569	167.789

Cuadro N° 18
COSTOS RECUPERACIÓN 20% DE LA SUPERFICIE
EN SITUACIÓN CON CLASIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN ASIMILABLE

Recurso o actividad	Recuperación 34 ha		
	Modelo 600 pl/ha	Modelo 900 pl/ha	Modelo 1.600 pl/ha
		($)	
I Diagnóstico de situación y necesidades del propietario	390.000	390.000	390.000
II Selección de árboles donantes de semillas y estructuras de cosecha de semillas	1.159.600	1.159.600	1.159.600
III Cosecha de semillas y manejo	4.243.200	4.243.200	4.243.200
IV Producción de plantas para 5 especies	4.667.996	6.405.498	9.760.244
V Elaboración de fajas en quilantal	24.123.000	24.123.000	24.123.000
VI Plantación para rehabilitación	22.455.538	32.833.324	57.048.124
Total 34 ha ($)	**57.039.334**	**69.154.622**	**97.724.168**
Total ($/ha)	**1.677.627**	**2.033.959**	**2.844.828**
VII Mantención de fajas y reposición de plantas			
Mantención años 2-5, 34 ha ($/año)	9.962.000	9.962.000	9.962.000
Replante 10% año 2, 34 ha ($)	2.245.564	3.283.346	5.704.826
Mantención años 2-5 ($/ha/año)	293.000	293.000	293.000
Replante 10% año 2 ($/ha)	66.046	96.569	167.789

Cuadro N° 19
COSTOS RECUPERACIÓN 50% DE LA SUPERFICIE EN SITUACIÓN
SIN CLASIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN ASIMILABLE

Recurso o actividad	Recuperación 85 ha		
	Modelo 600 pl/ha	Modelo 900 pl/ha	Modelo 1.600 pl/ha
		($)	
I Diagnóstico de situación y necesidades del propietario	1.140.000	1.140.000	1.140.000
II Selección de árboles donantes de semillas y estructuras de cosecha de semillas	1.159.600	1.159.600	1.159.600
III Cosecha de semillas y manejo	10.608.000	10.608.000	10.608.000
IV Producción de plantas para 5 especies	11.669.990	16.013.745	24.400.610
V Elaboración de fajas en quilantal	60.307.500	60.307.500	60.307.500
VI Plantación para rehabilitación	56.138.845	82.083.310	142.620.310
Total 85 ha ($)	**141.023.935**	**171.312.155**	**240.236.020**
Total ($/ha)	**1.659.105**	**2.015.437**	**2.826.306**
VII Mantención de fajas y reposición de plantas			
Mantención años 2-5, 85 ha ($/año)	24.905.000	24.905.000	24.905.000
Replante 10% año 2, 85 ha ($)	5.613.910	8.208.365	14.262.065
Mantención años 2-5 ($/ha/año)	293.000	293.000	293.000
Replante 10% año 2 ($/ha)	66.046	96.569	167.789

Cuadro N° 20
COSTOS RECUPERACIÓN 50% DE LA SUPERFICIE EN SITUACIÓN CON CLASIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN ASIMILABLE

Recurso o actividad	Recuperación 85 ha		
	Modelo 600 pl/ha	Modelo 900 pl/ha	Modelo 1.600 pl/ha
	($)		
I Diagnóstico de situación y necesidades del propietario	390.000	390.000	390.000
II Selección de árboles donantes de semillas y estructuras de cosecha de semillas	1.159.600	1.159.600	1.159.600
III Cosecha de semillas y manejo	10.608.000	10.608.000	10.608.000
IV Producción de plantas para 5 especies	11.669.990	16.013.745	24.400.610
V Elaboración de fajas en quilantal	60.307.500	60.307.500	60.307.500
VI Plantación para rehabilitación	56.138.845	82.083.310	142.620.310
Total 85 ha ($)	**140.273.935**	**170.562.155**	**239.486.020**
Total ($/ha)	**1.650.282**	**2.006.614**	**2.817.483**

VII Mantención fajas y reposición de plantas			
Mantención años 2-5, 85 ha ($/año)	24.905.000	24.905.000	24.905.000
Replante 10% año 2, 85 ha ($)	5.613.910	8.208.365	14.262.065
Mantención años 2-5 ($/ha/año)	293.000	293.000	293.000
Replante 10% año 2 ($/ha)	66.046	96.569	167.789

Cuadro N° 21
COSTOS RECUPERACIÓN 100% DE LA SUPERFICIE EN SITUACIÓN SIN CLASIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN ASIMILABLE

Recurso o actividad	Recuperación 170 ha		
	Modelo 600 pl/ha	Modelo 900 pl/ha	Modelo 1.600 pl/ha
	($)		
I Diagnóstico de situación y necesidades del propietario	1.140.000	1.140.000	1.140.000
II Selección de árboles donantes de semillas y estructuras de cosecha de semillas	1.159.600	1.159.600	1.159.600
III Cosecha de semillas y manejo	21.216.000	21.216.000	21.216.000
IV Producción de plantas para 5 especies	23.339.980	32.027.490	48.801.220
V Elaboración de fajas en quilantal	120.615.000	120.615.000	120.615.000
VI Plantación para rehabilitación	112.277.690	164.166.620	285.240.620
Total 170 ha ($)	**279.748.270**	**340.324.710**	**478.172.440**
Total ($/ha)	**1.645.578**	**2.001.910**	**2.812.779**

VII Mantención fajas y reposición de plantas			
Mantención años 2-5, 170 ha ($/año)	49.810.000	49.810.000	49.810.000
Replante 10% año 2, 170 ha ($)	11.227.820	16.416.730	28.524.130
Mantención años 2-5 ($/ha/año)	293.000	293.000	293.000
Replante 10% año 2 ($/ha)	66.046	96.569	167.789

Cuadro N° 22
COSTOS RECUPERACIÓN 100% DE LA SUPERFICIE EN SITUACIÓN CON CLASIFICACIÓN DE DEGRADACIÓN ASIMILABLE

Recurso o actividad	Recuperación 170 ha		
	Modelo 600 pl/ha	Modelo 900 pl/ha	Modelo 1.600 pl/ha
	($)		
I Diagnóstico de situación y necesidades del propietario	390.000	390.000	390.000
II Selección de árboles donantes de semillas y estructuras de cosecha de semillas	1.159.600	1.159.600	1.159.600
III Cosecha de semillas y manejo	21.216.000	21.216.000	21.216.000
IV Producción de plantas para 5 especies	23.339.980	32.027.490	48.801.220
V Elaboración de fajas en quilantal	120.615.000	120.615.000	120.615.000
VI Plantación para rehabilitación	112.277.690	164.166.620	285.240.620
Total 170 ha ($)	**278.998.270**	**339.574.710**	**477.422.440**
Total ($/ha)	**1.641.166**	**1.997.498**	**2.808.367**
VII Mantención fajas y reposición de plantas			
Mantención años 2-5, 170 ha ($/año)	49.810.000	49.810.000	49.810.000
Replante 10% año 2, 170 ha ($)	11.277.820	16.416.730	28.524.130
Mantención años 2-5 ($/ha/año)	293.000	293.000	293.000
Replante 10% año 2 ($/ha)	66.046	96.569	167.789

Cuadro N° 23
RESUMEN COSTOS DE RECUPERACIÓN BOSQUE SIEMPREVERDE DEGRADADO PREDIO PUMILLAHUE SIN Y CON CLASIFICACIÓN PREVIA DE DEGRADACIÓN, SEGÚN SUPERFICIE A RECUPERAR Y MODELO DE DENSIDAD DE PLANTACIÓN

Recuperación Bosque Siempreverde Degradado	Modelo 600 pl/ha	Modelo 900 pl/ha	Modelo 1.600 pl/ha
		($/ha)	
Pumillahue recuperación 34 ha			
Sin clasificación de degradación asimilable	1.699.686	2.056.018	2.866.887
Con clasificación de degradación asimilable	1.677.627	2.033.959	2.844.828
Pumillahue recuperación 85 ha			
Sin clasificación de degradación asimilable	1.659.105	2.015.437	2.826.306
Con clasificación de degradación asimilable	1.650.282	2.006.614	2.818.483
Pumillahue recuperación 170 ha			
Sin clasificación de degradación asimilable	1.645.578	2.001.910	2.812.779
Con clasificación de degradación asimilable	1.641.166	1.997.498	2.808.367

En los cuadros precedentes (N° 17 a 23) se considera que la superficie a recuperar en cada caso (34, 85 y 170 ha) debe financiar la totalidad del costo de las etapas iniciales (I y II), que representa el costo del estudio necesario de 170 ha para sustentar la recuperación de bosques en el predio.

El costo de la etapa III en tanto, cosecha de semillas, se estimó considerando que esta cosecha en Pumillahue generó semilla suficiente para la recuperación de 5 ha, por lo que este valor se aplicó proporcionalmente para la superficie a recuperar en cada caso.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las situaciones son variables de un predio a otro, según la superficie que sea necesario estudiar para iniciar un proceso de rehabilitación, parte de la cual podría estar fuera del predio, o en otros lugares de la zona que representen procedencias de semillas equivalentes; según qué y cuántas especies se seleccionen como de mayor interés; según cuántos arboles semilleros serán necesarios para obtener la semilla necesaria y cuántas mallas colectoras habrá que utilizar; según la superficie que se va a rehabilitar; según la intensidad de trabajo necesario para elaborar las fajas de plantación, en quilantales de menor densidad o en ausencia de ellos.

Se aprecia que los costos y complejidades de las etapas iniciales son limitantes que muy difícilmente podrían enfrentar los pequeños y medianos propietarios, en especial los primeros, razón por la que para enfrentar un programa de importancia de recuperación de bosque degradados en el país se hará necesario propiciar la acción de consultores y de otras instancias que puedan asistir a estos segmentos de propietarios, desde el diagnóstico de su predio hasta la producción de plantas. Los pequeños y medianos propietarios normalmente no tendrán los conocimientos o experiencia para la colecta de semillas y su manejo, y menos aún para la producción de plantas de diferentes especies. Al respecto. es necesario recordar que de los casi 15 millones de hectáreas de bosques nativos existentes en el país, unos 10 millones de hectáreas son de propiedad privada y parte muy importante de esta superficie está en manos de pequeños y medianos propietarios.

En el contexto señalado, INFOR podría capacitar consultores para apoyar la rehabilitación de bosques degradados con consideraciones genéticas; será necesario que operen centros de semillas, o recolectores privados, que puedan tener *stocks* de diferentes especies con zonas de procedencias adecuadas para distintas áreas del país y claramente identificadas. Tanto los centros de semillas, o los recolectores privados, como los operadores de los viveros, también podrían ser capacitados por INFOR para que se cumplan los protocolos genéticos necesarios para rehabilitaciones seguras de bosques degradados.

Con semillas provistas por centros de semillas, recolectores privados o de recolección propia, siguiendo las consideraciones genéticas, viveros existentes o nuevos podrán incluir en su producción a las principales especies nativas que se empleen en las rehabilitaciones de bosque degradados en diferentes zonas del país. Idealmente se podría contar con centros de semillas regionales o macroregionales que tengan disponibilidad de semilla adecuada para las iniciativas de recuperación del bosque nativo chileno.

Los centros de semillas o recolectores de semillas se deberían financiar con sus propias ventas. Igual cosa ocurre con los viveros con sus ventas de plantas (etapas II y III).

Los costos de plantas dentro del escenario descrito serían mayores que los señalados en Cuadro N° 16, ya que en estos se reflejaría el costo de las etapas I a III, además del costo de producción de planta propiamente tal que aparece en el cuadro.

En cuanto a las etapas IV a VII, desde la compra de plantas hasta la mantención, los costos de estas debieran ser considerados en una reformulación y adecuación de las bonificaciones consideradas en la Ley N° 20.283, sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal.

En lo que se refiere a los consultores (etapa I) estos deben ser considerados separadamente y su costo puede ser estimado en primera instancia desde los valores obtenidos para esto en los trabajos de Pumillahue, referidos en este caso al estudio de 170 ha, que sugieren montos de 6.706 $/ha y 2.294 $/ha a estudiar previamente para implementar una rehabilitación, para situaciones sin y con clasificaciones de degradación previas, respectivamente. Sin embargo, estos montos son muy bajos al llevarlos a 1 ha, razón por la cual, para que la actividad resulte de interés para los consultores estos tendrían que atender a un conjunto de propietarios que reúnan una superficie suficiente a rehabilitar para lograr esto. Como ejemplo, un conjunto de propietarios que justifiquen el estudio de 170 ha, como el caso de Pumillahue, o más. Estos costos también deben ser considerados en las bonificaciones de la Ley N° 20.283, en efecto en las tablas de valores de los años 2020 y 2021 se han incluido los costos de asistencia técnica.

Para facilitar lo descrito, sería muy trascendente que el país cuente con una definición de áreas prioritarias a recuperar o rehabilitar, una definición de áreas de procedencias y un diseño de Rutas Semilleras por Tipo Forestal, trabajo que se puede enfrentar a través de un proyecto que puede proponer INFOR para estos efectos como una lógica complementación de la información provista por el Catastro Vegetacional de CONAF, el Inventario Forestal Continuo de INFOR y el Sistema Integrado de Monitoreo de los Ecosistemas Forestales Nativos SIMEF de INFOR, CONAF y CIREN.

Las bonificaciones que se contemplen tendrían que ser del 100% dado que los beneficios de la rehabilitación para los propietarios en el caso de bosques nativos son a largo plazo. Los únicos beneficios inmediatos de la rehabilitación para ellos serían una cierta valorización de sus bosques y predios, y en el caso que esta rehabilitación la desarrollen por gestión propia o familiar, el pago por su trabajo en las distintas faenas involucradas. Se debe considerar también créditos de enlace para financiar las actividades en espera de la bonificación del Estado.

Respecto de lo anterior, toda acción sobre los bosques nativos debe estar contemplada en un Plan de Manejo aprobado por CONAF, por lo que a nivel predial sería conveniente plantear en este plan un manejo integral sostenible de todos los recursos del predio, con lo cual se podrían tener ingresos por cosecha de trozas y leña, raleos de renovales u otras intervenciones o actividades que puedan generar recursos más inmediatos. En el caso del predio Pumillahue, por ejemplo, se podrían incorporar al manejo las restantes 179,6 ha de bosque nativo.

En el Cuadro N° 24 se presenta una estimación del costo por hectárea para la recuperación de bosques degradados de acuerdo a la experiencia en el predio Pumillahue.

Cuadro N° 24
ESTIMACIÓN COSTOS POR HECTÁREA AÑOS 1 A 5

Año	Recurso o actividad	Costos según modelo*		
		Modelo 600 pl/ha ($/ha)	**Modelo 900 pl/ha ($/ha)**	**Modelo 1.600 pl/ha ($/ha)**
1	I a III. Diagnóstico a Cosecha de semillas	**17.198**	17.198	17.198
	IV. Compra de plantas	137.294	188.397	287.066
	V. Elaboración de fajas en quilantales	709.500	709.500	709.500
	VI. Plantación para rehabilitación	660.457	965.686	1.677.886
	Total	**1.524.449**	**1.880.781**	**2.691.650**
2	VII. Mantención fajas	293.000	293.000	293.000
	Replante (10%)	66.046	96.569	167.789
	Total	**359.046**	**389.569**	**460.789**
3	VII. Mantención fajas	**293.000**	**293.000**	**293.000**
4	VII. Mantención fajas	**293.000**	**293.000**	**293.000**
5	VII. Mantención fajas	**293.000**	**293.000**	**293.000**
Total		**2.762.495**	**3.149.350**	**4.031.439**

*Costos deducidos de los trabajos en Pumillahue

El costo de las Etapas de Diagnóstico a Cosecha de Semillas (I a III) se ha estimado del estudio de 170 ha de bosque en Pumillahue y es muy probable que para cualquier iniciativa de recuperación se deba estudiar superficies semejantes a esa para la obtención de semilla apropiada. Esto para el caso de que no existe una clasificación previa de degradación y que esta es severa, que es el caso más común.

Si existen consultores, recolectores de semillas o viveros que hagan sus propias recolecciones de semillas y la producción de plantas, debidamente capacitados para hacer todo esto con las debidas consideraciones genéticas descritas para el caso Pumillahue, en definitiva los costos de estas etapas se

incorporarán al costo de plantas. En este escenario, la tabla de costos por hectárea para la recuperación de bosques se iniciaría con el costo de la compra de plantas.

Es preciso agregar un costo adicional para asistencia técnica, esto es para un asesor a nivel predial que desde el principio apoye al propietario en su iniciativa, elabore el Plan de Manejo necesario y certifique en su oportunidad ante CONAF las labores cumplidas para la plantación en el año 1, en el año 2 la ejecución de la mantención y el replante, y en los años 3 a 5 la mantención. El costo de esta asistencia técnica se estima en un 5% del valor total en cada caso.

En el Cuadro N° 25 se resume esta situación con una estimación final de los costos por hectárea. Algunas observaciones a las cifras de este cuadro son sobre la compra de plantas, cuyo valor puede ser menor en la medida que las etapas I a III puedan ser más sencillas con clasificaciones previas de degradación y niveles más bajos de esta, y sobre el valor de la etapa V si se trata de quilantales de menor densidad o en ausencia de estos, en cuyos casos tanto la elaboración de las fajas como la mantención posterior pueden tener menores costos.

Cuadro N° 25
ESTIMACIÓN FINAL COSTOS POR HECTÁREA AÑOS 1 A 5

Año	Recurso o actividad	Costos según modelo*		
		Modelo 600 pl/ha ($/ha)	**Modelo 900 pl/ha ($/ha)**	**Modelo 1.600 pl/ha ($/ha)**
1	IV. Compra de plantas	**154.492**	205.595	304.264
	V. Elaboración de fajas en quilantal	709.500	709.500	709.500
	VI. Plantación para rehabilitación	660.457	965.686	1.677.886
	Asistencia técnica	76.222	94.039	134.583
	Total	**1.600.671**	**1.974.820**	**2.826.233**
2	VII. Mantención fajas	293.000	293.000	293.000
	Replante (10%)	66.046	96.569	167.789
	Asistencia técnica	17.952	19.478	23.039
	Total	**376.998**	**409.047**	**483.828**
3	VII. Mantención fajas	293.000	293.000	293.000
	Asistencia técnica	14.650	14.650	14.650
	Total	**307.650**	**307.650**	**307.650**
4	VII. Mantención fajas	293.000	293.000	293.000
	Asistencia técnica	14.650	14.650	14.650
	Total	**307.650**	**307.650**	**307.650**
5	VII. Mantención fajas	293.000	293.000	293.000
	Asistencia técnica	14.650	14.650	14.650
	Total	**307.650**	**307.650**	**307.650**
Total		**2.900.620**	**3.306.818**	**4.233.011**

*Costos deducidos de los trabajos en Pumillahue

Para la etapa de elaboración de fajas posiblemente se podrían contemplar valores escalonados según la intensidad de estas faenas, como se hizo anteriormente con las tablas de costos de forestación del DL N° 701, que consideraba montos escalonados para diferentes intensidades de limpia previa.

Se han considerado solo costos variables, no así gastos generales ni inversiones en equipos, se supone que pequeños y medianos propietarios no tienen mayores gastos generales y que todas las faenas se hacen mediante herramientas manuales. En el caso de emplear alguna herramienta mecánica (caso de una desbrozadora mencionada en la confección de las fajas) este eventual costo de equipamiento puede compensarse con una mayor productividad en la faena.

Gran parte de los costos están dadas por jornadas hombre y en el caso de propietarios que tengan alguna otra actividad rentable dentro o fuera del predio, estos contratarían mano de obra para realizar las faenas, razón por la cual tampoco se considera un costo de oportunidad del propietario para casos como este. Es muy improbable que pequeños y medianos propietarios recurran a contratistas para el desarrollo de estos trabajos dado que esto elevaría los costos, razón por la cual se supone gestión directa o sub contratación de mano de obra local.

Se espera que los valores que indica el Cuadro N° 25 sean una buena referencia para redefiniciones y adiciones en las bonificaciones que ofrece la Ley N° 20.283, que ha sido hasta ahora de baja aplicación y requiere de bonificaciones más altas, que efectivamente representen un incentivo, y considerar actividades adicionales necesarias para la recuperación de bosques.

(Foto: I. Quiroz)

ESTUDIOS DE CASOS

CAPÍTULO 12
ABASTECIMIENTO DE SEMILLAS DE *Nothofagus alessandrii* CON CONSIDERACIONES GENÉTICAS

Rómulo Santelices [80]; Sergio Espinoza[81] y Antonio Cabrera [81]

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 de ello, una característica de esta zona 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 ruil.

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), 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

80 Universidad Católica del Maule, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Centro del Secano rsanteli@ucm.cl

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

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 ruil. 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.

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).

Tiene una corteza agrietada, con 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 macrolíquen folioso *Parmotrema chinense* (Osbeck) Hale & Ahti. (Pereira y San Martín, 1998).

Su 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 pecíolo 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 exertos 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, tetrágona 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 solo 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.

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

Procedencias	Tamaño de las Semillas (mm)					Peso de 1000 Semillas (g)	Germinac. (%)
	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 en una misma columna indican diferencias a un nivel de significancia $p < 0,05$.

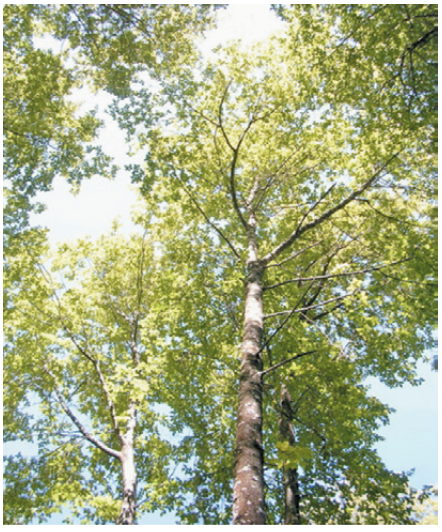


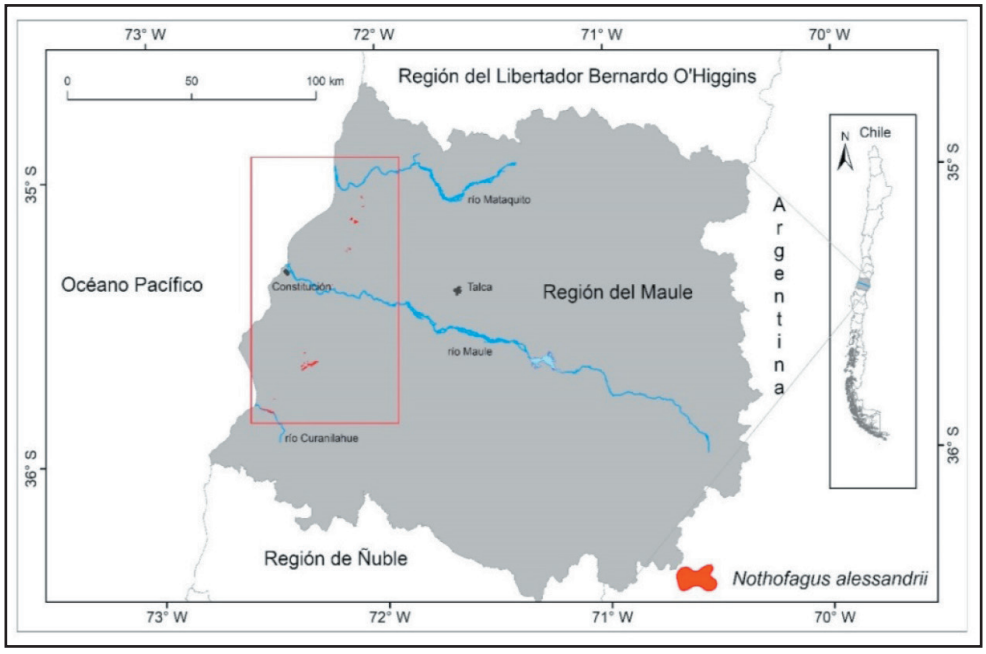
Figura N° 1
EJEMPLAR ADULTO DE *Nothofagus alessandrii*

Los bosquetes remanentes de *N. alessandrii* se distribuyen naturalmente solo 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 solo 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)

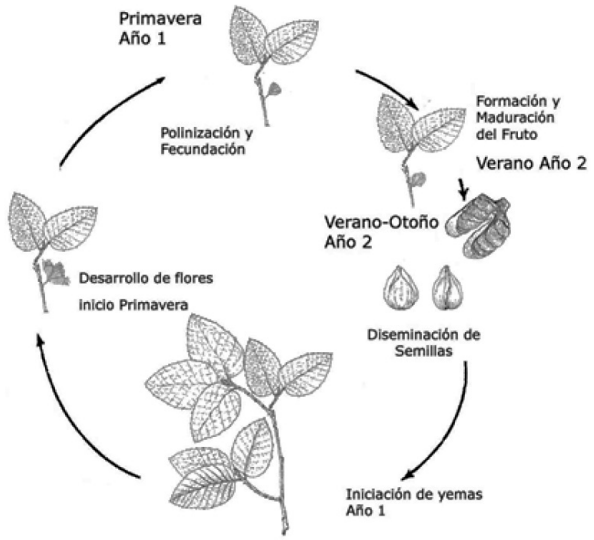
Figura N° 2
DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS BOSQUETES DE *Nothofagus alessandrii*

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 éste 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).

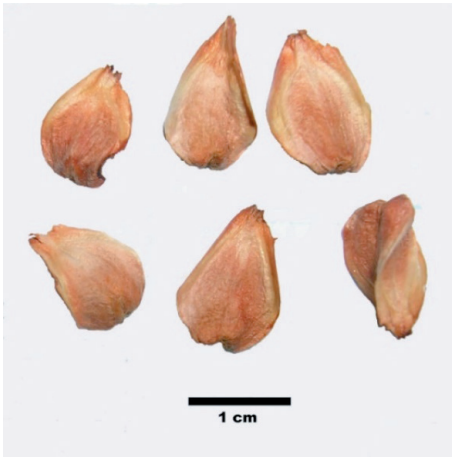


Figura N° 4
MORFOLOGÍA DE LAS SEMILLAS DE *Nothofagus alessandrii*

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.

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 redunda 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 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 se 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 solo 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 (Cuadro N° 1); 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. También observaron 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 Ruiles), 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.

Pese a lo anterior y a 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 de los grandes incendios del año 2017, que en la región del Maule consumieron 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 debieran 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* solo 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
Nothofagus alessandrii	Isoenzima	2 - 4	--	0,15	Pineda (1998)
	Alozimas	1,8	0,18	*0,06	Torres-Díaz *et al.* 2007)
	Proteínas de reserva	--	0,12	--	Martín *et al.* (2010)
Nothofagus nitida	Alozimas	1,3	0,04	0,04	Premoli (1997)
Nothofagus moorei	Microsatelites	1,8	0,16	0,10	Taylor *et al.* (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, solo 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., microsatélites, SNP, 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. 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 trasferencia de material de otras zonas (Broadhurst y Boshier, 2014). Si esto 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 *Ne*) 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 *Ne*. 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 encuentra 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 sólo 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 se plantean la hipótesis 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 trasferencia 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. and 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. and 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. and Boshier, D.H., 2014. Seed provenance for restoration and management: conserving evolutionary potential and utility. En: Bozzano, M., et al. (eds.). Genetic Considerartions 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. and 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. Variacion 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. & 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. and 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. and 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. and Jordan, G., 1993. The evolutionary history of *Nothofagus* (*Nothofagaceae*). *Australian Systematic Botany* 6: 111-126.

Marchelli, P. and 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. and 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. and 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. and 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. and 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. and Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Pereira, I. y San Martín, J., 1998. Flora liquénica 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. and 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. and 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. and 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. and 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. and 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. and 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. and 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. and 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. and 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.

(Foto: P. Chung)

CAPITULO 13
ESTUDIO DE CASO: VARIABILIDAD EN MORFOLOGÍA DE FRUTOS, CRECIMIENTO Y SUPERVIVENCIA DE PLANTAS DE PEUMO *(Cryptocarya alba)* EN LA REGIÓN DEL BIO BIO

Patricio Chung [82] y Braulio Gutiérrez [1]

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la variabilidad exhibida por las especies forestales es fundamental para diseñar adecuadas medidas de conservación de las mismas, siendo ampliamente aceptado que la persistencia de poblaciones evolutivamente viables dentro de los bosques, es fundamental para la preservación de los ecosistemas y de la diversidad biológica global (Liengsiri *et al*., 1995, *cit. po*r De Moraes *et al*., 2002).

Sin embargo, no siempre se cuenta con información genética que permita cuantificar y caracterizar esta variabilidad, al tiempo que se reconocen amenazas tangibles, como el cambio de uso de los suelos, el cambio climático y otras variadas amenazas de distinta naturaleza, que provocan pérdida de masas boscosas y fragmentación de poblaciones. Esta situación supone riesgos evidentes para la conservación de la biodiversidad y particularmente de la diversidad genética de numerosas especies.

De acuerdo con el último proceso finalizado y oficializado de Clasificación de Especies según Estados de Conservación[83] (16°proceso), peumo (*Cryptocarya alba* (Mol.) Looser) no está contemplado bajo ninguna categoría de conservación. Sin embargo, en los libros rojos anteriores a la entrada en vigencia de la Clasificación contemplada en la Ley 19.300, la especie fue considerada "Vulnerable", en la Precordillera de Santiago (CONAF, 1989; Niemeyer *et al.*, 2002) y en la misma categoría en la región de Coquimbo (Arancio *et al*., 2001) debido a la presión de usos. Hoy en día, aunque no está contemplada en ninguna categoría, es relevante realizar estudios de peumo (p.e. diversidad genética), debido a su importancia desde el punto de vista comercial y de la conservación de bosques mediterráneos, considerados *hotspot* a nivel internacional.

La diversidad de usos tradicionales de la especie y fundamentalmente las aplicaciones potenciales de sus características químicas, junto con la variabilidad exhibida, motivaron al Instituto Forestal a estudiar la variabilidad de peumo e iniciar

82 Ingeniero Forestal. Instituto Forestal Sede Bio Bio. pchung@infor.cl; bgutierr@infor.cl

83 El estado de conservación de las especies se actualiza en procesos anuales o bianuales, que se realizan en el marco de la Ley 19.300, artículos 37, 70 letra i) y 71 letra f).

actividades tendientes a su conservación y mejoramiento genético, con el fin de aprovechar las interesantes propiedades de la especie y particularmente de sus frutos.

En este capítulo, se resume parte de esa investigación, particularmente la referente a la variabilidad morfológica de frutos colectados en distintas localidades de la región del Bio Bio, e información complementaria correspondiente a la supervivencia y crecimiento inicial de plantas provenientes de esas mismas localidades.

ANTECEDENTES DE LA ESPECIE

El peumo es un árbol nativo que crece desde el sur de la provincia del Limarí hasta la provincia de Cautín, siendo más abundante en la zona central de Chile que al sur de su distribución (Martin, 1989). Se le puede encontrar en la ladera occidental de la Cordillera de la Costa, el Valle Central y el sector andino, a altitudes que pueden llegar a los 1.500 msnm, presentándose en forma de pequeñas poblaciones casi puras, asociado a otras especies, o integrando pequeñas formaciones mixtas en matorrales y bosques esclerófilos en valles, laderas y quebradas húmedas y sombrías (Rodríguez *et al*., 1983).

La especie posee numerosos usos tradicionales que se aprovechan fundamentalmente en el mundo rural. Sus frutos son comestibles (Vogel *et al*., 2008; Barreau y Salas, 2009; Chung, 2012) y junto con las hojas y corteza tienen diversas aplicaciones en medicina popular (Montes, 1987; Vogel *et al*., 2008; Ibaca, 2001; Barreau y Salas, 2009).

El alto contenido de taninos y pigmentos de su corteza permite usarlo en el procesamiento de cuero y en la tintura de lana (Sapaj, 1998; Vogel *et al*., 2008); sus bosques son grandes productores de hojarasca, que se usa como tierra de hoja (Sapaj, 1998). Se le utiliza también como ornamental, gracias a su follaje denso, siempreverde, brillante y de llamativos frutos rojos (Hoffmann, 1983); además se usa para leña y carbón, y como forraje para los animales (Martín, 1989; cit. por Vogel *et al*., 2008).

Independiente de los usos anteriores, la especie concentra un creciente interés debido a los atributos químicos de sus taninos, alcaloides y aceites esenciales. Diversos estudios han demostrado que componentes químicos extraídos desde especies de *Cryptocarya* exhiben actividad contra el cáncer, mientras que otros poseen efectos antibióticos de distinta naturaleza (Chung, 2012). Para el género se han descrito del orden de 40 alcaloides, la mayoría de los cuales poseen propiedades antitumorales, bactericidas, antimicrobianos, fungicidas, insecticidas o antioxidantes (Toribio *et al*., 2006). La reticulina, un alcaloide extraído del peumo, posee propiedades hepatoprotectoras (Montes y Wilkomirsky, 1985).

Por su parte, estudios efectuados con los aceites esenciales de las hojas de *Cryptocarya alba*, identifican 71 compuestos orgánicos volátiles (Karimi *et al*., 2011), algunos de los cuales muestran actividad contra peligrosos agentes para la salud humana, como el protozoo causante del Mal de Chagas y las bacterias *Leishmania* spp. (Schmeda-Hirschmann *et al*., 2001) y *Staphylococcus aureus (*Avello *et al*., 2012).

MATERIAL Y MÉTODO

Se colectó frutos desde 42 árboles silvestres de peumo, correspondientes a especímenes adultos en etapa de fructificación, los cuales fueron seleccionados en su **área de** distribución natural en la región del Bio Bio, durante abril del año 2013. Los frutos colectados se usaron para caracterizar la variabilidad morfológica de los mismos y otra parte de ellos se destinó a la producción de plantas para establecer un ensayo de procedencias y progenies, cuya supervivencia y crecimiento inicial se presenta en este mismo capítulo.

La identificación de los árboles desde donde se extrajo los frutos se presenta en el Cuadro N° 1 y Figura N° 1.

Cuadro N° 1
IDENTIFICACIÓN Y CLASIFICACIÓN DE PUNTOS DE COLECTA DE FRUTOS DE PEUMO

Código Árbol Madre	Procedencia	Coordenadas UTM			Altitud (msnm)	Ubicación	
(Progenie)	(localidad)	Uso	Latitud	Longitud			
1	Copiulemu	18 H	693697	5918613	227	SI	N
2		18 H	693798	5917209	151	SI	N
3	Tucapel	19 H	237785	5867491	321	PC	S
4		19 H	237771	5867495	319	PC	S
5	Cerro Yanqui	19 H	249223	5862593	417	PC	S
6	Antuco	19 H	265408	5865366	560	PC	S
7	Yumbel	18 H	716935	5902156	103	VC	N
8		18 H	716935	5902156	103	VC	N
9		18 H	716935	5902156	103	VC	N
10		18 H	716935	5902156	103	VC	N
11	El Rosal	18 H	733500	5875168	138	VC	S
12		18 H	733500	5875168	138	VC	S
13		18 H	733500	5875168	138	VC	S
14	Quilleco	19 H	236477	5848778	332	PC	S
15	Polcura	19 H	259150	5870195	536	PC	S
16	Santa Juana	18 H	679806	5903005	48	SC	N
17		18 H	679632	5902873	41	SC	N
18	Nacimiento	18 H	680851	5874834	155	SI	S
19		18 H	680851	5874834	155	SI	S
20		18 H	680851	5874834	155	SI	S
21		18 H	695194	5856264	134	SI	S

(continuación)

22		18 H	689901	5851327	236	SI	S
23	Carrizal	18 H	687257	5851689	286	SI	S
24		18 H	684406	5851780	326	SI	S
25		18 H	750701	5900164	168	VC	N
26	Culenco	18 H	750793	5900403	173	VC	N
27		18 H	750792	5900492	160	VC	N
28	Curapaso	18 H	757990	5890695	214	VC	S
29		18 H	757316	5891624	193	VC	S
30	La Obra	18 H	757316	5891624	203	VC	S
31		18 H	757316	5891624	208	VC	S
32		18 H	698913	5911292	301	SI	N
33		18 H	699117	5910962	300	SI	N
34	Quillaimavida	18 H	699115	5910967	298	SI	N
35		18 H	699091	5911013	297	SI	N
36		18 H	699100	5911001	295	SI	N
37		18 H	699227	5910616	286	SI	N
38	Tomeco	18 H	703441	5906928	252	SI	N
39		18 H	703441	5906928	254	SI	N
40	Quillón	18 H	726090	5930727	67	VC	N
41	Coronel	18 H	666483	5920256	10	SC	N
42		18 H	666483	5920256	10	SC	N

SC= Secano Costero; SI= Secano Interior; VC= Valle Central; PC= Precordillera;
N= Bio Bio Norte; S= Bio Bio Sur.

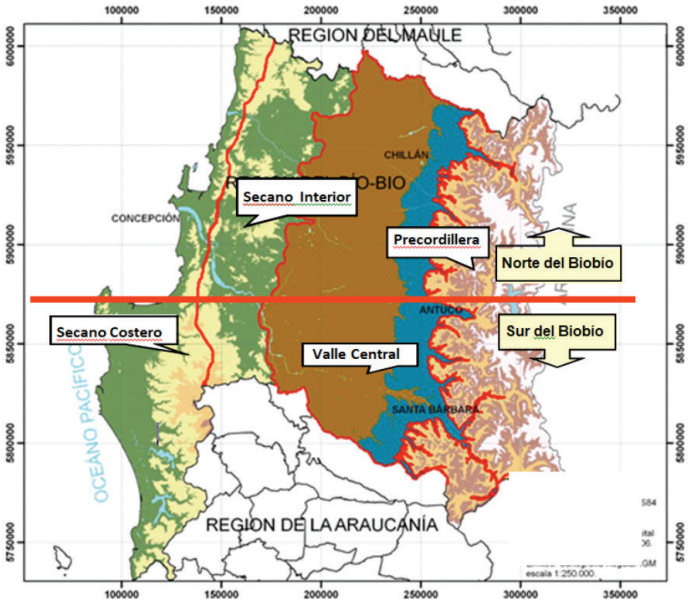


Figura N° 1
MACROZONAS DEFINIDAS DE ACUERDO A CATEGORÍAS LATITUDINALES Y LONGITUDINALES

Variabilidad Morfológica de Frutos

A partir de los frutos obtenidos desde cada uno de los 42 árboles colectados fueron establecidas 3 repeticiones de 30 frutos cada una, las que se utilizaron para determinar las variables: **número de frutos por kilogramo, índice de forma del fruto**[84], peso seco de los frutos, semillas y pulpa y el porcentaje en peso de la pulpa respecto del fruto completo. La evaluación de los datos se efectuó a nivel de árboles individuales y agrupándolos en categorías geográficas. Para esto último se agrupó a los árboles en dos categorías de latitud (norte y sur de la región del Bio Bio), en tres categorías de altitud (0-200, 200-400 y 400-600 msnm) y en cuatro categorías de variación longitudinal o relieve (secano costero, secano interior, valle central y precordillera). Para determinar la existencia de diferencias significativas ($p>0,05$) entre las medias de las variables medidas se utilizó la prueba de agrupamiento de Scott y Knott (1974), para este efecto se usó el software estadístico INFOSTAT ®.

Variabilidad en Crecimiento y Supervivencia de Plantas

Se estableció un ensayo donde se representan 42 progenies de peumo, correspondientes a los mismos árboles seleccionados en distintas localidades de la región del Bio Bio que se usaron para la caracterización morfológica de los frutos (Cuadro N° 1). El ensayo se instaló en agosto de 2014, en terrenos del Museo Mapuche de Cañete, en la provincia de Arauco, región del Bio Bio (UTM 18H 641305.36 – 581276.30; 80 msnm) y consta de 25 bloques, en cada uno de los cuales cada progenie se representa por una planta. En su plantación se utilizaron plantas de una temporada de viverización, producidas en *speedling trays* de 84 cavidades de 130 cm^3 cada una, usando como sustrato corteza compostada de pino, enriquecida con un fertilizante comercial de liberación controlada, con relación NPK de 16:8:12 a razón de 3 kg/m^3 de sustrato.

La plantación del ensayo se realizó a un espaciamiento de 2,5 x 2,5 m en casillas efectuadas sobre un terreno previamente rozado y tratado con herbicida de pre plantación. Posteriormente se rodeó cada planta con un protector individual; en 12 bloques se usó malla rashell de 80% de sombreamiento y una longitud de 80 cm, sostenida con tres estacas de madera alrededor de la planta; en los otros 13 bloques se usó secciones de 30 cm de una manga continua de malla plástica semirrígida, de 10 cm de diámetro y sostenida alrededor de la planta mediante una varilla de alambre. En octubre de 2015, 15 meses después de su establecimiento, se midió la altura (H) y diámetro de cuello (D) de todas las plantas que componen el ensayo y se contabilizó la supervivencia (S) de las mismas.

A nivel de procedencias y progenies se realizó un análisis estadístico descriptivo para las variables altura, diámetro y supervivencia. Este se complementó con análisis de varianza y pruebas de comparación múltiple de medias (Prueba de Scott y Knott;

84 Índice de forma = Diámetro polar/ Diámetro ecuatorial

alfa=0,05), con la finalidad de detectar diferencias estadísticamente significativas a nivel de procedencia y progenies. En esta evaluación se usó un modelo de bloques completos al azar, donde las procedencias y progenies fueron los tratamientos evaluados en 25 bloques. De este modo, la variación se segregó entre los tratamientos (procedencias y progenies), separando la fracción de la variación debida al efecto de los protectores, la que quedó enmascarada en la fuente de variación correspondiente a los bloques.

RESULTADOS DE VARIABILIDAD MORFOLÓGICA DE FRUTOS

Variabilidad de Frutos por Árbol

El fruto del peumo corresponde a una drupa ovalada, carnosa, comestible, lisa, de color rojo a rosado y que presenta considerable variación de forma tamaño y color (Figura N° 2). Tal variación obedece a causas genéticas, ambientales y a la interacción de ambas. En alguna medida las diferencias tienen un origen genético y en otra corresponden a efectos de la variación ambiental y microambiental de variables tales como la temperatura, exposición a heladas, humedad del suelo, cercanía a fuentes de agua, radiación solar, sombreamiento de la copa, entre otras. No siendo materia de este estudio identificar el origen de la variación observada, en los apartados siguientes se procede solo a caracterizarla y describirla.

(Fotos: P. Chung)

Figura N° 2
VARIABILIDAD EN TAMAÑO, FORMA Y COLOR DE LOS FRUTOS DE PEUMO

El análisis del número de frutos por kilogramo en árboles individuales de peumo revela una gran variabilidad en este parámetro, denotando una importante diferenciación del tamaño y peso de los frutos. Los valores más altos, que indican frutos de menor tamaño y peso, los exhibieron los árboles 15-Polcura, 23-Las Rosas y 6-Antuco con valores de 1.877, 1.516 y 1.463 frutos/kg. Por el contario, el árbol 40-Quillón registró un valor promedio de solo 446 frutos/kg, debido al gran tamaño y peso de sus frutos. Los resultados de las variables analizadas a nivel de árboles individuales se presentan en el Cuadro N° 2.

Los resultados obtenidos también muestran una gran variación en la forma de los frutos (diámetro polar, ecuatorial e índice de forma) entre los árboles evaluados. El diámetro polar máximo se registró en el árbol de 40-Quillón, con 23,86 mm, valor que casi duplicó a la media del árbol 6-Antuco que registró un valor de 12,57 mm. Respecto al diámetro ecuatorial, el árbol 41-Coronel exhibió el mayor valor (12,82 mm), el que fue aproximadamente un 50% superior a la media del árbol 15-Polcura, que con 8,29 mm resultó el valor más bajo para esta variable.

Combinando ambas medidas del diámetro en la variable índice de forma, se pudo distinguir que los frutos de los 42 individuos conforman cuatro grupos de acuerdo a la prueba de comparación de medias de Scott y Knott; los valores máximos los presentaron los árboles 38-Tomeco y 7-Yumbel con valores de 2,2 y 2,06, respectivamente, correspondiendo a frutos con una forma de tipo alargada. En tanto, los menores valores de índice de forma, obtenidos en los árboles 42-Coronel y 13-Rosal 3 con 1,15 y 1,2 respectivamente, representan a frutos con una forma de tipo redondeada (Cuadro N° 2). Cabe señalar que los valores del índice de forma se presentaron muy estables entre los frutos de un mismo árbol.

Se analizó las variable peso seco de los frutos completos, así como de la pulpa y la semilla que los componen, para reflejar la variabilidad en la biomasa de frutos entre árboles, así como la cantidad de elementos nutricionales y/o farmacéuticos que pudieran obtenerse de ellos, al respecto se observ**ó** una gran variabilidad en estos parámetros a nivel de árboles individuales. (Cuadro N° 2).

A nivel de valores medios por árbol individual, el peso seco de los frutos completos fluctúa ampliamente entre 0,31 y 1,13 gramos, con un valor promedio de 0,7 g/fruto. Respecto a sus componentes, la semilla representa del orden del 75% del peso seco del fruto (variando entre 55 y 85%), esta registra valores medios por árbol de 0,24 a 0,83 g y un valor medio general de 0,52 g; la pulpa por su parte corresponde aproximadamente al 25% del peso del fruto, en promedio pesa 0,18 g, y a nivel de árboles individuales sus medias fluctúan entre 0,07 y 0,43 g. Para los tres elementos las medias de peso seco presentan diferencias estadísticamente significativas, verificándose el agrupamiento que se detalla en el Cuadro N° 2.

Cuadro N° 2
VARIABILIDAD DE FRUTOS DE PEUMO A NIVEL DE ÁRBOLES INDIVIDUALES ORDENADOS DE MAYOR A MENOR TAMAÑO DE FRUTO

Código Árbol Madre/ Progenie	Frutos (N/ Kg)	Índice de Forma	Peso Seco (g)			Pulpa en Frutos (%)
			Fruto	Semillas	Pulpa	
40	446 a	1,94 b	1,13 a	0,71 c	0,43 a	1,94 b
41	560 b	1,32 d	1,08 b	0,83 a	0,25 d	1,32 d
14	593 b	1,63 c	0,95 c	0,62 e	0,33 b	1,63 c
36	600 b	1,59 c	0,97 c	0,74 b	0,23 e	1,59 c
30	643 c	1,37 d	0,82 e	0,55 g	0,28 c	1,37 d
3	644 c	1,23 d	0,92 d	0,77 b	0,15 j	1,23 d
24	669 d	1,53 c	0,83 e	0,62 e	0,21 f	1,53 c
32	673 d	1,34 d	0,94 c	0,73 c	0,21 f	1,34 d
18	697 d	1,41 d	0,89 d	0,76 b	0,14 l	1,41 d
10	732 e	1,55 c	0,72 h	0,50 h	0,22 f	1,55 c
42	732 e	1,15 d	0,86 e	0,74 b	0,12 m	1,15 d
9	735 e	1,31 d	0,79 f	0,54 g	0,25 d	1,31 d
8	747 e	1,60 c	0,73 h	0,45 j	0,27 c	1,60 c
29	751 e	1,76 b	0,75 g	0,50 h	0,25 d	1,76 b
34	755 e	1,82 b	0,78 f	0,59 f	0,19 g	1,82 b
4	758 e	1,29 d	0,79 f	0,66 d	0,13 m	1,29 d
11	775 e	1,80 b	0,76 g	0,53 h	0,23 e	1,80 b
12	775 e	1,55 c	0,77 g	0,58 g	0,19 h	1,55 c
38	802 e	2,20 a	0,69 i	0,52 h	0,16 i	2,20 a
35	835 f	1,38 d	0,73 h	0,55 g	0,17 i	1,38 d
33	861 f	1,57 c	0,67 i	0,48 i	0,19 h	1,57 c
37	861 f	1,62 c	0,67 i	0,47 i	0,20 g	1,62 c
26	866 f	1,52 c	0,72 h	0,52 h	0,20 g	1,52 c
2	886 g	1,45 c	0,65 i	0,53 h	0,12 m	1,45 c
22	894 g	1,54 c	0,65 i	0,50 h	0,14 k	1,54 c
16	897 g	1,36 d	0,68 i	0,55 g	0,13 m	1,36 d
19	900 g	1,60 c	0,65 i	0,46 j	0,19 h	1,60 c
20	905 g	1,53 c	0,64 i	0,45 j	0,18 h	1,53 c
21	914 g	1,53 c	0,66 i	0,49 i	0,17 i	1,53 c
5	984 h	1,53 c	0,56 k	0,46 j	0,10 n	1,53 c
1	993 h	1,44 c	0,60 j	0,45 j	0,15 k	1,44 c
31	1017 h	1,32 d	0,55 k	0,38 l	0,18 h	1,32 d
17	1036 i	1,42 d	0,58 k	0,45 j	0,12 m	1,42 d
7	1037 i	2,06 a	0,53 l	0,39 l	0,15 k	2,06 a
27	1070 i	1,33 d	0,61 j	0,51 h	0,10 n	1,33 d
39	1145 j	1,56 c	0,51 l	0,41 k	0,10 n	1,56 c
13	1150 j	1,20 d	0,52 l	0,45 j	0,07 o	1,20 d
25	1163 j	1,37 d	0,53 l	0,38 l	0,15 k	1,37 d
28	1237 k	1,49 c	0,50 l	0,37 l	0,14 l	1,49 c
6	1463 l	1,33 d	0,37 m	0,27 m	0,10 n	1,33 d
23	1516 m	1,48 c	0,36 m	0,24 n	0,12 m	1,48 c
15	1877 n	1,54 c	0,31 n	0,24 n	0,07 o	1,54 c

Letras distintas en misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (Scott y Knott, p<0,05)

Variabilidad de Frutos por Categoría de Relieve

Los frutos con menor tamaño y peso son los que se encuentran en la zona de Precordillera (1.053 frutos/kg). Por el contrario, el área correspondiente al secano costero presenta semilla más grande y de mayor peso, resultando en un menor número de unidades por kilogramo (829 frutos/kg). Ambas situaciones son estadísticamente diferentes entre sí y también difieren de lo observado en el secano interior y el valle central, en estas últimas se contabilizan 876 frutos/kg (Cuadro N° 3).

Cuadro N° 3
VARIABILIDAD DEFRUTOS DE PEUMO A NIVEL DE CATEGORÍAS DE RELIEVE

Relieve	Frutos (N/kg)	Índice de Forma	Peso Seco			Pulpa en Frutos (%)
			Fruto (g)	Semillas (g)	Pulpa (g)	
Precordillera	1053 a	1,42 b	0,65 c	0,50 c	0,15 c	23,1 c
Secano Costero	829 c	1,31 b	0,78 a	0,65 a	0,13 d	16,7 d
Secano Interior	876 b	1,57 a	0,69 b	0,53 b	0,17 b	24,6 b
Valle Central	876 b	1,54 a	0,70 b	0,49 c	0,21 a	30,0 a

Letras distintas en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (Scott y Knott, $p<0,05$)

Respecto a las medias obtenidas para el índice de forma, se observa la conformación de dos grupos con diferencias estadísticamente significativas, uno formado por las áreas Secano Interior y Valle Central con frutos más alargados (mayor índice de forma), y el otro formado por las zonas de Precordillera y Secano Costero, con valores medios más bajos y formas de fruto más redondeadas.

La composición en peso de los constituyentes del fruto es variable en las distintas zonas analizadas. El mayor peso seco de los frutos (0,78 g) se presenta en el Secano Costero, donde también se encuentra la mayor participación en peso de la semilla (83,3%), y la menor de la pulpa (16,7%). Por el contario, los frutos más livianos se encuentran en la zona de precordillera (0,65 g), donde la semilla y pulpa representan el 76,9 y 23,1% del peso, respectivamente.

Los frutos con mayor proporción de pulpa se encuentran en el Valle Central, donde esta representa el 30% del peso del fruto, valor que es casi el doble del registrado en el Secano Costero.

Tanto para los frutos como para las semillas se observa una disminución de sus pesos desde la costa hacia la cordillera, sin embargo para el peso de la pulpa no se observa esta misma tendencia.

Variabilidad de Frutos por Altitud

En relación al número de frutos por kilogramo, se observa que sobre 400 msnm los frutos son más pequeños y más livianos, obteniéndose valores de 1.441 frutos/kg; en los dos pisos altitudinales menores, los frutos son de mayor envergadura, registrándose 855 unidades por kilogramo (Cuadro N° 4).

Cuadro N° 4
VARIABILIDAD DE FRUTOS DE PEUMO A NIVEL DE CATEGORÍAS DE ALTITUD

ALTITUD (msnm)	Frutos (N°/kg)	Índice de Forma	Peso Seco Fruto (g)	Peso Seco Semillas (g)	Peso Seco Pulpa (g)	Pulpa en Frutos (%)
0 - 200	855 b	1,52 a	0,72 a	0,53 a	0,19 a	26,4 a
200 - 400	855 b	1,52 a	0,72 a	0,54 a	0,18 b	25,0 b
400 - 600	1441 a	1,47 a	0,41 b	0,32 b	0,09 c	21,9 c

Letras distintas en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (Scott y Knott, p<0,05)

Respecto al índice de forma de frutos no se observan diferencias entre las distintas categorías de altitud. El peso seco de los frutos de peumo, así como se vio con su tamaño, es significativamente mayor bajo los 400 metros de altitud.

La misma tendencia se verifica con el peso de su semilla, que es la principal componente del fruto, y con el peso de la pulpa. Todos ellos varían en forma inversamente proporcional a la altitud. La mayor proporción en peso de la pulpa respecto del fruto se encuentra en el primer piso altitudinal (26,4%), mientras que el valor más bajo (21,2%) se encuentra en el tercer piso analizado.

Variabilidad de Frutos por Latitud

El número de frutos por kilogramo varió significativamente entre las zonas norte y sur de la región del Bio Bio, aunque en menor magnitud que lo observado en el análisis de altitud y de relieve. En términos generales los frutos obtenidos en la zona sur son más pequeños que los de la zona norte (Cuadro N° 5).

Cuadro N° 5
VARIABILIDAD DE FRUTOS DE PEUMO A NIVEL DE CATEGORÍAS DE LATITUD

Latitud	Frutos (N°/kg)	Índice de Forma	Peso Seco Fruto (g)	Peso Seco Semillas (g)	Peso Seco Pulpa (g)	Pulpa en Frutos (%)
Bio Bio Norte	842 b	1,54 a	0,73 a	0,54 a	0,19 a	25,5 a
Bio Bio Sur	959 a	1,48 a	0,66 b	0,50 b	0,17 b	25,6 a

Letras distintas en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (Scott y Knott, p<0,05)

Respecto del índice de forma de los frutos, al igual que se observó en el análisis de altitud, no se evidencian diferencias significativas entre las zonas analizadas.

Con respecto al peso seco del fruto, el mayor valor se presenta en la zona norte, influenciado por el mayor tamaño de los frutos de esta zona, y diferenciándose significativamente del valor registrado para la zona sur. La misma tendencia se verifica también para los pesos secos de la semilla y pulpa.

Respecto a la proporción en peso de la pulpa respecto al fruto completo, tanto la zona norte como la zona sur, alcanzan valores muy similares que no sobrepasan el 26%.

RESULTADOS DE VARIABILIDAD EN CRECIMIENTO Y SUPERVIVENCIA DE PLANTAS

Situación General del Ensayo

A los 15 meses de edad las plantas del ensayo presentan alta supervivencia, con una media que llega a 94,3% y que a nivel de progenies fluctúa entre 76 y 100% (Cuadro N° 6), con solo 8 de las 42 progenies con valores inferiores al 90%. Al respecto, Quiroz *et al*. (2012), en plantaciones de restauración efectuadas con peumo, también señalan altas tasas de supervivencia incluso sin uso de protectores.

Por el contrario, plantaciones de peumo de un año de edad establecidas en Los Vilos y Rapel logran una supervivencia menor; 72% en la primera localidad y 10 a 37% en la segunda (Barros y Schickhardt, 1978; 1979).

Contrariamente, el crecimiento resulta deficitario. Tras 15 meses en terreno las plantas presentan altura media de 10,7 cm y un diámetro de cuello de 2,3 mm (Cuadro N° 6), valores que no representan un incremento significativo respecto del que tenían las plantas al final de su viverización, antes de ser plantadas en el ensayo (INFOR, 2014). Esta diferencia se explica en gran medida por el hecho de que muchas plantas sufrieron la desecación de la parte aérea durante su primer periodo estival en terreno, de modo que al momento de la medición solo exhibían un pequeño rebrote basal de escasa altura y diámetro.

En efecto, plantaciones efectuadas en condiciones más adversas y con considerable menor supervivencia, como las mencionadas por Barros y Schickhardt (1978; 1979), exhibían después de un año en terreno valores medios de altura que fluctuaban entre 12,6 y 16,1 cm, los que resultan mayores a los observados en este ensayo.

Cuadro N° 6
CRECIMIENTO Y SUPERVIVENCIA DE PLANTAS DE PEUMO DE 15 MESES DE EDAD

Variable		Valor
Supervivencia (%)	Prom	94,3
	D.E.	5,5
	V_{MAX}	100,0
	V_{MIN}	76,0
Altura (m)	Prom	10,7
	D.E.	5,0
	V_{MAX}	50,0
	V_{MIN}	2,0
Diámetro de Cuello (mm)	Prom	2,3
	D.E.	0,6
	V_{MAX}	4,4
	V_{MIN}	0,5

Prom: Promedio; DE: Desviación estándar;
V_{MAX}: Valor máximo; V_{MIN}: Valor mínimo.

Crecimiento y Supervivencia por Procedencias

Los resultados de los análisis de varianza para altura y diámetro de cuello indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre procedencias (Cuadro N° 7), pudiéndose individualizar tres grupos de altura, donde destacan con los mejores valores aquellas correspondientes a Coronel, Quillaimavida, Tucapel, Culenco y Santa Juana; mientras que los peores desempeños son los de las procedencias Curapaso, Quilleco, Polcura y Antuco; las procedencias restantes conforman un grupo de altura intermedia entre los dos anteriores.

Para el diámetro de cuello se observa una situación similar, definiéndose tres grupos que con algunas variaciones son similares a los de altura.

La correlación entre ambas variables es alta a nivel de procedencias (r_{H-D}=0,82), de modo que en general los grupos de mayor altura son también los de mejor diámetro de cuello.

Como procedencia individual destaca Coronel, que alcanza los mayores valores en ambas variables; Santa Juana con altos valores de altura y desempeño intermedio en diámetro es la única procedencia que registra 100% de supervivencia.

Por su parte Polcura y Antuco exhiben simultáneamente los valores más bajos en supervivencia, altura y diámetro de cuello.

La correlación entre la supervivencia y las variables de crecimiento es intermedia (r_{S-H}=0,64 y r_{S-D}=0,52), no observándose tendencias evidentes que relacionen a estas variables.

Tampoco se observa una relación clara entre el comportamiento de las procedencias y su ubicación fisiográfica, aunque se detecta cierta tendencia a que las procedencias de precordillera exhiban un comportamiento más deficitario que las restantes, tanto en crecimiento como en supervivencia; complementariamente, las procedencias de secano, particularmente de secano costero, tienden a presentar mejor desempeño que las procedencias de los orígenes restantes.

Crecimiento y Supervivencia por Progenies

A nivel de progenies, en general se observa un comportamiento coherente con el de las procedencias a que pertenecen, es decir que las procedencias de buen desempeño tienen progenies de buen desempeño y viceversa.

No obstante, también se detecta variación entre las progenies dentro de una misma procedencia. Este es el caso, por ejemplo, del material de Culenco, donde dos de sus progenies (progenies 26 y 27) se encuentran entre las de mejor comportamiento en altura, diámetro y supervivencia, mientras que la tercera (progenie 25) exhibe uno de los peores resultados en las tres variables.

En términos de medias por progenies, se distinguen dos grupos estadísticamente homogéneos en altura y cuatro en diámetro, observándose al igual que en el nivel de procedencias, una correlación relativamente alta entre estas dos variables (r_{H-D}= 0,79).

Análogamente también, las correlaciones entre supervivencia y variables de crecimiento son menores, e incluso más bajas que las determinadas a nivel de procedencias (r_{S-H} = 0,52 y r_{S-D} = 0,46).

Las mejores progenies (8, 42, 26 y 27) pertenecen a Yumbel, Coronel y Culenco, mientras que las de menor crecimiento y supervivencia (25, 15 y 6) corresponden a Culenco, Polcura y Antuco.

Los valores específicos de cada variable a nivel de progenies y procedencias se detallan en el Cuadro N° 7.

Cuadro N° 7
MEDIAS DE SUPERVIVENCIA, ALTURA Y DIÁMETRO DE CUELLO PARA PROCEDENCIAS Y PROGENIES DE PEUMO DE 15 MESES DE EDAD

Procedencia	N	S (%)	H (cm)		D (mm)		Progenie	N	S (%)	H (cm)		D (mm)	
Coronel	45	90,0	**12,2**	**a**	2,5	a	**42**	23	92,0	**13,1**	**a**	2,5	a
							41	22	88,0	**11,4**	**a**	2,5	b
Quillaimavida	146	97,3	**11,9**	**a**	2,4	a	**32**	25	100,0	**12,8**	**a**	2,9	a
							34	25	100,0	**12,6**	**a**	2,3	b
							36	25	100,0	**12,1**	**a**	2,7	a
							35	24	96,0	**11,7**	**a**	2,4	b
							37	22	88,0	**11,4**	**a**	1,9	d
							33	25	100,0	**11,1**	**a**	2,1	c
Tucapel	47	94,0	**11,8**	**a**	2,4	a	**4**	24	96,0	**12,2**	**a**	2,4	b
							3	23	92,0	**11,5**	**a**	2,4	b
Culenco	70	93,3	**11,5**	**a**	2,4	a	**26**	25	100,0	**12,9**	**a**	2,7	a
							27	25	100,0	**12,9**	**a**	2,7	a
							25	20	80,0	**8,2**	**b**	1,8	d
Santa Juana	50	100,0	**11,5**	**a**	2,1	b	**17**	25	100,0	**11,7**	**a**	2,3	b
							16	25	100,0	**11,3**	**a**	1,9	d
Copiulemu	49	98,0	**10,8**	**b**	2,3	a	**1**	24	96,0	**10,8**	**a**	2,4	b
							2	25	100,0	**10,8**	**a**	2,3	b
Carrizal	72	96,0	**10,7**	**b**	2,2	a	**24**	24	96,0	**12,2**	**a**	2,5	a
							22	25	100,0	**11,1**	**a**	2,2	b
							23	23	92,0	**8,7**	**b**	1,9	d
Nacimiento	94	94,0	**10,7**	**b**	2,1	b	**18**	24	96,0	**12,8**	**a**	2,4	b
							21	22	88,0	**12,2**	**a**	2,3	b
							19	24	96,0	**9,1**	**b**	2,0	d
							20	24	96,0	**8,7**	**b**	1,8	d
Yumbel	91	91,0	**10,5**	**b**	2,3	a	**8**	23	92,0	**13,3**	**a**	2,7	a
							9	22	88,0	**9,7**	**b**	2,4	b
							7	24	96,0	**9,7**	**b**	2,1	c
							10	22	88,0	**9,3**	**b**	2,1	c
Tomeco	47	94,0	**10,4**	**b**	2,2	a	**38**	24	96,0	**11,9**	**a**	2,6	a
							39	23	92,0	**9,0**	**b**	1,9	d
El Rosal	70	93,3	**10,3**	**b**	2,1	b	**11**	23	92,0	**11,1**	**a**	2,3	b
							12	23	92,0	**10,3**	**b**	2,1	c
							13	24	96,0	**9,6**	**b**	2,1	c
La Obra	74	98,7	**10,3**	**b**	2,3	a	**31**	25	100,0	**11,6**	**a**	2,3	b
							30	25	100,0	**10,8**	**a**	2,8	a
							29	24	96,0	**8,3**	**b**	1,9	d
Cerro Yanqui	24	96,0	**10,0**	**b**	2,2	a	**5**	24	96,0	**10,0**	**b**	2,2	c
Quillón	24	96,0	**9,6**	**b**	2,3	a	**40**	24	96,0	**9,6**	**b**	2,3	b
Curapaso	23	92,0	**8,6**	**c**	2,0	b	**28**	23	92,0	**8,6**	**b**	2,0	d
Quilleco	23	92,0	**8,3**	**c**	2,1	b	**14**	23	92,0	**8,3**	**b**	2,1	c
Polcura	22	88,0	**8,0**	**c**	1,7	c	**15**	22	88,0	**8,0**	**b**	1,7	d
Antuco	19	76,0	**7,0**	**c**	1,8	c	**6**	19	76,0	**7,0**	**b**	1,8	d
Total	**990**	**94,3**	**10,7**		**2,3**			**990**	**94,3**	**10,7**		**2,3**	

Letras distintas en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas entre medias (Scott y Knott, alfa=0,05)

CONCLUSIONES

Variabilidad Morfológica de Frutos

Se confirma una gran variabilidad existente para los distintos lotes que frutos extraídos de 42 árboles respecto de las variables medidas; forma, tamaño, peso y composición de los frutos.

En relación a los factores de clasificación y agrupamiento geográfico de los árboles evaluados (latitud, longitud y altitud), estos parecen influenciar las variables medidas, observándose variaciones estadísticamente significativas entre las distintas zonas de agrupamiento. Se detecta una tendencia relativamente clara a la disminución del tamaño y peso de los frutos en función de la variación longitudinal desde la costa hacia la precordillera y análogamente al aumentar la altitud.

La participación de la pulpa en la composición en peso seco de los frutos exhibe una gran variación entre árboles individuales. Esta importante diferencia puede ser la base para un programa de selección y mejoramiento genético para propiciar el aumento de una o varias características particulares que se quieran mejorar en el ámbito de los recursos alimentarios, así como también en los relacionados con compuestos farmacéuticos que están presentes en esta parte del fruto.

Mediante programas de mejoramiento se puede caracterizar la variación en los atributos de interés y seleccionar procedencias e individuos que otorguen mayores ventajas para el cultivo de peumo con fines productivos específicos.

Cualquier intento de selección de individuos de peumo sobre criterios de productividad y calidad de fruto requerirá conocer la variabilidad en los atributos de interés del fruto y el grado de control genético de esos atributos.

La instalación de ensayos genéticos donde se representen en un sitio común a progenies o réplicas clonales de árboles selectos permitirá generar esa información y de esa forma efectuar una selección más apropiada de los individuos a considerar para la producción de frutos de interés.

La variabilidad detectada entre y dentro de las poblaciones de peumo prospectadas en la región del Bio Bio, sugiere realizar colectas más intensivas para mejorar las estimaciones de la variabilidad genética de la especie en la región y expandir el estudio al resto de la distribución natural de la especie en el país, la que se extiende desde el sur de la provincia del Limarí hasta la provincia de Cautín. Se sugiere también realizar estudios complementarios, que aborden la variabilidad de los frutos de peumo en aspectos químicos relacionados con su utilidad nutricional o farmacéutica.

Variabilidad en Crecimiento y Supervivencia de Plantas

Existen diferencias de crecimiento y supervivencia entre las progenies ensayadas, estas diferencias ocurren entre y dentro de las procedencias, observándose cierta tendencia hacia un mejor desempeño de las procedencias de secano costero y un rendimiento más deficitario de las de precordillera.

La supervivencia es alta y satisfactoria, no así el crecimiento inicial, que es escaso como consecuencia de desecación de plantas.

Para efectos de selección de material genético la evaluación resulta demasiado incipiente, se debe mantener el ensayo y repetir la evaluación en estadios de desarrollo más avanzados.

REFERENCIAS

Arancio, G.; Muñoz, M. y Squeo, F., 2001. Descripción de Algunas Especies con Problemas de Conservación en la IV Región de Coquimbo, Chile. En: Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo. F. A. Squeo, G. Arancio y J. R. Gutiérrez, Eds. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile 6: 63 - 103

Avello, M.; López, C.; Gatica, C.; Bustos, E.; Brieva, A.; Pastene, E. y Bittner, M., 2012. Efectos antimicrobianos de extractos de plantas chilenas de las familias *Lauraceae* y *Atherospermataceae*. Revista Cubana de Plantas Medicinales. 2012; 17(1)73-83.

Barreau, A. y Salas, V., 2009. Plantas que curan, compartiendo vivencias y saberes. Medicina campesina de la Región del Biobío. TAC- Forestal Mininco. 73 p.

Barros, S. y Schickhardt, R., 1978. Resultados de prendimiento y desarrollo de 22 especies, en zonas áridas sometidas a diferentes métodos de plantación. Los Vilos IV región. Instituto Forestal. Informe Técnico N° 70. Santiago. 24 p.

Barros, S. y Schickhardt, R., 1979. Ensayos de métodos de plantación e introducción de especies en zonas áridas y semiáridas. Rapel. Instituto Forestal. Informe Técnico N° 62. Santiago. 24 p.

Chung, P., 2012. Usos, Productos y Procesos. En: Monografía de Peumo, *Cryptocarya alba* (Mol.) Looser. S. Benedetti (Ed.). INFOR – MINAGRI. Pp: 57-58.

CONAF, 1989. Libro Rojo de la Flora Terrestres de Chile. Benoit, I. (Ed.). Corporación Nacional Forestal. Ministerio de Agricultura, Santiago, 157 pp.

De Moraes, P.; Monteiro, R. and Vencovsky, J., 2002. Genetic differentiation and diversity of natural populations of *Cryptocarya* spp. (*Lauraceae*) from the Brazilian Atlantic rain forest. Lundiana 3(2): 99-109.

Hoffmann, A., 1983. El árbol urbano de Chile. Santiago, Chile. Eds.Fundación Claudio Gay. 225 p.

Ibaca, R., 2001. Monografía de árboles y arbustos chilenos con propiedades medicinales aromáticas. Memorias para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Departamento de Silvicultura. 246 p.

INFOR, 2014. Producción de plantas e instalación de ensayo de progenies de peumo (*Cryptocarya alba* (Mol.) Looser). Informe Interno Grupo Conservación y Mejoramiento Genético. INFOR Sede Bio Bio. Concepción. 24 p.

Karimi, H.; Farmani, A. and Nourizadeh, N., 2011. A performance comparison of modern statistical technique for molecular descriptor selection and retention prediction of essential oil from leaves. American Journal of Scientific Research. 38: 36-40.

Martin, F., 1989. Extraíbles químicos de especies nativas en zonas áridas y semiáridas. Revisión Bibliográfica. Documento de Trabajo Nº 24. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI/83/017. 43 p.

Montes, M., 1987. Aspectos de la Medicación Popular en la Región del Bio Bio, Chile. Acta Farm. Bonaerense. 6(2): 115-24.

Montes, M. y Wilkomirsky, T., 1985. Medicina tradicional chilena. Concepción, Chile. Universidad de Concepción. 206 p.

Niemeyer, H.; Bustamante, R.; Simonetti, N.; Teillier, S.; Fuentes, E. y Mella, J., 2002. Historia Natural de la Reserva Nacional Río Clarillo: un espacio para aprender ecología**.** Tercer Curso Regional de Actualización en Biología de la Conservación. Santiago, Chile. 315 p.

Quiroz, I.; Pincheira, M. y Hernández, A., 2012. Restauración Ecológica en la Zona Central de Chile: Técnicas silvícolas para la supervivencia y crecimiento de especies nativas bajo condiciones de estrés hídrico. Informe interno Centro Tecnológico de la Planta Forestal. INFOR.

Rodríguez, R.; Matthei, O. y Quezada M., 1983. Flora Arbórea de Chile. Concepción, Chile. Editorial de la Universidad de Concepción. 408 p.

Sapaj, A., 1998. Potencialidad del bosque esclerófilo del Valle de Colliguay (V Región) para la obtención de productos secundarios. Memorias para optar al título profesional de Ingeniero Forestal. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Escuela de Ciencias Forestales, Departamento de Silvicultura. 108 p.

Schmeda-Hirschmann, G.; Astudillo, L.; Bastida, J.; Codina, C.; De Arias, A; Ferreira, M; Inchaustti, A. and Yaluff, G., 2001. Cryptofolione derivatives from *Cryptocarya alba* fruits. Journal of Pharmacy and Pharmacology, 53: 563–567.

Scott, A. and Knott, M., 1974. Cluster-analysis method for grouping means in analysis of variance. Biometrics, 30:507-512.

Toribio, A.; Bonfils, A.; Delannay, E.; Prost, E.; Harakat, D.; Henon, E.; Richard, B.; Litaudon, M.; Nuzillard, J. and Renault, J., 2006. Novel seco-Dibenzopyrrocoline Alkaloid from *Cryptocarya oubatchensis*. Organic Letters. 8(17): 3825-3828

Vogel, H.; Razmilic, I.; San Martín, J.; Doll, U. y González, B., 2008. Plantas Medicinales Chilenas. Experiencia de Domesticación y Cultivo de Boldo, Matico, Bailahuén, Canelo, Peumo y Maqui. Segunda Edición. Editorial de la Universidad de Talca. 194 p

(Foto: S. Barros)

EPÍLOGO

Veblen *et al*. (1996) comentan que “en Chile, a pesar de los resultados promisorios de varias décadas de ensayos silvícolas, la mayor parte del manejo de los bosques nativos sigue siendo una mera explotación”. De acuerdo a Cano, *et al*., (2016), para el periodo 2001 y 2010 la superficie de degradación en bosque permanente es de 461.231 hectáreas para las regiones de Maule a Los Lagos. Lo que implica que una parte importante de los bosques nativos productivos exhiben una reducción significativa en su capacidad para producir bienes y servicios (ITTO, 2002), y que por lo tanto es urgente su restauración ecológica con base genética.

En este escenario, las plantaciones suplementarias son una alternativa para muchas situaciones de degradación donde se intenta recuperar los bienes y servicios, y por ende la productividad del bosque nativo.

La variación genética es la “dimensión invisible” de la restauración ecológica (Rice y Emery, 2003). Luego, es necesario hacer pruebas de campo para convencer a los restauradores de utilizar técnicas de conservación y de mejoramiento genético que puedan ayudar a recuperar la productividad del bosque nativo, muy especialmente ante la enorme presión de selección del cambio climático.

Muchos restauradores se resisten al uso de plantaciones de especies mixtas, pues perciben que reduce el rendimiento (Knoke *et al*., 2008) y complica las operaciones de manejo forestal. Sin embargo, existen cada vez más pruebas en los bosques naturales (Paquette y Messier, 2011) y en las plantaciones (Plath *et al*., 2011) de que la diversidad interespecifica mejora, o al menos no perjudica la productividad. Las plantaciones mixtas (Kageyama, 2009), en especial las suplementarias, tienen el beneficio adicional de ser probablemente más resistentes a los futuros desafíos sociales (culturales y económicos) y ambientales (estabilidad frente al cambio global, conservación de la biodiversidad), y al cambio climático. Las plantaciones mixtas también pueden tener algunas ventajas financieras que las hacen más atractivas, especialmente para los pequeños propietarios (Paquette y Messier, 2010).

Además, se debe propiciar la investigación de genética molecular en las especies nativas, con énfasis inicial en algunas especies que conforman poblaciones pequeñas. Ello contribuirá a resolver interrogantes relacionadas con la depresión

por endogamia y exogamia, efecto fundador y reducción de la eficacia biológica que sufren estas especies como producto de la reducción de su variación genética (Falk, *et al*., 2006).

Otro tema crucial en la restauración ecológica del bosque nativo es la calidad genética de la semilla, ya que la diversidad e integridad genética son componentes esenciales en la selección del material reproductivo forestal para conseguir una adecuada restauración al utilizar especies nativas.

Atkinson *et al.* (2021) plantean algunas recomendaciones urgentes respecto del suministro de semillas para el éxito de la restauración en Chile, y detallan una serie de indicadores para monitorear el desarrollo de los sistemas nacionales de suministro de semillas de árboles forestales. Tales lineamientos permiten fortalecer los componentes clave, para garantizar que el interés y el impulso reciente en la plantación de árboles den como resultado una restauración que pueda resistir las condiciones futuras, y proporcionar los servicios ecosistémicos que demanda la sociedad.

El sistema de suministro de semillas debe establecerse sobre la base de experiencias e iniciativas exitosas, sugiriéndose algunas acciones para incrementar el uso del material reproductivo forestal apropiado en los proyectos de restauración. Sobre este particular, es importante destacar que en Chile el origen y calidad de las semillas forestales carece de un reglamento que lo regule y certifique (Quiroz *et al*., 2014). Ha habido iniciativas en este sentido, pero no se han implementado ni oficializado. Entre ellas una propuesta de reglamento para semillas y plantas forestales desarrollada por Quiroz y Gutiérrez (2014), donde junto con la propuesta reglamentaria para regular la producción, comercio y certificación de semillas y plantas forestales, se presenta también un mapa con la definición de zonas de procedencia para las especies forestales nativas, sugerido como una primera aproximación para propender al ordenamiento genético y territorial de las semillas forestales en el país.

A continuación, se mencionan algunas de las indicaciones sugeridas por Atkinson *et al*. (2021):

- Integrar las consideraciones de diversidad genética en los planes de resiliencia forestal y adaptación al cambio climático. La discordia entre la escala de las acciones de plantación de árboles para el cambio climático y la calidad del material reproductivo forestal utilizado debe abordarse para ayudar a garantizar que los bosques que se planten hoy puedan adaptarse a las condiciones futuras.

- Utilizar la información de los ensayos de progenie y procedencias para la selección de las fuentes semilleras. Muchos países han tenido en el pasado proyectos extensos en que establecieron ensayos para muchas especies

en amplias áreas. En la medida de lo posible, se deberían reactivar los ensayos antiguos para reevaluarlos y establecer otros nuevos para otras especies nativas.

- Estimular el desarrollo de variedades mejoradas de especies nativas claves y comercialmente importantes.

- Fortalecer los enfoques existentes y desarrollar otros nuevos para proteger las fuentes de semillas *in situ,* considerándolas como recursos económicos valiosos para ayudar a motivar su conservación.

- Determinar las formas más efectivas y socialmente inclusivas de ampliar las colectas de semillas y la propagación del material forestal reproductivo que se base en el éxito pasado o histórico. En Chile, el sector forestal comercial ha desarrollado sistemas eficientes de abastecimiento, almacenamiento y producción de semillas, a menudo con redes a nivel nacional e internacional y altos volúmenes de material forestal reproductivo. Las lecciones aprendidas pueden ayudar a la rápida ampliación de los sistemas de suministro de semillas para especies nativas.

- Considerar el enfoque más rentable para controlar la calidad del material forestal reproductivo de las especies arbóreas nativas. Los métodos de registro y certificación se centran en la colecta y producción de semillas de variedades seleccionadas o mejoradas de especies comercialmente valiosas. Por el contrario, la colecta y producción del material forestal reproductivo nativo a menudo no está regulada, y es necesario evaluar cómo garantizar el control de calidad de este material.

- Estimular la demanda de las partes interesadas en disponer de un apropiado material forestal reproductivo, estipulando condiciones en los mecanismos de financiamiento de proyectos de restauración. Una vez que exista la demanda, se retroalimentará a través de la red de producción y así fortalecerá todo el sistema de suministro de semillas.

Se debe procurar establecer una red que coordine un programa nacional de conservación de material reproductivo forestal *ex situ*, un banco activo que garantice que el material esté disponible para los esfuerzos de restauración y recuperación, asistencia técnica y apoyo educativo y de promoción a través de la red.

REFERENCIAS

Atkinson, R.J.; Thomas, E.; Roscioli, F.; Cornelius, J.P.; Zamora-Cristales, R.; Franco Chuaire, M.; Alcázar, C.; Mesén, F.; Lopez, H.; Ipinza, R.; *et al.* 2021. Seeding Resilient Restoration: An Indicator System for the Analysis of Tree Seed Systems. Diversity 2021, 13, 367. https:// doi.org/10.3390/d13080367

Cano, J.; Sartori, S.; Quintanilla, O. y Oyarzun, O., 2016. Nivel de Referencia de Emisiones Forestales / Nivel de Referencia Forestal Subnacional de Chile. Estrategia Nacional de Cambio Climático y recursos vegetacionales. Corporación Nacional Forestal. 128 p. https://www.enccrv.cl/nref

Falk, D.A.; Richards, C.M.; Montalvo, A.M. and Knapp, E.E., 2006. Chapter 2: Population and Ecological Genetics in Restoration Ecology. En: Foundations of restoration ecology / edited by Donald A. Falk, Margaret A. Palmer, and Joy B. Zedler; foreword by Richard J. Hobbs. pp: 14-41.

ITTO, 2002. ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests. ITTO Policy Development Series No 13. International Tropical Timber Organization in collaboration with the Center for International Forestry Research (CIFOR), the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), the World Conservation Union (IUCN) and the World Wide Fund for Nature (WWF) International 86 p.

Kageyama, P. Y., 2009. Biodiversidade, Sucessão Ecológica e Restauração de Áreas Ciliares. ESALQ/USP Seminário SABESP 19/02/2009. 37 p.

Knoke, T.; Ammer, C.; Stimm, B. and Mosandl, R., 2008. Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. Eur J For Res 127(2):89–101. doi:10.1007/s10342-007-0186-2

Paquette, A. and Messier, C., 2010. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. Front Ecol Environ 8(1):27–34. doi:10.1890/080116.

Paquette, A. and Messier, C., 2011. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. Glob. Ecol. Biogeogr. 20(1):170–180. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00592.x

Plath, M.; Mody, K.; Potvin, C. and Dorn, S., 2011. Establishment of native tropical timber trees in monoculture and mixed-species plantations: small-scale effects on tree performance and insect herbivory. For Ecol. Manag. 261(3):741–750. doi:10.1016/j.foreco.2010.12.004.

Quiroz, I. y Gutiérrez, B., 2014. Propuesta de reglamento para semilla y plantas forestales. Instituto Forestal. Proyecto Innova Chile 11BPC-9967. ISBN 978-956-318-096-1. 74 p.

Quiroz, I.; Gutiérrez, B. y García, E., 2014. Bases para un reglamento de semillas y plantas forestales utilizadas en Chile. Instituto Forestal. Proyecto Fondo de Investigación del Bosque Nativo 028/2010. Documento de Divulgación N° 35. 75 p.

Rice, K.J. and Emery, N.C., 2003. Managing microevolution: Restoration in the face of global change. Frontiers in Ecology 1 (9): 469–478.

Veblen, T.; Hill, R. and Read, J., 1996. Chapter 12. Epilogue: Commonalities and Needs for Future Research. En: The Ecology and Biogeography of *Nothofagus* Forests. pp 387- 397.

(Foto: S. Barros)

RECONOCIMIENTOS

INFOR, lo editores y los autores agradecen a la Corporación Nacional Forestal por el financiamiento del Proyecto “Evaluación de métodos de plantación suplementaria en bosque siempreverde estructuralmente alterado, promoviendo su variabilidad y sustentabilidad” a través del Fondo de Investigación del Bosque Nativo (FIBN).

De la misma forma manifiestan su gratitud al Grupo de Expertos en Recursos Genéticos Forestales que, reunidos en Santa Cruz Bolivia, en octubre 2014, con el auspicio de la Agencia Española de Cooperación Internacional para Desarrollo (AECID), BIOVERSITY e INIA de España, establecieron las bases científicas para la ejecución de este proyecto de restauración ecológica con base genética en Chile. Mención especial para el Dr. Ricardo Alía (INIA - España) y Evert Thomas (BIOVERSITY).

También un reconocimiento a los Ingenieros Forestales German Clasing, Neftali Soto, Dr. Celso Navarro, Gloria Vargas, Dr. Jose Antonio Cabello, Dra. Yasna Rojas, Santiago Barros, Jorge Gonzalez, Patricio Rojas, Dante Corti, Jorge Cabrera, Laura Koch y Dr. Jaime Espejo, por su dedicación y constante apoyo en el desarrollo y concreción de este proyecto. A las sugerencias de los profesores visitantes al ensayo de la plantación suplementaria, Dr. Leonado Gallo (INTA, Argentina), Dr. Carlos Magni (U. de Chile), Dr. Alexis Ducuosso (INRA, Francia), Dr. Rodrigo Hasbun (U. de Concepción) y Dra. Cara Nelson (U. de Montana, EE. UU). Al personal administrativo Señoras Rosmari Lacoste, Sandra Carcamo y Pamela Robles, por su paciencia y comprensión.

Al Centro Tecnológico de la Planta (CTP - INFOR) por la viverización del material reproductivo forestal y al Centro de Mejoramiento Genético de Huillilemu (CONAF) por su constante apoyo. Palabras especiales de gratitud para el Sr. Jorge Acevedo, escalador (INFOR), al capataz del predio Pumillahue de la Corporación Nacional Forestal Sr. Luis Riquelme y a los trabajadores independientes Señores Jose Chuñil y Fabriciano Montero.

Braulio Gutiérrez Caro: Ingeniero Forestal de la Universidad de Chile, con más de 20 años de experiencia como investigador del instituto forestal, donde se ha especializado en la ejecución y dirección de diversos programas de mejoramiento genético en especies forestales nativas y exóticas. Autor de más de 70 publicaciones técnicas y de difusión en el ámbito del mejoramiento genético. Es miembro del Comité Editor de INFOR y de la Revista Ciencia & Investigación Forestal de la institución. Ha sido galardonado con la Distinción Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chile y el Premio a la Excelencia Académica otorgado por el Colegio de Ingeniero Forestales.
Instituto Forestal, Chile.
bgutierr@infor.cl • www.infor.cl

María Paz Molina Brand: Ingeniero Forestal Universidad de Chile y Master en Investigación para la Conservación y Uso Sostenible de Ecosistemas Forestales, Universidad de Valladolid, España. Ha sido Investigadora y Jefe de Proyectos de INFOR por más de 30 años y actualmente es la Encargada Nacional de la Línea de Investigación Conservación y Mejoramiento Genético de Recursos Genéticos Forestales. Ha participado en alrededor de 90 publicaciones técnicas y científicas y en 28 proyectos de I+D con fondos nacionales e internacionales que involucran el mejoramiento genético de especies forestales exóticas y nativas y la conservación *ex situ* y rehabilitación de ecosistemas nativos degradados.
Instituto Forestal, Chile.
mmolina@infor.cl • www.infor.cl

INFOR Instituto Forestal

www.infor.cl