



LOS BOSQUES RELICTOS DE RUIL: ECOLOGÍA, BIODIVERSIDAD, CONSERVACIÓN y RESTAURACIÓN

EDITOR

José San Martín Acevedo

2022



LOS BOSQUES RELICTOS DE RUIL: ECOLOGÍA, BIODIVERSIDAD, CONSERVACIÓN y RESTAURACIÓN

EDITOR

José San Martín Acevedo

2022

ISBN Versión Impresa: N° 78-956-410-577-2

Contacto:

José San Martín Acevedo

jsanmartinac@gmail.com

FOTOS PORTADA:

Fotos de izquierda a derecha:

1. *Puma concolor*
2. *Chloraea gavilu*
3. *Bomarea salsilla*
4. *Gavilea longibracteata*
5. *Campephilus magellanicus*

Diseño y diagramación *Felipe Geoffroy Mansilla*

Impreso en El Sur Impresores Ltda.

IMPRESO EN CHILE / PRINTED IN CHILE

Todos los derechos de este libro están reservados y se permite la reproducción parcial de la información con fines académicos, citando la fuente.

AGRADECIMIENTOS

Este libro fué patrocinado por el Instituto Forestal, y su diagramación e impresión con el aporte de CMPC.



La misión del Instituto Forestal (INFOR) es contribuir al desarrollo forestal chileno, fomentando el uso sustentable de los ecosistemas forestales para el beneficio de la sociedad, a través de la creación y transferencia de conocimientos, de productos y servicios innovadores de excelencia, y de información forestal relevante y oportuna para la toma de decisiones. Por ello, no es grato entregar el patrocinio a esta obra, que reúne las principales investigaciones realizadas en Ruil por destacados académicos del país.



En CMPC entendemos que nuestro trabajo depende de los recursos naturales, y nuestro compromiso con la crisis climática y la conservación de la biodiversidad es urgente y firme.

CMPC, porque juntos creamos valor natural.

ÍNDICE

	Pág.
CAPÍTULO I	
ANÁLISIS HISTÓRICO Y SITUACIÓN ACTUAL Y FUTURA DEL BOSQUE DE RUIL	19
1. DINÁMICA SOCIOECONÓMICO Y ECOLÓGICA DE LOS BOSQUES DE RUIL	21
1.1 Análisis Histórico de los Bosques de Ruil José San Martín A.	29
1.2 Situación Actual y Futuro de los Bosques de Ruil Luis Opazo U.	51
CAPÍTULO II	
TAXONOMÍA, DISTRIBUCIÓN, ECOLOGÍA Y DINÁMICA DE LOS BOSQUES	67
1. TAXONOMIA, BIOLOGÍA Y ECOLOGIA DEL RUIL	69
José San Martín A.	
1.1 Taxonomía y Caracterización Fenotípicas de Ruil	69
1.2 Arquitectura y Caracterización Fenotípica de <i>Nothofagus alessandrii</i>	78
1.3 Biogeografía de <i>Nothofagus</i> Distribución Botánico-Ecológica y Superficie de Ruil	93
1.4 Tipo y Tamaño de Fragmentos	100
1.5 Vegetación Asociada	104
1.6 Autoecología y Dinámica de los Bosques	109
1.7 Crecimiento y Desarrollo de Plantas	114
1.8 Ecología y Dinámica de los Bosques	115
1.9 Bibliografía	124
CAPÍTULO III	
COMPONENTES DEL ECOSISTEMA	135
1. EL PERFIL BIOCLIMÁTICO DEL TERRITORIO DEL BOSQUE DE N. ALESSANDRII Y LAS AMENAZAS DEL CAMBIO CLIMÁTICO	137
Fernando Santibáñez Q. y Paula Santibáñez V.	
1.1 Factores Genéticos del Clima Costero	137
1.2 Los Nuevos Escenarios que Enfrentaría El <i>N. alessandrii</i> durante el Siglo XXI	140
1.3 El Perfil Bioclimático del Bosque de <i>N. alessandrii</i>	143
1.4 Perspectivas para una Adaptación y/o Conservación de <i>N. alessandrii</i> bajo los Nuevos Escenarios Bioclimáticos	150
1.5 Bibliografía	152
2. SUELO EN LOS BOSQUE DE RUIL	155
Jorge Toro V.	
2.1 Factores que Influyen en la Formación de Suelos	156
2.2 Impacto de los Factores de Formación de Suelos Bajo Rodales de Hualo y Ruil	167
2.3 Dinámica de Las Transformaciones en Suelos Bajo los Fragmentos Boscosos de Ruil	171
2.4 Bibliografía	173
3. ORGANIZACIÓN VERTICAL DE LA ESTRUCTURA FLORÍSTICA Y VEGETACIONAL DE RUILARES	177
José San Martín A.; Pedro Garrido V. y Persy Gómez de la F.	
3.1 Estructura Vertical de los Bosques de Ruilares	177
3.2 Especies Herbáceas Residentes Umbrófilas y de Borde en Bosques de Ruil	200
3.3 Especies Transitorias en Praderas y Matorrales Vecinas al Bosque de Ruil	202
3.4 Especies de Herbáceas en Postincendios	204
3.5 Bibliografía	211

4. FLORA PTERIDOFITA	217
Patricio Peñailillo B.	
4.1 Ciclo de Vida de los Helechos	218
4.2 Morfología de un Esporófito Tipo	219
4.3 Importancia Ecológica de los Pteridófitos	222
4.4 Los Helechos y sus Usos para el hombre	222
4.5 Diversidad Taxonómica de la Flora Pteridofítica Asociada al Bosque de Ruil	223
4.6 Descripción de los Helechos en el Bosque de Ruil	225
4.7 Bibliografía	234
5. HONGOS NO LIQUENIZADOS: DIVERSIDAD, FUNCIONES, CONSERVACIÓN Y USOS	245
Götz Palfner; Angélica Casanova K.; Viviana Salazar V.; Ariel Riquelme V. y Rómulo Santelices M.	
5.1 Caracterización de la Comunidad de Macrohongos	249
5.2 La Micobiota de <i>N. alessandrii</i> ante el Cambio Climático, Cambio de Uso del Suelo y otras Amenazas	261
5.3 Aplicación de Hongos Micorrícicos en Restauración y Reforestación de Bosque de <i>N. alessandrii</i>	263
5.4 Conclusiones y Desafíos Pendientes	265
5.5 Bibliografía	267
6. BRIÓFITOS-LIQUENES Y ALGAS	273
Iris Pereira R.	
6.1 Biología de los Briófitos	273
6.2 Biología de la Flora Algal: Cianobacterias y Clorófitas	286
6.3 Micobiotas de Tipo de Líquenes	291
6.4 Bibliografía	310
7. AVES Y MAMÍFEROS DEL BOSQUE DE RUIL	315
Pedro Garrido V.	
7.1 Diversidad de Aves y Mamíferos	317
7.2 Origen Biogeográfico de Aves y Mamíferos	319
7.3 Estado de Conservación de Aves y Mamíferos	320
7.4 Amenazas a las Aves y Mamíferos	321
7.5 Bibliografía	326
8. ANFIBIOS Y REPTILES DEL BOSQUE DE RUIL	339
Juan Carlos Ortiz y Raúl Briones P.	
8.1 Fauna Herpetológica	341
8.2 Situación de los Herpetozoos del Bosque Maulino	349
8.3 Estados de Conservación	355
8.4 Amenazas	356
8.5 Bibliografía	359
9. INSECTOS (ARTHROPODA: INSECTA) ASOCIADOS A FOLLAJE DE RUIL, NOTHOFAGUS ALESSANDRII	363
Mario Elgueta; Marcelo Guerrero; Francisco Urra y Jorge Pérez-Sch.	
9.1 Órdenes y Especies Recolectadas en Ruil	363
9.2 Especificidad de Insectos Asociados A Ruil	377
9.3 ¿Por Qué tan Bajo Número de Especies y de Especificidad?	378
9.4 Bibliografía	379

CAPÍTULO IV CONSERVACIÓN

385

1. RECONEXIÓN DE UNA RED PLANTA-POLINIZADOR EN UN AMBIENTE INCENDIADO: INTERACCIONES PERDIDAS Y ENCONTRADAS	387
Milton Ortuño; Paloma Juliá y Rodrigo Medel	
1.1 La Perturbación de Gran Escala	389
1.2 El Proceso de Reconexión de Interacciones	391
1.3 ¿Qué Hemos Aprendido hasta Ahora?	397
1.4 Bibliografía	400
2. INVASIONES BIOLÓGICAS EN UN BOSQUE FRAGMENTADO: AUMENTANDO LA COBERTURA DEL DOSEL CONSERVAMOS EL BOSQUE DE RUIL	405
Persy Gómez de la F. y Ramiro Bustamante A.	
2.1 El Caso del Bosque Maulino: Invasión de <i>Pinus radiata</i> D. Don y <i>Teline monspessulana</i> (L.) K. Koch.	407
2.2 Efecto de la Cobertura del Dosel y Densidad de Especies Nativas en la Invasión de <i>Pinus radiata</i> D. Don y <i>Teline monspessulana</i> (L.) K. Koch	408
2.3 Implicancias para la Conservación de los Bosques de Ruil	409
2.4 Bibliografía	412
3. LA INFLUENCIA DEL FUEGO EN LA DINÁMICA DE LOS BOSQUES DE <i>NOTHOFAGUS ALESSANDRII</i>	417
Mauro González C.; Constanza Becerra R.; Antonio Lara A. y Christian Little C.	
3.1 La Tala y Roce a Fuego de los Bosques Maudinos	417
3.2 La Influencia del Fuego en la Ecología y Dinámica de los Bosques de Ruil	418
3.3 Condiciones de <i>Hábitat</i>	418
3.4 Características Autoecológicas de Ruil	419
3.5 Composición y Estructura de los Bosques de Ruil	419
3.6 Respuesta Postfuego de los Bosques de Ruil Afectados por el Megaincendio "Las Máquinas"	419
3.7 Bibliografía	428
4. IMPACTOS DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO SOBRE LOS PATRONES ESPACIALES DE FRAGMENTACIÓN DE LOS BOSQUES DE <i>NOTHOFAGUS ALESSANDRII</i> (RUIL), ESPECIE ENDÉMICA Y AMENAZADA DE CHILE	431
Cristián Echeverría L.; P. Wilson; Rómulo Santelices M.; A.M. Cabrera y R. Fuentes	
4.1 Métodos para el Análisis de Cambio de Uso y Cobertura del Suelo de la Cordillera de la Costa de la Región del Maule	434
4.2 Cambios en el Paisaje Costero de la Región del Maule	434
4.3 Análisis de Cambio de Bosque de <i>Nothofagus alessandrii</i> a otras Coberturas y Usos de Suelo	437
4.4 Análisis Morfológicos de los Patrones Espaciales de Fragmentación de Bosques de <i>Nothofagus alessandrii</i> .	439
4.5 Implicancias para la Conservación de <i>Nothofagus alessandrii</i>	442
4.6 Bibliografía	444
5. HISTORIA DE VIDA, DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA GENÉTICA PARA LA CONSERVACIÓN DE RUIL	447
Freddy Mora P. y Cristian Torres	
5.1 Relaciones Entre Los Rasgos de Historia de Vida y Diversidad Genética Del Ruil	447
5.2 Diversidad y Estructura Genética en el Género <i>Nothofagus</i> y en el Ruil	449
5.3 Aplicaciones de la Diversidad y Estructura Genética para la Conservación de la Especie	452
5.4 Bibliografía	455

CAPÍTULO V

CONSIDERACIONES TÉCNICAS PARA LA RESTAURACIÓN DE BOSQUES DE RUIL

459

1. RESTAURACIÓN DE BOSQUES DE RUIL: LÍNEA BASE, DESARROLLO E IMPLEMENTACIÓN DEL PLAN DE RESTAURACIÓN EN PREDIO EL DESPRECIO, REGIÓN DEL MAULE	461
Mauro González C.; Constanza Becerra-Rodas; Ivonne Molina; Antonio Lara A. y Christian Little C.	
1.1 Antecedentes Generales	461
1.2 Usos de Suelo y Fragmentación del Paisaje en Áreas Adyacentes al Proyecto	463
1.3 Desarrollo del Plan de Restauración	464
1.4 Conclusiones y Desafíos Futuros	470
1.5 Bibliografía	473
2. TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA CON RUIL	477
Iván Quiroz M.	
2.1 Factores Ambientales que Afectan a Ruil	479
2.2 Calidad de Plantas	483
2.3 Establecimiento de Ruil	486
2.4 Bibliografía	492
3. OPORTUNIDADES PARA LA RESTAURACIÓN DE LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA Y BIENESTAR HUMANO EN EL PAISAJE COSTERO DE LA REGIÓN DEL MAULE	495
Cristián Echeverría L.; Rodrigo Fuentes; Ariel Herrera; James Mc Breen Mauricio Aguayo; Alejandra Engler; Francisco De La Barrera; Diego Vega y Pedro Garrido V.	
3.1 Introducción	495
3.2 Criterios para la Restauración del Paisaje Secano Costero de la Región del Maule y Metodología de Evaluación de Oportunidades de Restauración (ROAM)	496
3.3 Comentarios Finales	508
3.4 Bibliografía	509
4. CARACTERIZACIÓN DEL PATRÓN ESPACIAL DEL ESTRATO ARBÓREO DE UN ECOSISTEMA DE REFERENCIA DE <i>Nothofagus alessandrii</i> Espinosa: BASES PARA SU RESTAURACIÓN ECOLÓGICA	513
Luis Felipe Fajardo; Cristian Echeverría L.; Jean Mario Benavides y Cara Nelson	
4.1 Introducción	513
4.2 Bosques de Referencia Bajo Estudio	514
4.3 Levantamiento de la Información Base	515
4.4 Patrones de Agregación del Estrato Arbóreo	517
4.5 Caracterización de la Diversidad Estructural	518
4.6 Estructura Espacial de Bosques de Referencia <i>N. alessandrii</i>	522
4.7 Recomendaciones para la Restauración	523
4.8 Bibliografía	525

PREFACIO

El crecimiento de la población humana junto al desarrollo industrial y tecnológico ha impactado en el clima, ello se ha manifestado en modificaciones térmicas y en el régimen de lluvias, ocasionando la disminución de la disponibilidad de agua dulce para consumo humano, los cultivos y la diversidad biológica. Dentro de los recursos naturales más afectados están los bosques, observándose a nivel global una declinación de la superficie con pérdida de hábitat para las especies y cambios en el paisaje. Este problema ha sensibilizado a diversas instituciones conservacionistas del ámbito forestal, así como a la comunidad científica en la búsqueda de mejorar el conocimiento y prácticas de uso y manejo de los bosques con criterio sustentable, así como la asistencia en la protección y restauración.

A nivel global se ha identificado un número cercano a las 60.000 especies arbóreas, de las cuales un 17.500 está en peligro de extinción (BGCI 2021). Dentro de este último grupo y con status de conservación se encuentra la especie chilena ruil, *Nothofagus alessandrii*.

Nothofagus alessandrii es un árbol caducifolio considerado como el más antiguo de las especies de Nothofagaceae del hemisferio sur. Entre sus cualidades, sobresale la calidad de su madera, la longevidad y el lento crecimiento. Desde el punto de vista biológico destaca su resistencia a hongos como los del género *Cyttaria* y el hemiparásito vascular *Misodendrum*. En los últimos años se ha descrito un fitófago chupador de savia foliar del grupo de los áfidos, específico y dependiente como *Neuquenapsis staryi*.

El bosque maulino es característico de Chile central y tiene relevancia biogeográfica por su origen, historia y su enclave transicional entre la zona mediterránea y el área templada húmeda del sur del país. Se ha destacado su diversidad de fauna y flora con elementos endémicos, familias monogenéricas y a la vez, géneros monoespecíficos. En la composición florística arbórea, de diez especies de *Nothofagus* citadas para el país, es notable la presencia de seis de ellas. Entre las especies que, por su circunscripción geográfica, antigüedad de origen y carácter relictual se encuentra ruil, con distribución asociada a *N. glauca*, hualo, y tendencia a la segregación espacial en pequeños bosques conocidos como ruilares, contribuyendo a la singularidad de la composición del bosque maulino.

Los bosques de ruil y hualo fueron empleados durante la colonia como recursos madereros en la construcción de viviendas, pequeñas naves o faluchos, así como fuente de madera para exportación a Perú y California. En la actualidad, los bosques han disminuido en superficie quedando en condición fragmentada en un ambiente transformado muy diferente del original, debido a actividades humanas, la sustitución y los incendios forestales.

Los bosques de ruil, endémicos del bosque maulino y de la región homónima, no fueron conocidos ni descritos en la plenitud de su desarrollo y ambiente natural ajeno a la presencia e influencia de especies forestales introducidas. La riqueza entomológica y microbiológica que por siglos vivió en la hojarasca y que participó en la formación de la ma-

teria orgánica quedó desconocida. Los mejores ejemplares fueron extraídos y transformados en bienes del uso humano. La resiliencia de la especie a disturbios humanos, así como su capacidad de regeneración, le han permitido sobrevivir. En la actualidad se observa un desconocimiento y abandono, quedando expuesto a amenazas que atentan contra su protección y persistencia temporal. La especie ruil y los ruilares, así como el bosque maulino se han diagnosticado como ecosistemas en peligro de extinción. Afortunadamente disposiciones reglamentarias legales regulan hoy la intervención sobre el ruil y el bosque nativo como la Ley 20.283 de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (2008), así como de los objetivos y líneas de acción del Plan de Recuperación, Conservación y Gestión del Ruil (RECOGE), del Ministerio del Medio Ambiente (Decreto 42/2018).

A causa de la dramática situación de *Nothofagus alessandrii* y su condición de especie en riesgo de extinción, se requiere de la generosidad y voluntades multidisciplinarias para mejorar e implementar técnicas de recuperación. En las actividades se requiere de nuevas metodologías y no réplicas de las formas tradicionales aplicadas a otras especies que no han alcanzado tal condición. El desafío es doble y urgente como es recuperar el espacio y hábitat, así como las poblaciones y bosques en el paisaje.

En consideración del estado de ruil, los autores del texto “LOS BOSQUES RELICTOS DE RUIL: ECOLOGÍA, BIODIVERSIDAD, CONSERVACIÓN y RESTAURACIÓN”, motivados por dar a conocer sus experiencias y conocimientos, han contribuido a ponerlos al alcance del público no experto. Así mismo se busca visibilizar lo que hasta hoy se conoce, considerando que el texto no puede ser completo ni las temáticas agotadas. Estará expuesto a la crítica. El ánimo es mostrar la situación de ruil en su ambiente, su valor como patrimonio natural, sus posibilidades de recuperación y problemáticas ambientales.

El título del texto evidencia el esfuerzo de investigadores y puede sugerir sobredimensionadas expectativas. Se espera que el lector en el recorrido de sus páginas encuentre el dato o información que busca, por sobre su calificación de especialista. Ojalá que los contenidos sean un apoyo y motivo de nuevas problemáticas a indagar, así como un llamado a ampliar y mejorar el conocimiento básico de la ecología de la especie.

En el recorrido de la situación de ruil se revisa la historia de uso, taxonomía y biología de la especie. Así mismo, aspectos de su hábitat como bioclima y suelo del área de distribución. Luego la composición y organización estructural de la flora vascular, no vascular y fauna de vertebrados como aves, mamíferos, reptiles y anfibios y de invertebrados como insectos.

Las temáticas de ecología se relacionan con problemas y disturbios ambientales como las invasiones biológicas e incendios.

Finalmente se revisan aspectos de la genética, interacción de polinizadores, la transformación del paisaje y las oportunidades de restauración con experiencias prácticas.

Los editores agradecen la contribución de cada uno de los autores permitiendo culminar el texto dentro del ambicioso contexto y temáticas abordadas.

La impresión del libro fue posible gracias a aporte de la Empresas CMPC contando además con el auspicio del INSTITUTO FORESTAL (INFOR).

Finalmente nos permitimos dedicar el texto a destacados autores con una enorme contribución, pero que nos han dejado recientemente, como Roberto Rodríguez R. de la Universidad de Concepción con aporte a la taxonomía de los árboles nativos y la flora chilena. Igualmente, a Claudio Donoso Z. de la Universidad Austral de Chile, Valdivia, identificado con el bosque chileno visibilizando los ruilares en 1972 y dejando como legado discípulos y una prolífera información de artículos y textos sobre la dinámica, silvicultura y la ecología forestal. Agregamos aquí a todos los que se esfuerzan por conocer y difundir mejor la ecología del bosque y su restauración, así como conservar la biodiversidad.

José San Martín Acevedo
Junio 2022

AUTORES

Mauricio Aguayo A. Dr.

Académico Facultad de Ciencias Ambientales.
Investigador Centro Eula.
Universidad de Concepción Concepción.
Email: maaguayo@udec.cl

Constanza Becerra R. Mag.

Conservación de Recursos Naturales Instituto de
Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad
de Ciencias Forestales y Recursos Naturales,
Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
Email: constanza.becerra.rodas@gmail.com

Jean Mario Benavides D. Ing.

Laboratorio de Ecología del Paisaje Facultad de
Ciencias Forestales Universidad de Concepción.
Email: jebenavides@udec.cl

Raúl Briones P. Dr.

Programa de Conservación Bioforest S.A., Km 15
camino a Coronel s/n, Coronel, Chile.
Email: raul.briones@arauco.cl

Ramiro Bustamante Dr.

Departamento de Ciencias Ecológicas, Instituto
de Ecología y Biodiversidad, Facultad de Ciencias,
Universidad de Chile.
Email: rbustama@uchile.cl

Angélica Casanova Katny Dra.

Facultad de Recursos Naturales, Laboratorio
de Ecofisiología Vegetal y Cambio Climático,
Universidad Católica de Temuco, Temuco.
Email: mcasanova@uct.cl

Antonio Cabrera A. Dr.

Universidad Católica del Maule, Facultad de
Ciencias Agrarias y Forestales, Centro del Secano,
Talca, Región del Maule.
E-mail: rcabrera@ucm.cl

Francisco De la Barrera Dr.

Laboratorio de Ecología del Paisaje Facultad de
Ciencias Forestales Universidad de Concepción.
Email: fdelabarrera@udec.cl

Cristián Echeverría L. Dr.

Laboratorio de Ecología del Paisaje Facultad de
Ciencias Forestales Universidad de Concepción.
Email: cristian.echeverria@udec.cl

Mario Elgueta Mag. Cs y Ecología

Museo Nacional de Historia Natural, Área de
Entomología, Casilla 787, Santiago (Correo central),
Chile.
Email: mario.elgueta@mnhn.gob.cl

Alejandra Engler Dra.

Escuela de Agronomía Facultad de Ciencias
Agraria Universidad de Talca
Email: mengler@utalca.cl

Luis F. Fajardo Dr.

Laboratorio de Ecología
del Paisaje Facultad de Ciencias Forestales
Universidad de Concepción Concepción.
Email: lfajardo@udec.cl

Rodrigo Fuentes Mag.

Laboratorio de Ecología del Paisaje Facultad de
Ciencias Forestales Universidad de Concepción
Email: rofuentes@udec.cl

Pedro Garrido V. Mag.

Gestión Ambiental Territorial Centro de Geomática
Universidad de Talca
Email: pgarridovasquez@gmail.com

Persy Gómez de la F. Mag.

Consultor
Email: persy_gomez@hotmail.com

Mauro González C. Dr.

Instituto de Conservación, Biodiversidad y
Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y
Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile,
Valdivia, Chile.
Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2),
Santiago, Chile.
Centro del Fuego y la Resiliencia de
Socioecosistemas (FireSES), Universidad Austral de
Chile, Valdivia, Chile
Email: maurogonzalez@uach.cl

Marcelo Guerrero G. Biólogo

Curador Sociedad Chilena de Entomología,
Santiago, Chile.
Email: marceloaguerrero@gmail.com; insectos.
guerrero@gmail.com

Ariel Herrera M. Ing. En conservación de recursos naturales

Laboratorio de Ecología del Paisaje Facultad de
Ciencias Forestales Universidad de Concepción
Concepción.
Email: ariel.hmart@gmail.com

Paloma Juliá Bióloga

Asistente Investigación, Departamento de Cs.
Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de
Chile.
Email: rmedel@uchile.cl

Antonio Lara A. Dr.

Instituto de Conservación, Biodiversidad y
Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y
Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile,
Valdivia, Chile.
Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2),
Santiago, Chile.
Centro del Fuego y la Resiliencia de
Socioecosistemas (FireSES), Universidad Austral de
Chile, Valdivia
Centro de los Bosques Nativos FORECOS, Valdivia,
Chile
Email: antoniolar@uach.cl

Christian Little C. Dr.

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2),
Santiago, Chile.
Centro de los Bosques Nativos FORECOS, Valdivia,
Chile
Instituto Forestal (INFOR), Valdivia, Chile
Email: cristian.little@infor.cl

James Mc-Breen Dr.

Programme Officer, Forest and Land Use Specialist,
IUCN South America Office,
Email: James.McBreen@iucn.org

Rodrigo Medel C. Dr.

Departamento de Cs. Ecológicas, Facultad de
Ciencias, Universidad de Chile,
Email: rmedel@uchile.cl

Ivonne Molina C. Ing. Forestal

Asistente Investigación Instituto de Conservación,
Biodiversidad y Territorio Facultad de Ciencias
Forestales y Recursos Naturales Universidad
Austral
Email: Ivonne2000@gmail.com

Freddy Mora-Poblete Dr.

Instituto de Ciencias Biológicas Universidad de
Talca
Email: fmora@utalca.cl

Cara Nelson Dra.

Prof. Ecología de la Restauración; Universidad de
Montana
Email: cara.nelson@umontana.edu

Luis Opazo U. Ing. Forestal

Encargado Recursos Naturales y Biodiversidad
Evaluación Ambiental Estratégica
SEREMI del Medio Ambiente – región del Maule
Email: lopazo@mma.gob.cl

Juan Carlos Ortiz Dr.

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas,
Departamento de Zoología Universidad de
Concepción, Concepción.
Email: jortiz@udec.cl

Milton Ortuño Biólogo

Ecología Departamento de Cs. Ecológicas,
Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
Email: rmedel@uchile.cl

Götz Palfner Dr.

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas,
Departamento de Botánica, Laboratorio de
Micología y Micorriza, Universidad de Concepción
Concepción.
Email: gpalfner@udec.cl

Patricio Peñailillo B. Dr.

Instituto de Ciencias Biológicas Universidad de
Talca
Email: ppenaili@utalca.cl

Iris Pereira R. Dra.

Instituto de Ciencias Biológicas Universidad de
Talca
Email: ipereira@utalca.cl

Jorge Pérez-Schultheiss Biólogo

Curador Museo Nacional de Historia Natural, Área de Invertebrados, Casilla 787, Santiago (Correo central), Chile.

Email: jorge.perez@mnhn.gob.cl

Iván Quiroz M. Dr.

Instituto Forestal Sede Biobío

Email: iquiroz @infor.cl

Ariel Riquelme V. Biólogo

Avenida Arturo Prat s/n, Puerto Cisnes, Región de Aysén

Viviana Salazar-Vidal. Mag

Laboratorio de Química de Productos Naturales, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción.

Email: vivi.sal.vidal@gmail.com

José San Martín A. Dr.

Villa Buen Pastor 6 ½ Poniente 1060 Talca.

Email: jsanmartinac@gmail.com

Rómulo Santelices M. Dr.

Universidad Católica del Maule, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Centro del Secano, Talca, Región del Maule.

Email: rsanteli@ucm.cl

Fernando Santibáñez Q. Dr.

Facultad de Ciencias Agronómicas Centro de Agricultura y Medio Ambiente (AGRIMED)

Universidad de Chile;

Email: fsantiba@uchile.cl

Paula Santibáñez V. Dra.

Facultad de Ciencias Agronómicas Centro de Agricultura y Medio Ambiente (AGRIMED)

Universidad de Chile.

Email: psvsantibanez@gmail.com

Jorge Toro V. Dr.

Universidad Tecnológica de Chile, INACAP- Sede

Temuco

Email: jorge.alejandro.toro@gmail.com

Cristian Torres D. Dr.

Biología de la Conservación Departamento de Ciencias Básicas Universidad del Bío-Bío Chillán
mail: crtorres@ubiobio.cl

Francisco Urra L. Mag. Ciencias Vegetales

Museo Nacional de Historia Natural, Área de Entomología, Casilla 787, Santiago (Correo central), Chile

Email: francisco.urra@mnhn.gob.cl

Diego Vega D. Ing. En conservación de recursos naturales

Laboratorio de Ecología del Paisaje Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Concepción Concepción.

Email: diegovega.no@gmail.com

Paula Wilson Ch. Licencia en conservación de recursos naturales

Laboratorio de Ecología del Paisaje Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Concepción Concepción.

Email: paulawilson2016@udec.cl

CAPÍTULO I

ANÁLISIS HISTÓRICO Y SITUACIÓN ACTUAL Y FUTURA DEL BOSQUE DE RUIL



1. DINÁMICA SOCIOECONÓMICO Y ECOLÓGICA DE LOS BOSQUES DE RUIL

José San Martín A.

En el período prehispánico anterior a 1540 el bosque para los aborígenes de la región costera maulina no sólo era un componente del paisaje natural sino también una fuente de recursos alimenticios, medicinales, construcción de utensilios y herramientas de trabajo, construcción de sus viviendas y fuente de calefacción y cocción de los alimentos. Se postula que en la región maulina el uso del bosque por los nativos fue limitado dado que las crónicas españolas no hacen referencias así como de quema o incendios.

Un elemento destacable de las crónicas para la colonia de Chile central es la ausencia de la mención del fuego como herramienta por la población indígena o los primeros españoles conquistadores. En las avanzadas españolas hacia al sur de Santiago Diego de Almagro primero y más tarde Pedro de Valdivia se encontraron con un valle central con pocos habitantes y ausencia de bosque, pero extensas superficies de matorrales y praderas (Cabeza y Stehberg 1984). Tal hecho sugiere que los bosques abundaban en la cordillera de la costa y precordillera andina, así como laderas y borde de cuencas fluviales que al atravesar la depresión intermedia conectaban físicamente la costa con la región preandina.

El bosque maulino costero debió presentar una compleja cobertura y estructura que ameritó su reconocimiento como selva maulina (Pérez 1859, Correa 1988, Maino 1996) (Figura 1).





Figura 1. Vista interior del dosel de Bosque Maulino Costero con dominio de *Nothofagus glauca*, en el área de Cauquenes.

A causa de la falta de herramientas metálicas los indígenas habría colectado material caído y seco del bosque (Armesto *et al.* 1994). A mediados del siglo XVIII la óptica europea con los primeros habitantes españoles fue valorar al bosque, principalmente, como fuente de madera para la construcción. En la conquista y colonia el sistema de corte realizada con hacha y más tarde con la corvina con cuñas y martillo metálico pesado (combo) facilitaron la extracción y posterior elaboración de la madera y que gran parte se enviaba a Valparaíso y Collao (Perú). El traslado debió realizarse con tracción animal y arrastre o sistema de carrunchos sin ruedas o con ruedas de carruajes o carretas de limitada capacidad de carga. Para la construcción de los medios de carga se buscó y utilizó madera nativa, dura, resistente y perdurable como hualo, litre, lingue. Como forma de transporte más avanzada se habría usado también las aguas del río Maule que además de alivianar la carga permitía la movilidad de fustes o troncos de grandes volúmenes para su retiro cerca de la desembocadura en el Océano Pacífico.

Las primeras extracciones de madera del bosque ocurren en 1542 con el conquistador Juan Jufré como el primer propietario de un astillero que establece en la boca del río Maule (Barra o desembocadura) (Opazo 1997) continuando en 1794 con la fundación de la caleta de Nueva Bilbao de Gardoqui el 18 de junio de 1794 y luego en 1828 como ciudad de Constitución y Puerto Mayor (Cortéz y Mardones 2009). La nueva denominación de Constitución es en honor a la declaración de la Constitución política que empezaba a regir el país.

Para la fecha indicada Constitución contaba con diversos astilleros y un sobresaliente dinamismo de construcción naval con una diversidad de embarcaciones que de-

mandaba consumo de maderas nativas. Esta nueva ciudad-puerto mayor entre 1850 y 1870 presenta un destacado dinamismo de astilleros con construcciones de embarcaciones de variados tonelajes. Por otro lado, al declararse Puerto Mayor se reconocía la actividad y movimiento portuario con exportación de maderas nativas, leña, carbón y productos agrícolas, principalmente trigo, harina y productos cárneos secos. La carga era fluida, así como el comercio de los productos de las cosechas provenientes de provincias interiores como Colchagua, Curicó, Talca y Linares (Cortéz y Mardones 1915). El problema limitante lo constituía la canalización de la carga hacia Constitución.

Las otras alternativas de salida eran los puertos Valparaíso o Talcahuano, pero la distancia y los medios de transporte fueron limitantes que favorecieron como una opción ventajosa al río Maule. Sin embargo, un problema insalvable se presenta en la desembarcadura con la formación de una barra que limitaba el desplazamiento de salida o entrada de las embarcaciones de gran tonelaje. Con el tiempo la actividad comercial portuaria potenciaría los puertos de Concepción y Valparaíso y la construcción de ferrocarriles en 1876 (Cortéz y Mardones 2009, 2015).

En un principio la extracción de madera fue limitada con empleo de energía humana y por vía fluvial por medio de canoas. Luego de la conquista y en la colonia se establecieron las encomiendas o territorios autoasignados por los españoles con crianza de ganado y una agricultura más diversificada y extensiva respecto a la tradicional de subsistencia de los nativos. Con las encomiendas se incrementa una transformación del paisaje por la necesidad de mayor habilitación de espacio para agroganadería. Los villorrios, poblados se construyeron con material al alcance como la madera del bosque nativo. En las viviendas se usaron postes y vigas, principalmente de hualo o roble pellín apellinados, el techo con enrejado de colihue y barro. En poblados más avanzados y para el tránsito de personas las aceras eran mejoradas con bloques de madera de roble y coigüe. Por otro lado, el sistema de cocción de alimentos y la calefacción se paliaba con leña y carbón. Los fogones se establecían en el piso de la vivienda y el humo y calor fue fundamental para la conservación de productos cárneos o tratada también al sol como charqui. En los límites perimetrales de los cultivos se empleó un estacado con uso de juveniles de hualo, roble, coigüe, peumo, quillay, litre y entre los más importantes ruil y ciprés de cordillera. De las especies se obtenían estacas y varas que usaron para la construcción de un cerco. Una modalidad similar se aplicó en la construcción de corrales de encierro para animales mayores (bovinos y equinos). Cuando se trataba de limitar la movilidad de ganado menor (ovinos, porcinos) y evitar su ingreso a cultivos las varas eran reforzadas con romerillo, espino maulino y michay que evitaba incluso el tránsito de los humanos. Cuando el material pedregosos era abundante se empleó también la piedra en una especie de muro en seco denominado pirca y que en el medio rural se denominó corrales de piedra.

Más tarde se agrega la construcción del ferrocarril que consume maderas nativas más elaboradas y resistentes a la interperie a lo menos 7 años como durmientes usándose roble apellinado, ciprés de cordillera, coigüe, y otras especies del sur de Chile (aunque no es resistente a la entrada de clavos) (Navarrete 2014a, 2014b).



Las formas de uso del territorio y sus recursos realizadas por grupos de asentamientos humanos requieren de evidencias de estudios arqueológicos que para la región maulina son escasos. Es así como la documentación histórica del uso, la diversidad en el tipo de madera y especies del bosque costero maulino es muy menor encontrándose información parcial y dispersa entre los diferentes autores (Pérez Rosales 1857, Frezier 1902, Maino 1996, Rodríguez *et al.* 1983, González 1919, 2009). Por otro lado, la densidad y cobertura de la vegetación era más compacta e incluso las formas de crecimiento arbórea habría sido con ejemplares más altos de mayor envergadura y muy diferentes a los actuales del paisaje de Chile central. La magnitud del impacto a lo largo de la historia estaría en relación con el tamaño de las poblaciones humanas y el desarrollo tecnológico alcanzado (Donoso 1983, Gastó 1979, Abarzúa 2009) así como a las políticas y legislación del momento histórico y a la tradición cultural de los habitantes.

Sin embargo, es posible rescatar algunas nóminas de especies usadas por los aborígenes y primeros colonos. Como fuente de madera y medicinal se encuentran especies vasculares nativas del bosque maulino (Tabla 1) así como algunos hongos como buscados como alimento ancestral (Tabla 2).

Tabla 1. Lista de especies leñosas vasculares según el hábito y naturaleza del uso empleadas desde la colonia hasta el presente.

ESPECIE	HÁBITO	USO
<i>Acacia caven</i>	Árbol	Dendroenergía leña y carbón, cierre de cercos mangos de herramientas
<i>Amomyrtus luma</i>	Árbol	Cañas para timones
<i>Austrocedrus chilensis</i>	Árbol	Piezas livianas, postes, estacas
<i>Beilschmiedia berteroana</i>	Árbol	Canoas
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	Árbol	Madera dura para mangos de herramientas, cercos, barandas de carretas, postes
<i>Crinodendron patagua</i>	Árbol	Madera para elaboración de tablas
<i>Cryptocarya alba</i>	Árbol	Madera para construcción de navíos, postes, estacas, leña y carbón
<i>Drimys winteri</i>	Árbol	Madera para postes, estacas, vigas
<i>Gevuina avellana</i>	Árbol	Remos y aforros
<i>Laurelia sempervirens</i>	Árbol	Madera aromática para revestimientos interiores, puertas, cielos y enchapados, vigas y tablas. La madera se exportó. El árbol embellece y aromatiza el bosque junto con <i>Laureliopsis philippiana</i>



ESPECIE	HÁBITO	USO
<i>Lithraea caustica</i>	Árbol	Madera dura para arados, ruedas y rayos de carretas, mangos de herramientas, dendroenergía de leña y carbón
<i>Lomatia hirsuta</i>	Árbol	Madera para enchapados y revestimiento de interiores, dendroenergía de leña y carbón, remos para botes
<i>Nothofagus alessandrii</i>	Árbol	Madera apellinada de calidad y durabilidad para estacas, polines, postes, vigas, tablas construcción de viviendas, puertas y piezas de navíos
<i>Nothofagus dombeyi</i>	Árbol	Madera para canoas en troncos ahuecados a remos para uso en ríos con carga de hasta 5 toneladas de peso y en agricultura vehiculizar agua de riego
<i>Nothofagus glauca</i>	Árbol	Madera apellinada para viviendas, vigas, tablas, postes, estacas, construcción naval, dendroenergía de leña y carbón. La madera se exportó a Perú
<i>Nothofagus obliqua</i>	Árbol	Madera apellinada para construcción naval proas y escotilla y viviendas (postes, vigas, tablas), durmientes de ferrocarriles, puentes, ruedas hidráulicas, calzadas de veredas. La madera fue exportada a Perú
<i>Persea lingue</i>	Árbol	Madera para implementos agrícolas, yugo para carretas, vigas y tablas en viviendas
<i>Prosopis alba</i> y <i>P. chilensis</i>	Árboles	Madera durísima resistente a la humedad usada en viviendas, cercos, estacas, ruedas de carreta y carros
<i>Quillaja saponaria</i>	Árbol	Madera para estacas, postes, leña y carbón
<i>Sophora macrocarpa</i>	Arbusto	Usada en cerco, leña, embarcaciones pequeñas
<i>Aristolelia chilensis</i>	Árbol	Hojas depurativas y cicatrizantes, fruto para consumo fresco o seco entero o molido, elaboración de licores fermentados, saborizantes de helados, madera para elaborar instrumentos musicales y corteza en construcción de cuerdas, flores melíferas
<i>Azara integrifolia</i>	Árbol	Flores melíferas
<i>Baccharis linearis</i>	Arbusto	Para escobas de patios, eras de trillas, hornos de barro y en cercos como cierre y defensa en el movimiento de animales
<i>Berberis chilensis</i> B. <i>actinacantha</i>	Arbustos	Cierre de cercos; madera flexible usada en la construcción arco; de tallos y raíces se obtienen colorantes amarillos
<i>Buddleja globosa</i>	Arbusto	También cultivado usadas las hojas y tallos como medicinal



ESPECIE	HÁBITO	USO
<i>Chusquea coleou</i>	Arbusto	Tallos leñosos flexibles se usaron en la confección de lanzas, picanas y barandas en carretas, techos de viviendas, mangos de paraguas y bastones
<i>Coriaria ruscifolia</i>	Arbusto	Usada como astringente en curtiembres y extracción de tinturas
<i>Crinodendron patagua</i>	Árbol	Extracción de taninos de la corteza, madera para mueble y artesanía
<i>Cryptocarya alba</i>	Árbol	Taninos de la corteza, hojas medicinales, frutos comestibles; flores melíferas
<i>Drimys winteri</i>	Árbol	Corteza como sucedáneo de canela medicinal para escorbuto y taninos para curtiembre, madera para muebles e incorruptible a la humedad
<i>Escallonia pulverulenta</i>	Árbol	Flores melíferas
<i>Fragaria chilensis</i>	Hierba	Fue muy común en praderas consumiéndose los frutos blancos aromáticos, dulces y comestibles llevada la planta a Europa por Frezier en 1715 y Pérez-Rosales trae en 1929 la fresa europea
<i>Galium hypocarpium</i>	Trepadora	subarbusto buscada por los indígenas para extraer de tintura roja para sus tejidos
<i>Gevuina avellana</i>	Árbol	Madera usada en carpintería para muebles, ebanistería, tornería, artesanía, instrumentos musicales, semillas comestibles frescas, tostadas o en harina y extracción de aceite para cremas. Madera se exportó a Perú y México; flores melíferas
<i>Gomortega keule</i>	Árbol	Pulpa del fruto comestible en estado fresco o en mermeladas; semillas para alimentar cerdos
<i>Gunnera tinctoria</i>	Hierba	Pecíolos frescos de las hojas comestibles con sal conocidos como nalcas o pencas; buscado contra la disentería y los tallos o cepas usadas en curtiembre y extracción de colorantes
<i>Jubaea chilensis</i>	Árbol	Hojas para techos de ranchos, ritos religiosos, los frutos o coquitos en confitería y del tronco el líquido floemático hervido es la miel de palma. Los frutos se comercializan y exportan
<i>Lapageria rosea</i>	Trepadora	Ornamental y frutos consumidos en estado fresco e identificados como pepinillos



ESPECIE	HÁBITO	USO
<i>Lardizabala biternata</i>	Trepadora	Tallos para construcción de amarras de puertas y techos de chozas, tejido en canastos; los frutos dulces en estado fresco se consumen y comercializan
<i>Laurelia sempervirens</i>	Árbol	Hojas aromáticas para bebida caliente, ramas en ritos religiosos (semana santa)
<i>Lithraea caustica</i>	Árbol	Madera durísima usada en ebanistería para artesanía. Especie alergógena
<i>Lomatia ferruginea</i>	Árbol	Hojas para uso ornamental y arreglos florales y servicios funerarios
<i>Lomatia hirsuta</i>	Árbol	Madera para mueblería, artesanía fina, marcos, taninos y colorantes cafés de la corteza; hojas y tallos nuevos medicinales
<i>Luma apiculata</i> y <i>Luma chequen</i>	Árboles	Madera para estacas y biocombustible flores melíferas
<i>Maytenus boaria</i>	Árbol	Hojas en alergia del Litre, aceite de semillas, follaje como forraje invernal en vacunos
<i>Myoschilos oblongum</i>	Arbusto	Tallos usados en medicina popular
<i>Nothofagus alessandrii</i>	Árbol	Madera para mueblería
<i>Nothofagus dombeyi</i>	Árbol	Madera para mueblería
<i>Otholobium glandulosum</i>	Árbol	Hojas y flores medicinal y viruta de corteza fresca como antiperético. En la colonia se exportaron las hojas
<i>Persea lingue</i>	Árbol	Corteza rica en taninos usada en curtiembres, madera para artesanía. Se exportó madera y corteza a Perú
<i>Peumus boldus</i>	Árbol	Hojas colectadas, comercializadas y usada en bebidas calientes y al quemarlas el humo impregnaba tinajas o pipas de madera para envasado de vino; los frutos comestibles en estado fresco y preparación de licor o boldeao. Las hojas aún se exportan, flores melíferas
<i>Podanthus ovatifolius</i>	Arbusto	Tallos usados en medicina popular
<i>Podocarpus saligna</i>	Árbol	Madera en carpintería y muebles; ramas y hojas usadas en coronas
<i>Quillaja saponaria</i>	Árbol	Hojas medicinales, flores melíferas, corteza lavado de pelo y antipolilla. Aún se explota y exporta la corteza
<i>Salix humboldtiana</i>	Árbol	Hojas y tallos medicinales y madera en mueblería
<i>Schinus latifolius</i>	Árbol	Madera en construcción de ruedas de carretas y carruajes, medicinal antiespasmódico, frutos en preparación de licores



ESPECIE	HÁBITO	USO
<i>Schinus polygamus</i>	Árbol	Madera para estacas, cercos, corteza para resina balsámica y frutos en licor con aguardiente
<i>Solanum crispum</i>	Arbusto	Tallos y hojas en medicina popular
<i>Trevoa quinquinervia</i>	Arbusto	Madera dura incorruptible para estacas de cercos, viñedos y artesanía de torneados, y extracción de tintura roja
<i>Ugni molinae</i>	Arbusto	Frutos comestibles en estado fresco o en mermeladas, saborizante y preparación de un licor o murtillao

Como productos silvestres para uso alimenticio es frecuente la mención de los hongos que debieron existir en grandes poblaciones. Entre los más mencionados se indican 5 especies (Aldunate 1996), especialmente, los Digüeñes o Quireñes del género *Cyttaria* (Espinosa 1926, Salazar 2020) que crecen como parásitos sobre *Nothofagus*. Otros hongos son micorrícicos o saprófitos en el piso del bosque (Tabla II). La diversidad de hongos en los bosques es descrita en otro capítulo del texto por el Dr. G. Palfner. Desde fines de agosto a septiembre el hongo asoma el aparato esporífero de color blanquecino y forma esférica para consumo en ensalada fresca por el grupo familiar. Igualmente una parte de la colecta se comercializan en paseos públicos. La temporada de aprovechamiento es corta y para los lugareños es cada vez difícil reunir un kilogramo a causa de la baja de las poblaciones de *nothofagus*. En la región maulina las especies de *Cyttaria* más buscados son *de N. obliqua*. El nombre común conocido es “digüeñe” o “quireñe” aunque hay inquietud por asignarle otros nombres de uso más austral respecto al Maule.

Tabla 2. Lista de hongos más frecuentes en bosques nativos de Chile central consumidos y comercializados.

ESPECIE	Forma de vida	USO
<i>Boletus loyu</i>	Simbionte ectomicorrízico	se consume y comercializa fresco o seco. “Loyo” Fue abundante en bosque subhúmido;
<i>Cyttaria espinosae</i>	Parásito	Colectado, comercializado y consumido en estado fresco en ensalada. “Digüeñe”
<i>Cyttaria berteroi</i>	Parásito	Colectado, comercializado y consumido fresco en ensalada. “Digüeñe”
<i>Morcella spp.</i>	Saprófito o simbionte	Colectado y comercializado consumo cocidas. “Morchella”
<i>Ramaria aff. flava</i>	Simbionte micorrízico	Colectado, comercializado y consumido cocido (empanadas). “Changle”



1.1 Período Prehispánico 1520 - 1536

Los registros arqueológicos de la presencia humana en Chile central muestran un arribo temprano de población indígena o paleoindia datado entre 9.000 a 10.000 años atrás con actividad cazadora y contemporáneo a megafauna como mastodontes, huemules, caballo americano para el período pleistoceno superior (Casamiquela *et al.* 1967, Heusser 1983, Núñez *et al.* 1994).

El período prehispánico es conocido también como período indígena (Armesto *et al.* 1994). En Chile central la población presentaba una disposición y organización dispersa diferente a la observada por los españoles en los indígenas del Perú (Morales *et al.* 2012). Acá no se observan poblados o grandes concentraciones localizadas. Comparado con el territorio inca las avanzadas de Diego de Almagro de 1536 no se encontraron con grandes caminos, construcciones, puentes o elaboradas casas-habitaciones (Téllez 1990).

Desde Santiago al sur la población de los aborígenes en el territorio era de los promaucaes con ocupación desde los ríos Mapocho al Itata aunque otros autores señalan desde el río Maipo al río Maule extendiendo el límite norte hasta el río Choapa (Cepa *et al.* 2004). A la altura del río y la región del Maule (en mapudungún: mau leuvu 'río de lluvia') y que los incas denominaron Maulli o Maulle (Armengol 1924, de Möesbach 1991) la población aborígen establecida recibió diferentes denominaciones como pormocoes o purum aucca o purumaucaes, purumaucaes, pomaucaes que por deformación termina en promaucaes. De Möesbach (1991) desglosa el nombre en *puruma* igual a salvaje y *auca* rebelde o enemigo y que los españoles más tarde por fonética lo modifican a pormocoes, poromabcaes, promaocoes, poromaocoes, paramaucaes, promaucaes. Con ello se referían a gente rebelde que no se dejó dominar y demostraron la capacidad de frenar el avance y dominio incásico (Silva 1986, Téllez 1990).

Los españoles identificaban a los grupos indígenas según la localidad topográfica. Los dispersos poblados incluían aborígenes pobres con viviendas sin madera elaborada del bosque. Las habitaciones eran chozas con techo de carrizales y tierra (Alonso de Ovalle citado por Cabeza y Stehberg 1984).

La documentación arqueológica posiciona a los promaucaes en la fase arcaica desenvolviéndose como cazadores, recolectores y pescadores (Solari 2007) aunque eran más reconocidos como flecheros y cazadores de aves y otros animales (Cabeza y Stehberg 1984, Castro *et al.* 2016). Sin embargo, los españoles encontraron una agricultura indígena incipiente rudimentaria por ausencia de metales en sus herramientas y un sistema canalizado de regadío. La reducida agricultura se realizaba en suelos planos y cuencas de ríos u otros cursos de agua menores. Entre los cultivos mantenían *Chenopodium quinoa* (quinoa), *Zea mays* (maíz) *Solanum maglia* (papa) *Cucurbita* sp. (zapallo), *Bromus mango* (mango), *Bromus berteronianus* (taca), hoy no reconocida en la flora chilena (Rodríguez *et al.* 2018) *Phaseolus* sp. (poroto), *Capsicum* sp. (*aji*) (Aldunate 1996, Muñoz Schick. 1975, Pardo y Pizarro 2013).



Además de la movilidad familiar y/o grupal como complemento de la agricultura la estrategia de sobrevivencia habría sido la caza de animales y colectas de productos vegetales como frutos, semillas y material no elaborado para construir las viviendas, estacados y herramientas, arados rudimentarios, armas e implementos de defensa de ataque y caza (lanzas, flechas, arcos). Además elaboración de utensilios domésticos y de iconos religiosos.

Se asume que los promaucaes mantuvieron una relación no invasiva del bosque a causa de la precariedad de la tecnología y de las herramientas (Donoso y Lara 1995). Es destacable que los cronistas españoles para lo que hoy es la región maulina no dan cuenta del uso del fuego como eliminación o sustitución del bosque sugiriendo un accionar no invasivo, si no marginal. Es seguro que realizaron extracción de troncos de árboles para la navegación fluvial y colecta de material de leña para la calefacción y preparación de alimentos.

La fuente de alimentación no era la carne en demasía sino principalmente vegetales (Muñoz Schick 1975, Cabeza y Stehberg 1984) y productos del mar y pesca de ríos. La conservación de la carne era en estado seco después de un asoleado o ahumado en sus ranchos (Cabeza y Stehberg 1984). En praderas buscan, colectan y consumen bulbos o cebolletas de herbáceas como naos o nabos de *Herbertia lahue* (lahue), *Conanthera bifolia* (flor del queltehue), *Conanthera campanulata* (nabo), *Calydorea xiphioides* (violeta), *Diposis bulbocastanum* (pique-pique), raíces de *Alstroemerias* (flor de la culebra) y semillas de *Madia sativa* (melosa) como fuente de aceite así como frutos complejos de *Fragaria chilensis* (frutilla silvestre) (Aldunate 1996).

Entre los frutos del bosque consumían bayas de *Aristotelia chilensis* Maqui, *Lardizabala bitermata* (cóguil), *Lapageria rosea* (copihue), *Luzuriaga radicans* ((quilineja) *Ugni molinae* (murtilla), *Gregia sphacelata* (chupón). Entre los tipos de drupas *Peumus boldus* (boldo), *Cryptocarya alba* (peumo), *Gomortega keule* (queule), *Jubaea chilensis* (palma de coquitos). Entre las nueces o núculas *Gevuina avellana* (avellano), y *Muehlenbeckia hastulata* (quilo) (Pardo y Pizarro 2013, Aldunate 1996). Igualmente se aprovechaba *Gunnera tinctoria* (nalca) y entre los hongos habrían colectado y consumido aparatos esporíferos de holoparásitos como *Cyttaria spinosae* y *C. berteroi* (quireñes).

Finalmente desde matorrales se emplearon las hojas de *Puya chilensis* y *P. berterianus* (Chagual) (Muñoz Schick 1975) como material para el tejido de vestimenta personal. Como material para bebida empleó *Otholobium glandulosum* (culén), *Peumus boldus* (boldo), *Aristotelia chilensis* (maqui). Muchas hierbas y hojas o tallos de árboles se emplearon como medicina natural estimándose el uso de un centenar de especies. Molina (1778) y reeditado en el 2000 menciona especies como *Centaurium cachanlahuen* (canchanlahue), *Quinchmalium chilense* (quinchamali), *Pseudognaphalium viravira* (hierba de la diuca), *Chenopodium ambrossioides* (paico) y *Linum aquilinum* (ñanco).

Entre las especies tintóreas usadas para el teñidos de los tejidos se mencionan *Galium hypocarpium* (relbún), *Flaveria bidentis* (contrayerba), *Gunnera tinctoria* (nalca) (Molina 1778).



1.2 Período Descubrimiento y Conquista 1540 - 1600

Posterior a la fundación de Santiago Pedro de Valdivia para establecer un dominio y control territorial usa la estrategia del modelo de ocupación europeo organizando y asignando estancias con extensas superficies limitadas por accidentes topográficos.

Es así que, por el extremo norte en el área de Curepto, en 1544 asigna a Don Juan de Las Cuevas conocido como el Sr. de Loncomilla, las tierras de Curepto, Vichuquén, Chanco, Loanco, Lora y Perquilauquén (Rivera 1972). Bartolomé Blumental recibe Cauquenes y Putagán luego en el área de la cuenca del río Maule incluido el actual Constitución al capitán Juan Jufré (Jofré) recibe las áreas de Pocoa, Peteroa y Mataquito (Opazo 1997). Estas estancias más tarde fueron encomiendas y sus propietarios encomenderos. Los nuevos asignatarios recibían territorio y recursos naturales como bosques nativos de montañas e indígenas incluidos y además debían evangelizar a la población de indígenas (Figura 2).



Figura 2. Capilla de Huenchullami, comuna de Curepto, testimonio de la colonización española, previo al terremoto de 2010.

Para el área de Constitución actual en 1570 el conquistador Juan Jufré al conocer el terreno con una visión europea destaca los atributos naturales del paisaje como río, montañas, mar y bosques. Encontró aquí elementos determinantes para iniciar la construcción de piezas navieras. Cercana a la desembocadura del río Maule o boca inicia las actividades con el primer astillero en Pocoa (Opazo 1997). Atributos importantes eran también la profundidad del río Maule y las cualidades de las maderas nativas reconocidas por sus resistencia y dureza como el Roble una de las especies más buscada para la construcción de durmientes en ferrocarriles (Maino 1996, Cortéz y Mardones 2009, Navarrete 2014a, 2014b, González 2019).

Con la llegadas de los primeros profesionales europeos ilustrados y aplicando nuevas tecnologías la búsqueda, extracción y uso de las maderas nativas de las montañas circundantes se incrementa promoviendo la creación de astilleros, poblados aledaños al río Maule como inicio de la creación de la ciudad de Constitución.



Esta nueva actividad fue atractiva para emprendedores europeos siendo años más tarde seguido por otros españoles como Santiago de Oñederra, Ingeniero Naval, que frente al auge de construcción y originarse en 1787 un nuevo centro poblado intenta que se funde una villa en la boca del Maule logrando en 1794 por disposición de Ambrosio O'Higgins crearse la Villa Nueva Bilbao de Gardoqui o Gardoki. Con el emprendimiento se originan astilleros y una pujante actividad de construcción naval para privados y el estado trascendiendo Nueva Bilbao de Gardoqui que más tarde sería Constitución y Puerto Mayor por la entrega de embarcaciones, viajes, comercio, y la calidad de las maderas del bosque maulino que fueron también exportadas (Cortéz y Mardones 2009). Se postula que en Constitución se inicia la construcción naval en Chile (González 2019).

1.3 Período de Colonización 1600 - 1810

La colonización se inicia con la ocupación del territorio por los conquistadores españoles y sus descendientes. Esta ocupación es importante en Chile Central como Santiago, Maule y Concepción. El modelo europeo de organización y distribución en la asignación de tierras implicó una transformación del paisaje natural a gran escala afectando los ecosistemas boscosos prístinos que limitaban el uso y disponibilidad de terreno para el pastoreo de ganado y agricultura (Armesto *et al.* 1994). Así mismo se inicia una intervención del bosque nativo facilitada por la cercanía, el acceso, la exhuberancia y biomasa de los árboles para responder a las necesidades de madera, especialmente elaborada, para la construcción de las viviendas, cercado de la propiedad, cultivos y construcción de puentes. Se agregaba también la demanda de abastecimiento para la actividad de los primeros astilleros de Quivolgo vecino a la boca del río Maule (desembocadura o barra).

Las actividades iniciales de los españoles en el territorio conquistado fueron la conquista y dominio luego la minería con la búsqueda de oro seguido de la construcción naval, la agricultura y finalmente el comercio. Es así, como el grupo establecido en el área de la desembocadura del río Maule atraídos por la oferta del ambiente natural proyectan la instalación de astilleros y construcción de naves menores y medianas. Entre las ofertas de recursos estaban los bosques nativos con maderas de calidad privilegiada, río profundo y de aguas tranquilas, un Océano Pacífico conectado al curso fluvial del Maule y protección de los vientos por el cerro Mutrún (vocablo mapudungún para indicar donde se rompen o estrechan las olas del mar) (Capdeville 1894, Cortéz y Mardones 2009).

El capitán Juan Jufre de Monteza quien acompañó a Pedro de Valdivia recibe los territorios de Pocoa, Peteroa y Mataquito. Juan Jufre es el primero en iniciar la construcción de naves de modesto calado en el sector de la boca del río Maule (desembocadura o barra) mencionando al sitio como Pocoa, hoy Quivolgo, e instalando también un obraje o manufactura de paños y tejidos en Peteroa (Cortéz y Mardones 2009) y la construcción de naves como barcos de proporciones sólidas y líneas elegantes logrando una impronta de sello del Maule. Oñederra sobresale también como el primero en advertir la calidad de la excelente madera de la zona como Robles, roble negro, roble pellín, roble ordinario, hualos o roble maulino y el excepcional ruil componentes del bosque maulino (Maino 1996, González 2019) aunque



para expertos franceses las mejores maderas habrían sido *Araucaria araucana* (araucaria), *Fitzroya cupressoides* (alerce), *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera), *Podocarpus nubigena* (mañío macho), *Pilgerodendron uvifera* (ciprés de las Guaitecas) (Maino 1996). Oñederra prevee que el bosque nativo es un potencial maderero local posibilitando una sostenida construcción de naves para la navegación fluvial y marítima así como la exportación para el norte del país y Perú (Maino 1996). El nuevo astillero de Oñederra y otros generan en Quivolgo, ribera norte del río Maule, un asentamiento de pobladores en torno a las maestranzas con viviendas de rancheríos de techos de totora (Cortéz y Mardones 2009, González 2019). El bosque maulino fue el centro proveedor de la madera para la construcción naval local, viviendas, envíos a Valparaíso y Santiago y hacia el exterior como Callao, Perú.

En la colonia se inicia la implementación de una agricultura y ganadería con rendimientos que superaban la demanda a causa de la baja población local de la época. La mayor actividad son cultivos como cementseras de trigo y que dio origen al surgimiento de molinos en la costa del río Maule, hoy Constitución, Loncomilla, Rauquén, Corinto y Curanipe (Capdeville 1894, Benavente 1998).

1.4 Período de la Independencia y Organización de la República 1810 - 1830

La presión extractiva sobre el bosque nativo maulino y ocupación de las tierras continúa entre 1820 y 1850 a causa del desarrollo minero en el norte (1820), más tarde la extracción de salitre (1830 a 1930), y hacia el sur la explotación del carbón en Lota desde 1852 junto con Coronel (desde 1854) agregándose más tarde Lebu y Arauco. Durante el período republicano se mantiene la exportación de maderas y el envío a los astilleros de la armada de Chile con centro en Valparaíso. Por otro lado, los buenos suelos aún sostenían una productividad agrícola abundante cuyos volúmenes demandan la necesidad de mejorar su comercialización y su transporte desde los centros interiores a la cordillera de la Costa como Talca, Linares, Curicó, Colchagua y Cauquenes. La única posibilidad de transporte era por vía fluvial desde Linares de Perales a Constitución en un tramo de 70 km necesitándose faluchos y lanchas (Maíno 1996). Esta actividad requería de madera comercial de los bosques para satisfacer la demanda de los astilleros y donde la intervención se hizo sin reglamentación ni organización. El resultado de esta práctica fue la degradación de los bosques nativos así como la disminución de su superficie aprovechable quedando cada vez más distante la corta y traslado de los centros de consumo.

La degradación de la estructura de los bosques nativos de la cordillera de la Costa de la región maulina obedece a la extracción maderera de los ejemplares más voluminosos para abastecer de materia prima a los astilleros y su exportación a Perú con envíos también a Valparaíso. Además se agrega la obtención de madera para la construcción de viviendas y calefacción como leña y carbón al mismo tiempo que también se enviaba madera para viviendas y biocombustible a Valparaíso y Santiago. Esta presión se inicia desde la ocupación del área de Constitución en 1544 hasta los últimos años por un período de casi 500 años. También se agrega la demanda de durmientes para la construcción de las vías del Ferrocarril.



Es en la Villa Bilbao o Villa Astillero y Puerto donde con impulso español parte la construcción naviera en Chile. Esta actividad trasciende e incentiva a otros emprendedores o constructores y comerciantes de diferentes nacionalidades arribando en 1850 a Constitución norteamericanos, ingleses, alemanes, franceses e italianos. A esta altura también se iniciaban modestas construcciones navales en Curanipe, Cauquenes, y Llico en Curicó (Maino 1996). La productividad de los astilleros de Constitución desde su fundación por Santiago Oñaderra en 1794 hasta 1834, se construyeron 298 embarcaciones (fragatas, bergantines, goletas, balandras, lanchas y botes), representando 8.876 toneladas. Luego entre 1835 y 1848 serían fabricadas otras 235 naves con 4.932 toneladas y en 1849 a mayo de 1850 otras 15 embarcaciones con 3.212 toneladas. Finalmente en 1855 el constructor naval del estado Juan Duprat es comisionado para adquirir maderas de la región de Constitución recorriendo las montañas de Espino, Las Cañas, Cruz de Piedra, Los Pozones, La Piedra Rosada, El Guapi, Pellegue (hoy Pelluhue), Chovillen (Chovellén), Tregualemo (Tregualemu), Ramadilla y Cerro Pelado. Como resultado contrata el corte de 3.434 "piezas magníficas de construcción naval", procedentes de Talca, Curinipe (Curanipe) y Maule (Harris 1997).

Los bosques del Maule fueron los grandes proveedores de maderas, en especial de ruil, cuya nobleza y ductilidad, lo hicieron como el material esencial de los buques. Se postula que su desmedida extracción contribuyó a su extinción además de su difícil reproducción (González 2019). En la colonia la materia prima insustituible de la ingeniería naval en ciernes era la madera reconocida por su extraordinaria calidad y abundancia presumiéndose que podría abastecer a casi todo el reino como lo afirmó Vicente de la Cruz en 1797. Más tarde otra de las fortalezas de la economía de Constitución fue la exportación de maderas nativas. A mediados del siglo XVII el ingenio europeo impulsa la explotación de los exhuberantes y fecundos bosques maulinos construyendo embarcaciones de mayor calado y capacidad de desplazarse en el océano. La industria naviera despegó en Constitución por la abundancia de maderas y como la más apropiada para embarcaciones menores destacando el roble del Maule y el roble pellín. Las crónicas de la época mencionan la llegada en 1863 de los hermanos Aquiles, Fernando y José Court Duprat de origen francés e hijos de Juan Court arquitecto naval como los mejores constructores navales del Maule y del país quienes perfeccionaron la ingeniería de los astilleros, y durante la Guerra del Pacífico, trabajan para el gobierno. A los hermanos Court se les reconoce como los creadores de los faluchos maulinos, embarcación sólida de gran capacidad, simple en las líneas pudiendo cruzar la barra del Maule y llevar los productos a puertos chilenos e incluso de la costa americana (Maino 1996, González 2019) y la madera ideal para la construcción habría sido de Roble Maulino (*Nothofagus glauca*) (Sepúlveda 2019). La tarea inicial de los hermanos Court en Constitución fue reactivar los astilleros dejados por los jesuitas.

A causa de la actividad marítima y fluvial, la productividad de los astilleros en número y diversidad de naves se acrecienta. La demanda de exportación de madera nativa y la cantidad de productos agroganaderos en especial trigo y harinas e insumos carneos (charqui) aumenta su salida a Valparaíso y Callao. Esta actividad de carga y la ubicación estratégica influyen en que el 8 de agosto de 1828 Villa Nueva Bilbao de Guardoqui sea renombrado como Constitución en honor a la Nueva Constitución Política que normaría el país al mismo tiempo que cambia su categoría de caleta a Puerto Mayor. Constitución mantiene la categoría de Puerto Mayor por 55 años (1828 a 1883) (Cortéz y Mardones 2009).



Los productos agrícolas de los buenos suelos de los latifundios de San Fernando, Curicó, Talca y Linares que se canalizaban por el Puerto Mayor de Constitución necesitaban acceder a centros de consumo como Santiago, Valparaíso y Perú. El transporte fue principalmente por navegación fluvial iniciada ya en 1783. Entre 1821-1823 y hacia 1840 la gama de productos comprendía sal, papas (*Solanum* sp.) (chuño de papa deshidratada y almidón), granos, frutas (almendras, nueces, guindas secas), cebollas, ajíes, zapallo, huevos, pescado seco, hojas de pitar, canastos, monturas, mantas, cebada, canoas trigo, harina de trigo (frangollo y galletas), legumbres (garbanzos, lentejas, frejoles, arvejas), nueces, zapallos, linaza, forrajes de cebada, maíz y alfalfa, ganado lanar, mular y caballar, queso chanco hasta un 9% del embarque, mantequilla, sebo, charqui, grasa, manteca, cordobanes, suelas, cueros (incluidos los de chinchillas), jamones, lanas, aves, vino, aguardiente, ajenojo, chacolí, mosto, coñac (Capdeville 1894). En 1881 se exportaban desde Constitución toneladas de trigo. Para 1830 la alta demanda de cereales como trigo y harina maderera era para Perú y para el norte del país. Desde Constitución los volúmenes de harina alcanzaron a California, Australia, Inglaterra (1868) y Perú que ya lo hacía desde 1750. Dentro del país los destinos eran Valparaíso, Santiago y la zona minera del norte y el sur (Bauer 1970). Como productos forestales exportados del bosque maulino están maderas de construcción hasta un 80% del embarque, tablas, vigas, piezas de construcción naval, curvas, carbón de espino, leña, hojas para infusión, cáscaras de lingue, corteza de quillay, ruedas de leñas y madera sin labrar. Perú demandaba también las cortezas de árboles como *Persea lingue* (lingue) y *Cryptocarya alba* (peumo) para el proceso de pieles.

Durante el período postindependencia Chile debió enfrentar la demanda de la marina chilena para disponer de barcos en la expedición libertadora del Perú. La demanda de la actividad minera en el norte desde 1820 (oro, plata, cobre), la minería del salitre desde 1830 a 1930, la industria del carbón desde 1852 en Lota y Coronel de 1854 a 1995 y el avance de la frontera en el sur que finaliza en 1883, la guerra del pacífico (1879 – 1883). Otro mercado que enfrentó fue la fiebre del oro en California (1848 – 1855), Australia en 1851 (Bauer 1970). Así mismo se presentaron problemas de origen político internos como la revolución de 1829.

Sin embargo, a fines del siglo XIX el auge y despegue portuario declina la construcción de naves de transportes que habían dado origen a la construcción naval en Chile. Igualmente declinan las exportaciones de madera e insumos agrícolas de origen animal y vegetal. Sin embargo, Constitución busca reorientar las actividades comerciales hacia la alternativa del turismo estival (Cortéz y Mardones 1915).

Entre los factores que negativamente afectaron el fluyente dinamismo de los astilleros fue el proyecto de implementación del FFCC que llega a Talca en 1876 y a Constitución en 1915.

La construcción e implementación de la línea férrea del ferrocarril en Chile representó una silenciosa demanda de madera para durmientes y postación en la red de comunicaciones. El auge de ferrocarriles es apoyado por las ventajas del transporte de carga y pasajeros acelerando su implementación por ejemplo de Santiago a Puerto Montt con 3.300 km sin inclusión de ramales. El bosque nativo fue la base de la fuente de durmientes mucho antes de los de concreto que los reemplazaron. Se estima que cada durmiente representa 0,1 m³ de madera y en km de línea se ocuparía una media entre 1700 a 1800 que eran químicamente



tratados prolongando su duración a lo menos 7 años. Una renovación demandaría la cantidad de 200.000 al año (Tragedia del bosque chileno). Si la extensión es de 3.300 km y si cada árbol proporciona 8 durmientes un aventurado cálculo demandaría la suma de 721.875 árboles. El abastecimiento de durmientes no consideraba la estrategia de manejo del bosque y se obtenían por oferentes privados. Entre las maderas predilectas estaban *Nothofagus obliqua* (apellinado) (roble), *Nothofagus dombeyi* (coigüe), *Austrocedrus chilensis* (ciprés de cordillera).

Posterior a la organización social y productiva postindependencia lentamente emergen otras actividades complementarias como alfarería, curtiembres, telares, herrajes y carpintería con participación de españoles y mestizos. En carpintería se empleaban maderas nobles de *Gevuina avellana* (avellano), *Lomatia hirsuta* (radal), *Lomatia dentata* (avellanillo), *Nothofagus glauca* (roble maulino). Ya durante la colonia la tala de los bosques era inevitable sosteniendo la actividad de hacheros, carpinteros de ribera y bahía, calafates y constructores. Las maderas del Maule en casas, lanchas, muebles, carruajes, escobas, serían conocidas en California, Perú, Mendoza o San Juan. (Harris 1997). En agricultura se intensifica el cultivo de frutales, vides, chacarería de papas, porotos y maíz. Por otro lado, la actividad sociocultural del país se focaliza en el arribo de órdenes religiosas, congregaciones y la fundación de conventos que al mismo tiempo entregaron instrucción escolar.

La exportación y alto consumo de las maderas del bosque fue degradando el bosque nativo. Desde la colonia el bosque nativo fue considerado como recurso natural inagotable (Armesto *et al.* 1994) trayendo consecuencias en su integridad estructural y conservación. Ya en la primera mitad del siglo XIX los impactos negativos fueron advertidos generando preocupación en las autoridades. La decadencia de los bosques, ausencia de una legislación regulatoria y práctica silvicultural, el inaccionar del estado con medidas de supervisión (Mostardi-Fioretti 1866) y la inaccesibilidad cada vez mayor de la madera, influyeron en una explotación incomprensible para los investigadores y científicos extranjeros que recorrieron el norte chico, Chile central y la Araucanía.

Entre los primeros en señalar las alertas del desastre en la vegetación natural chilena estaban investigadores externos contratados o invitados por gobiernos de la época (Barrera 2017). Entre ellos como Claudio Gay Mouret (naturalista francés contratado en 1830 por el ministro Diego Portales bajo la presidencia de José Tomás Ovalle), Rudolph Amandus Philippi, naturalista alemán que en 1851 invitado por su hermano Bernardo Eunon Philippi llega a Chile, el ingeniero en minas Ignacio Domeyko Ancuta (contratado en 1838 por el presidente José Joaquín Prieto como docente de química y mineralogía para el liceo Coquimbo de La Serena) y más tarde el biólogo Federico Albert Taupp invitado por el Presidente José Manuel Balmaceda como docente del Instituto Pedagógico e investigador en el Museo Nacional de Historia Natural de Santiago.

Las autoridades de la época observando la experiencia europea (Alemania y España) plantean la necesidad de una ley destinada a la protección de los bosques. Gay en su visita al norte del país 1838 informa al Ministro del Interior sobre las causas de la disminución de los montes de la provincia de Coquimbo. Un año más tarde (1839) la Comisión de Bosques y Plantíos de la Sociedad Nacional de Agricultura manifiesta los riesgos que originaría la dis-



minución y falta de Árboles previendo problemas ambientales (sequía, aridez, falta de vegetación, enfermedades) y sociales (despoblamiento y miseria). Se reconocía intuitivamente el rol ecológico de mantener la humedad, cobertura del suelo, contribuir a las lluvias, favorecer los caudales y amortiguar las inundaciones. Las ideas se plasman en un informe y propuesta de proyecto en 1839 que la Sociedad Nacional de Agricultura de la época envía al Ministro de Marina de la época como Memoria Económico-Legal Sobre los Bosques (Maíno 1996, Casals 1999). La iniciativa no prospera y es cuestionada por los intereses de la minería de la época.

Más tarde en 1848 Manuel Blanco Encalada, titular de la comandancia de Marina, se preocupa por las "depredaciones ecológicas" de que son objeto los bosques y montes, especialmente, en los ubicados en la zona del Maule. Esta idea es respaldada por el Ministro Pedro Nolasco Vial quien plantea terminar con urgencia la explotación y la destrucción así como el accionar depredador del hacha y los hacheros y del fuego vislumbrando la necesidad de que la mantención de los bosques y montes era fundamental para la arquitectura civil y naval (Harris 1997). A ello se agrega los volúmenes de leña y carbón para uso doméstico en la población.

Posteriormente Mostardi-Fioretti (1866) basado en su formación, experiencia europea y el trabajo del francés Julio Clave impactado por la destrucción y degradación de los bosques nativos elabora una propuesta no formal con base silvicultural para la regulación de la corta, conservación y recuperación de los bosques. El mérito del trabajo de Mostardi-Fioretti es que es el primero en dar luces sobre el manejo silvicultural de los bosques.

En 1871 se dicta las primeras disposiciones legales para limitar el accionar de la minería sobre la vegetación natural. El origen radicaba en que de la época la actividad prioritaria fue la explotación minera que demandaba volúmenes de combustible como la madera de los bosques disponiendo incluso la disposición de ellos para la corta.

Luego en 1872 se especifican las normas sobre los cuidados ambientales de la corta de árboles en el medio natural mitigando las consecuencias de erosión y tala de la vegetación promovida por las disposiciones de 1871.

A continuación en 1873 se publicita un reglamento de cobertura general sobre el dominio del bosque de los privados y la corta de árboles y las consecuencias ambientales de la intervención así como el respeto por las quebradas y cursos de aguas en laderas montañosas. Tal reglamento, por el carácter y medidas, es considerada como la primera ley forestal. Entre las disposiciones importantes están: limitación del poder dominio del bosque en privados o suelos fiscales, corta de árboles y/o arbustos en fuentes de agua de laderas montañosas, liberar de tala una franja de 200 m de radio en manantiales de suelos planos, cortar árboles o prohibir su destrucción en cerros sobre 60 m de altura (media falda a la cima), se veda el uso del fuego desde el límite norte a la zona de Biobío, se crea un servicio forestal con participación de privados, permite a particulares a formular denuncia infracciones de corta o uso del fuego, procurar un catastro y fomento forestal, supedita los bosques a la habilitación del suelo para la agricultura (Saelzer 1976, Casals 1999, Palma 2004). Sin embargo, en 1879 queda en el olvido el fracasado intento de conservación del bosque nativo en la cordillera costera de la araucanía, Valdivia y Llanquihue (Palma 2004).



Más adelante en 1889 arriba al país Federico Albert Taupp incorporándose en 1898 al Ministerio de las Industrias donde aplica su capacidad y experticia en la tarea de recuperar los bosques nativos degradados, revegetar suelos abandonados, controlar la erosión de las dunas en Chile central, establecimiento de viveros, es decir, sin proponérselo Albert actuaba como precursor de la reforestación nacional.

Luego de un organismo que centralice y dirija las acciones repatorias ambientales organiza los primeros servicios de vigilancia y de fomento de los recursos naturales creando en 1911 la Inspección General de Bosques, Pesca y Caza (Casals 1999), el departamento Inspección General de Bosques, Pesca y Caza del Ministerio de Tierras y Colonización e implementar una política y estrategia destinada a la recuperación y conservación de los bosques, suelos y agua.

El respaldo a la labor de Albert estuvo en la evidencia de las actividades y resultados cuando asume tareas de control de dunas y reforestación en Chanco, Cauquenes, rescatando al pueblo del avance y cobertura de las arenas litorales (Figura 3) junto con establecer viveros estatales para disponer de plantas a privados con interés en forestar.



A



B

Figura 3. Frederick Albert Taupp (A) que trabajó en el control de dunas, erosión de suelo y recuperación del bosque nativo vivió en Chile 39 años. Reconocimiento de la labor por el pueblo de Chanco (B).

El accionar de Federico Albert cubre el vacío de la necesidad de una política forestal buscando el equilibrio entre el uso y la conservación de los bosques, así como la protección de las aguas superficiales de las cuencas. Hoy es reconocido como el pionero



y promotor de la gestión forestal en Chile con base científica (Casals 1999, Camus 2003). En síntesis Albert reposiciona el rol ecológico de la vegetación y los bosques así como la actividad forestal desde una visión holística (Figura 4). Su énfasis se centró en la conservación, recuperación, manejo y protección de los bosques, suelo y agua. Su mayor reconocimiento fue en 1910 cuando es honrado con la carta de nacionalidad chilena que el país le retribuía por su entrega, resultados y asimilación a la mentalidad chilena.

A pesar del conocimiento de la flora arbórea de Chile central Albert no hace mención sobre la existencia y uso de ruil en el área de Chanco. Es posible que no se dio el encuentro con la especie dado que en los años que visitó y trabajó en el control de dunas en el poblado de Chanco el acceso desde Cauquenes fue por la ruta de Los Molcos dado que aún no se contruía el camino que ascendía por El Corte. Ruil se hace público para la ciencia y el país recién entre 1926 y 1928. En la lista elaborada de árboles recomendables para el país Albert (1909) recomienda siete especies extranjeras descartando las nativas por su lento crecimiento y ser ampliamente conocidas. Sin embargo, en sus visitas a Chanco, Cauquenes, es muy probable que Federico Albert se informara sobre los bosques costeros, en especial de las especies de ruil y hualo el cual Reiche contemporáneo a sus visita describe a hualo en 1909 como *Nothofagus megalocarpa* sobre muestras del área de Constitución. En la actualidad el nombre válido de hualo es *Nothofagus glauca*.



Figura 4. Federico Albert en dunas controladas de Chanco en 1913

1.5 Período de la República y Presidencialismo 1831 a la Actualidad

Federico Albert en 1912 junto a Ernesto Maldonado preparan y presentan el texto de un proyecto de Ley, pero que es acogido por el Congreso de la época en 1925, (Camus 2003). Este proyecto habría sido la primera ley de bosques donde se daban las bases para implementar una política forestal y regulación en la explotación de los bosques y suelos



así como del uso del fuego imprimiéndole un sello de conservación y sanciones en el incumplimiento de las indicaciones.

El proyecto de ley fue postergado y retomado 6 años más tarde el 30 de junio de 1931 con fusión del texto de una ley previa definida y dictada en 1925 por el DL 656. La nueva ley dictada por DS N°4363 de 1931 es difundida como Ley de Bosques de 1931, pero que Albert no alcanza a vivirla a causa de que 3 años antes en 1828 había fallecido. Sin embargo, allí se incorpora su lenguaje y sus ideas. Así mismo mejora y aprueba el texto de la ley de bosques de 1925. Ley de Bosques de 1931 permanece vigente 43 años desde 1931 a 1974. La novedad era la delimitación de suelos forestales de suelos agrícolas, regulación del uso del fuego, sanciones y disposiciones para la creación de unidades a proteger en categoría de parques o como reservas forestales. Al mismo tiempo se reconocen y establecen 10 tipos de bosques protectores facultando al presidente de la república a otorgar a privados incentivos de liberación tributaria como estímulo a la promoción del uso de suelos forestales.

La ley de 1931 norma las plantaciones forestales, la protección del bosque nativo y los suelos con medidas de regulación, control, gestión y explotación. Prohíbe el roce como práctica de explotación y la tala de vegetación cercana a manantiales y vertientes. Como resultado de la aplicación se realizan plantaciones a escala mayor, especialmente, en suelos erosionados del Bío-Bío. Dentro de los atributos de las especies forestales favorecidas era el crecimiento rápido y con productos maderables, papel y celulosa dirigidos a satisfacer la demanda de la época. La especie seleccionada era *Pinus radiata*.

Más tarde el 25 de julio de 1935 se crea la Sociedad Amigos del Árbol cuyo mérito principal fue organizar siete años más tarde (1942) la primera reunión forestal nacional con el objetivo de promover y materializar en el país acciones con auténtica política forestal (Casals 1999). Sin embargo, en el ambiente de las autoridades políticas de la época inquietaban los problemas del deterioro y mantención de la casi nula recuperación del bosque nativo. Es así que en 1944 Irvine Haig realiza un diagnóstico de la situación forestal del país identificando causas del mal manejo del fuego y los riesgos de una escasez de su riqueza. Luego en 1952 FAO con Lars Hartmann evalúa y entrega orientaciones para mejorar la industria forestal basada en la protección y apoyo a los industriales forestales.

En el período de 1931 a 1973 se impulsan plantaciones lanzándose en 1965 una campaña de forestación con la meta de asegurar 450.000 nuevas hectáreas de bosques para madera y protección de los recursos naturales. Al mismo tiempo para apoyar de forma más específica la actividad forestal se crean organismos como la escuela de Ingeniería Forestal (1952) en la Universidad de Chile, el Instituto Forestal (1961), la Corporación de Reforestación COREF (1970), implementación de un plan Nacional de Forestación, la creación por Corfo de dos plantas de Celulosa (Arauco y Constitución), la creación de la Corporación Nacional Forestal, CONAF (1972).

Finalmente la culminación de las disposiciones legales se da en 1973 al imponerse al año siguiente 1974 una nueva política de fomento forestal mediante el decreto ley 701 de 1974 que como atractivo ofrece respeto a la propiedad, bonifica en un 75% . 90 % los gas-



tos en las plantación, exenciones tributarias, etc. La prioridad es la plantación en “terrenos forestales y erosionados” como fue la idea original de Federico Albert en 1912. Las plantaciones se realizan con *Pinus radiata* llegando a una tasa de 77.583 has/año. En la actualidad la superficie de *Pinus* y otras de *Eucalyptus globulus* y *E. nitens* (3.311 has). alcanzando en la actualidad a 3.000.000 de has (Chile Forestal 2020) (Figura 5).



Figura 5. Plantación forestal monoespecífica de *Pinus radiata*.

En Región del Maule la afectación por sustitución del bosque nativo se inicia en el bosque maulino costero paralelo con la construcción de una planta de celulosa por parte de CORFO en Constitución. El despeje de la superficie para las plantaciones se realizó, principalmente, por medio del fuego que combustionó no sólo la biomasa vegetal aérea sino también la flora microbiana de bacterias, hongos e insectos del hábitat edáfico junto con el litter y materia orgánica acumulada. Los bosques principalmente disminuidos fueron de *Nothofagus glauca* (hualo), y *Nothofagus alessandrii* (ruil), es decir, el Bosque Maulino, Costero.

A menor escala y como estrategia de sobrevivencia los lugareños del área de Curepto y Constitución dan cuenta de la tala del bosque de ruil y hualo para habilitar el suelo de una agricultura de subsistencia como cultivo de trigo y en las bajas las laderas chacarearía de maíz y legumbres como lentejas, garbanzos, chícharos y frejoles sugiriendo que los remanente actuales de bosque nativo son secundarios.



Para atenuar el accionar negativo contra la naturaleza en 1984 por Ley 18362 se crea el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado donde se asimilan las unidades silvestres hasta ese momento definidas como parques y reservas forestales. Con ello el estado proyecta una nueva imagen, por un lado, fomenta las plantaciones forestales y, por otro, dará protección legal a las nuevas unidades respecto a las previas existentes a la ley 18.362.

Como consecuencia de la atmósfera sociopolítica y ecologista Chile se incorpora a eventos internacionales orientados a la protección y conservación de los recursos naturales como los bosques. Es así como en 1994 se crea la Comisión Nacional del Medio Ambiente, CONAMA, como organismo rector de la política ambiental siendo en el 2010 remplazada por ley 20.417 por el Ministerio del Medio Ambiente, el Servicio de Evaluación Ambiental y la Superintendencia del Medio Ambiente. Junto con ello y por Ley 19.300 se crean las Bases Generales del Medio Ambiente que regula el accionar y disposición de un área a transformar con predicciones de impacto y biocalidad de las especies biológicas según categoría de conservación de IUCN.

La aplicación entusiasta del decreto ley 701 con ritmo de plantaciones forestales de *Pinus radiata* implicó una transformación del paisaje natural. En la práctica en muchos predios la plantación fue posible por sustitución del bosque nativo y que en la región del Maule afectó el tipo forestal de Roble-Hualo, en especial, el subtipo de formaciones de Ruil de la cordillera de la costa de Chile central (Donoso 1981). De esta forma el país desde la recuperación del bosque nativo, protección de suelo y cursos de agua promovidos por Federico Albert daba un giro a la expansión de plantaciones forestales monoespecíficas. Como resultado surge la industria forestal con exportaciones de productos al mercado externo (Camus 2000). *Pinus radiata*, especie de conífera norteamericana, frente a las especies arbóreas nativas, se favoreció con la disponibilidad de viveros, su rusticidad, adaptabilidad al ambiente mediterráneo y templado de Chile así como la técnica del manejo con profesionales forestales y el rápido crecimiento con una edad de corta media de 20 años frente a los 100 en su lugar de origen (Camus y Hajek 1998).

La introducción y plantación de especies traídas desde el extranjero fue un proceso casuístico. En 1839 llegan privados reciben desde Francia las primeras semillas de coníferas a ensayar en suelos pobres y responder a las demandas de madera y biocombustible (Camus 2014). 135 años más tarde se el fomento de la plantación forestal con especies exóticas por el decreto 701 favoreció la disminución del bosque nativo costero y su biodiversidad en la zona del Biobío, luego en el Maule y en la Araucanía dando origen a estudios, predicciones y cálculos de tasa de sustitución así como la necesidad de una disposición de regulación, supervisión, sanciones y cumplimiento de la legislación vigente. Así mismo la externalización de la problemática sensibilizó a organismos internacionales de conservación y protección de los recursos naturales originándose un ambiente interno de conflicto y más tarde de consenso para que los gobiernos y entidades privadas de la época asumieran compromisos de protección y conservación con respeto al marco ambiental.

En relación con los bosques de Ruil la preocupación por la conservación surge en 1974 con la propuesta de la Creación del Parque Robles del Maule de Cauquenes por iniciativa del Servicio Agrícola y Ganadero, SAG (Reyes & Rocuant 1974) sin que se lograra materializar. Sin embargo, en 1976 por Decreto 211 del Ministerio de Agricultura se crea el Área de Protección



Robles del Maule en la VII Región, provincia de Linares, con una superficie de 1.297 has incluyendo principalmente a *Nothofagus glauca* seguido de de *Nothofagus alessandrii* (Figura 6).



Figura 6. Ladera sur de la microcuenca del río o estero Curanilahue, Chanco-Cauquenes. En color verde rebrotes de *Nothofagus alessandrii* y en gris poblaciones de *Nothofagus glauca*.

Posteriormente seis años más tarde en 1982 por Decreto 94 se crea la Reserva Nacional Los Ruiles en predios fiscales de las comunas de Empedrado y Chanco de la Región del Maule, Ministerio de Agricultura con una superficie de 45 has desglosadas en 29 has en Cauquenes y 16 has en el predio El Fin, Empedrado. Esta nueva unidad es parte del Sistema Nacional de Areas Protegidas del Estado, SNASPE. Esta superficie de 45 has 36 años más tarde es ampliada a 90 has aproximadamente por decreto 102 de 1918 del Ministerio de Bienes Nacionales y que, principalmente, la Reserva Nacional de Chanco con 43 nuevas has quedan con un total de 72 has. La Reserva Nacional Los Ruiles del área costera incluye al bosque maulino con dominancia de *Nothofagus glauca*. La superficie de ocupación efectiva de Ruil evaluada en 1991 para la ladera sur y al norte del río o estero de Curanilahue en Chanco, es de 69,14 has y para el Fin. Empedrado, 11,6 has (San Martín *et al.* 1991, Olivares *et al.* 2005).

Con excepción de la distribución y diversidad de especies de *Nothofagus* para el área mediterránea (Donoso 1972, 1975), hasta 1982 aún no se conocía la superficie de Ruil en el país. Es así como Garrido y Landaeta (1983) y Donoso y Landaeta (1983) para ocho lugares de las comunas de Curepto, Constitución, Empedrado y Chanco informan una su-



perficie estimada en 824,8 ha. Más tarde en 1991 para 15 lugares y con sobrevuelo de las cuatro comunas señaladas se determinaron 338,68 has (San Martín *et al.* 1991) y que en el 2002 con nuevos vuelos suben a 352,8 has (San Martín & Sepúlveda 2002). Finalmente Santelices *et al.* (1912) en una reevaluación determina 314 has.

En relación con Ruil por Decreto Supremo N° 13 de 1995 el Ministerio Secretaría General de la Presidencia se declara a la especie Monumento Natural. Luego de 12 años más tarde por Decreto Supremo 151 de 2007 del Ministerio Secretaría General de la República es declarada especie en Peligro de extinción y rara.

Finalmente por Decreto 102 de 2018 del Ministerio de Bienes Nacionales se amplía en 43 has la superficie de la Reserva Nacional Los Ruiles de la comuna de Chanco Empeдрado de las provincias de Cauquenes y Talca, Región del Maule

En la región del Maule Ruil no es la única especie arbórea en peligro y amenaza de conservación. También se encuentran *Pitavia punctata*, *Beilschmiedia berteriana*, *Gomortega keule*, *Citronella mucronata* categorizados además como monumentos naturales (Ministerio de Agricultura 1995). Sin embargo, a causa de la alteración de hábitat, fragmentación, sustitución, pérdida de biodiversidad se ha priorizado por el Ministerio del Medio Ambiente oficializando por Decreto 42 de 2018 un plan de recuperación, repoblamiento, aumento de la superficie, amenazas de incendio y de invasiones biológicas a largo plazo de *Nothofagus alessandrii*. Desde el punto de vista de la conservación la situación de Ruil es dramática. Como especie es singular y endémica de la costa maulina no ha aumentando hasta hoy la superficie de ocupación. Contrariamente disminuye. La última evaluación de la superficie determinada en el 2012 fue de 214 has (Santelices *et al.* 2012) frente a las 352,8 has encontradas en el 2002 (San Martín & Sepúlveda 2002). Con el megaincendio de 2017 la superficie disminuye a 142 has estimándose como incendiadas 172 has (Valencia *et al.* 2018).

La ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente (1994) y ley 20.417 (Ministerio Secretaría General de la Presidencia 2010) tiene como objetivo garantizar que los ciudadanos puedan vivir en un medio ambiente libre de contaminación. De esta forma se da cumplimiento a la exigencia establecida en el artículo 19 número 8 de la constitución política vigente desde 1980. Así mismo se auto impone la necesidad de velar por la preservación de la naturaleza. En la práctica la aplicación de la disposición es impositiva en cuanto se deben prever y limitar la influencia de factores físicos y/o químicos que contribuyan a romper el equilibrio y la convivencia amigable con el medio ambiente. Uno de los componentes ambientales donde también la ley se focaliza es en el ecosistema y la biodiversidad. En este sentido la exigencia es levantar un inventario de las especies así como sus patrones de abundancia y la biocalidad en su origen y status de conservación de acuerdo a la escala propuesta por la UICN (2000) y adoptada por la ley 19.300 artículo 38. En la aplicación de la norma se priorizan las especies raras o poco abundantes y endémicas o con distribución geográfica y origen restringido y localizado. Tal condición hace referencia al endemismo como es el caso de *Nothofagus alessandrii*, ruil, posicionándose en la especie con amenazas o problemas de conservación vulnerable, en peligro de extinción y/o en peligro crítico



Finalmente la ley 20.283 (Ministerio de Agricultura 2008) y Reglamento General de La ley sobre Reuperación Sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (Decreto 93 Ministerio de Agricultura 2009)), en especial a través del artículo 19 relacionado con el hábitat de las especies arbóreas y/o arbustivas, interviene en el resguardo de aquellas especies endémicas, raras y con amenazas en su conservación en el ambiente natural. El objetivo de la ley es asegurar la recuperación y continuidad de la especie y sus poblaciones así como la integridad del habiat. En su aplicación se exige un catastro de la biodiversidad con metodología validada y un análisis de las variables directas e indirectas que se asumen puedan influir modificando el hábitat y poner en riesgo su continuidad.



1.6 Bibliografía

Abarzúa AM. 2009. Respuestas ambientales a cambios climáticos y culturales en la Región de la Araucanía, Chile. Tesis Doctoral Facultad de Ciencias Forestales Universidad Austral de Chile. 84 pp

Albert F. 1909. Los 7 árboles forestales más recomendables para el país. Imprenta Cervantes, Sagtiago de Chile. 74 pp.

Aldunate, C. 1996. Mapuche: gente de la tierra. Cap. IV: 111-134. In J. Hidalgo, V. Schiappacasse, H. Niemeyer, C. Aldunate & P. Mege (eds.) Etnografía: sociedades indígenas contemporáneas y su ideología. Edit. Andrés Bello, Santiago, 303 pp.

Armengol, P. 2024. Glosario etimológico de nombres de hombres, animales, plantas, ríos y lugares, y de vocablos incorporados en el lenguaje vulgar/aborígenes de Chile, y de algún otro país americano. Imprenta Universitaria, Santiago. Vol. II. 488 pp.

Armesto, J, C Villagrán, C Donoso. 1994. Historia del bosque templado chileno: desde la era glacial a la industrial. Ambiente y Desarrollo Marzo 1994: 66 – 72

Barrera D. 2017. Desarrollo Forestal Contexto de Areas Forestales y su rol en el desarrollo nacional. Pág 91- 102. En: A. Apey, D. Barrera & T. Rivas Agricultura chilena reflexiones y desafíos al 2030. Primera edición Andros Impresores, Santiago Chile. ODEPA. 298 pp.

Bauer A. 1970 Expansión económica en una sociedad tradicional Chile central en el siglo XIX. Edic. Historia, PUC Santiago: 137-235

Benavente M. 1998 Cauquenes historia y recuerdos personales. Ediciones Ciencia Ltda, Santiago. 171 pp.

Cabeza A, R Stehberg. 1984. El Cacicazgo de Malloa. Nueva Historia de Chile Revista Historia de Chile. Vol. 3 (10): 103 -156

Camus P, E Hajek. 1998. Historia Ambiental de Chile. Andros Impresores, Santiago. 183 pp.

Camus P. 2000. Innovación agroproductiva y ordenamiento del territorio: el caso del desarrollo forestal chileno. Scripta Nova Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales, Universidad de Barcelona, España, 69(85):

Camus O. 2003. Federico Albert: Artífice de la Gestión de los Bosques de Chile. Revista de Geografía Norte Grande 30: 55-63

Camus P. 2014. De la panacea a la tragedia: Bosques, erosión y forestación en Chile siglos XIX y XX. Revista de Historia Iberoamericana 7(2): 1 - 10

Capdeville A. 1894. El puerto de Constitución. Ventajas que se obtendrían con su mejora. Ministerio de Industrias y Obras Públicas Imprenta Cervantes, Santiago. 31 pp.

Casals V. 1999. La política forestal en Chile. Una perspectiva histórica. Scripta Nova Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales, Universidad de Barcelona, España: 45(16): 16 pp.

Casamiquela R, J Mont Ane, R Santana. 1967. Convivencia del hombre con el mastodonte en Chile Central. Noticias sobre las investigaciones en la Laguna de Taguatagua. Noticiero Mensual Museo Nacional de Historia Natural, Año XI, N° 132.

Castro N, T Torres, C Salazar. 2016. *Primer registro paleoxilológico en la localidad de Loanco Asignado a la Formación Quiriquina (Cretácico superior)*. V Simposio de Paleontología de Chile, (pág. 140). Concepción.

Cerpa D, D Labbé, V Quilaqueo, A Quinteros, C Robles. 2004. Estudios Promaucaes Chile Central (Siglos XVII- XIX). Seminario Grado Licenciado en Humanidades mención Historia. Facultad de Filosofía y Humanidades, Universidad de Chile. 199 pp

Chile Forestal. 2020. Cambio climático. Los bosques de Chile, pilar para el desarrollo inclusivo y sostenible. Conaf pág. 6-10

Correa D. 1988. Curepto: apuntes de su historia. Maranatha Ltda, Talca. 199 pp

Cortéz A, M Mardones. 1915. De puerto a Balneario: Los Inicios Turísticos de Constitución 1870 - 1920. Gestión Turística 24: 9-45

Cortéz A, M Mardones. 2009. Constitución 1794 -1915 Astillero, Puerto Mayor y Balneario. Edic. Pocuro, Santiago. 218 pp.

De Moesbach E. 1991. Voz de Arauco. Edit. Millantú, Temuco Chile. 288 pp

Donoso C. 1972. Análisis taxonómico y de distribución de las especies caducifolias del género *Nothofagus* en la zona central de Chile. Tesis Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago.

Donoso C. 1975. Distribución ecológica de las especies de *Nothofagus* de la zona mesomórfica. Bol. Técnico N°33 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. Santiago.

Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos Chile. Corporación Nacional Forestal y FAO Documento de Trabajo 38.

Donoso C. 1983. Modificaciones del paisaje forestal chileno a lo largo de la historia. En: Simposium Desarrollo y Perspectivas de las Disciplinas Forestales de la Universidad Austral de Chile. Pp. 365-438

Donoso C, E Landaeta. 1983. Ruil (*Nothofagus alessandri*) a threatened chilean tree species. Environmental Conservation 10: 159 – 162

Donoso C, A Lara. 1995. Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. Cap. 19: 363 – 387. In: J Armesto, C Villagrán, MK Arroyo (eds) Ecología de los nbosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. 477 pp.



- Espinosa M. 1926. Los hongos del género *Cyttaria*. Rev. Chil. Hist. Nat. 30(1): 206 -256
- Garrido F, E Landaeta. 1983 Algunos antecedentes sobre el rui (*Nothofagus alessandri* Espinosa). Ciencias Forestales 3(1): 3-19
- Gastó J. 1979. Ecología, el hombre y la transformación de la naturaleza. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 573 pp.
- González J. 2019. El origen de la industria en el Maule. Constructora independencia -Universidad Autónoma de Chile. Impresora Contacto, Talca. 113 pp
- Harris G. 1997. Preocupación ecológica en Chile. Revista Marina 4: 357 – 361
- Heusser CJ. 1983. Quaternary pollen record from Laguna Taguatagua, Chile. Science. 219: 1429-1432.
- Maíno V. 1996. La navegación del Maule: una vía de conexión con el exterior 1794-1898. Edit. Universidad de Talca, Talca. 273 pp.
- Ministerio de Agricultura. 1982. Crea reserva nacional los ruiles en predios fiscales de las comunas de Empedrado y Chanco, de la region del Maule. Decreto 94
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia. 1994. Aprueba ley sobre bases generales del medio ambiente. Ley 19.300
- Ministerio de Agricultura. 1995. Declara monumento natural las especies forestales queule, pitao, belloto del sur, belloto del norte y ruil. Decreto 13
- Ministerio Secertaría General de la Presidencia. 2007. Oficializa primera clasificacion de especies silvestres segun su estado de conservación. Decreto 151
- Ministerio de Agricultura. 2008. Ley Sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. Ley 20.283
- Ministerio de Agricultura. 2009. Reglamento General de la Ley Sobre recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. Decreto 93
- Ministerio de Agricultura. 1976. Crea área de proteccion "robles del maule", en la VII región, provincia de Linares. Decreto 211
- Ministerio de Bienes Nacionales. 2018. Ampliase la reserva nacional los ruiles, ubicada en las comunas de Chanco y Empedrado, provincias de Pelluhue y Talca, región del Maule. Decreto 102
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia. 2010. crea el ministerio, el servicio de evaluación ambiental y la superintendencia del medio ambiente. Ley 20.217
- Ministerio del Medio Ambiente. 2018. Aprueba plan de recuperación, conservación y gestión del ruil (*nothofagus alessandrii*). Decreto 42



Molina JI. 1788. Compendio de la historia geográfica, natural y civil del reyno de Chile Primera Edición y Primera Parte 418 pp. Biblioteca del Bicentenario Segunda Edición año 2000 Pehuén Editores Ltda, Santiago.

Morales A, R Sánchez, G Olmedo. 2012. Thalcamo Pueblos de indios del Maule. Editorial Museo O'Higiniano y de Bellas Artes de Talca, Talca. 74 pp.

Mostardi-Fioretti T. 1866. Selvicultura chilena. Reglamentación sobre el corte i conservación de los bosques. Anales Universidad de Chile tomo 28 (3): 321 -398

Muñoz Schick M. 1975. Gerónimo de Bibar notable observador naturalista en los albores de La Conquista. Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. 34: 5-27

Navarrete V. 2014a. Materiales para durmientes (continuará). *Anales del Instituto de Ingenieros de Chile*, (3), Pág. 135-144. Consultado de <https://revistas.uchile.cl/index.php/AICH/article/view/33600/35318>

Navarrete V. 2014b. Materiales para durmientes (continuación). *Anales del Instituto de Ingenieros de Chile*, (4), Pág. 160-179. Consultado de <https://revistas.uchile.cl/index.php/AICH/article/view/33605/35322>

Núñez L, J Varela, R Casamiquela, V Schiappacasse, H Niemeyer, C. Villagrán. 1994 Cuenca de Taguatagua en Chile: el ambiente del Pleistoceno superior y ocupaciones humanas Taguatagua Revista Chilena de Historia Natural 67(4): 503- 519

Olivares P, J. San Martín, R Santelices. 2005. Ruil (*Nothofagus alessandrii*) Estado del conocimiento y desafíos para su conservación. Comisión Nacional del Medio Ambiente, Región del Maule. Integrale Impresores Ltda, Santiago. 55 pp.

Opazo G. 1997. Historia de Talca. Editorial Andujar, Santiago Chile. 358 pp.

Palma V. 2004. Legislación Forestal. Un análisis al sistema de responsabilidad. Memoria Facultad de Derecho Universidad de Chile Santiago.

Pardo O, J Pizarro. 2013. Chile: plantas alimentarias prehispánicas. Ediciones Parina, Arica. 431 pp.

Pérez Rosales V. 1859. Ensayo sobre Chile. Colección Libros de Chile Ediciones Universidad de Chile 1986, Edit. Universitaria Santiago de Chile 351 pp.

Reyes I, L Rocuant. 1974. Proyecto Parque Nacional Bosque Maulino. Manuscrito 28 pp.

Rivera E. 1972. Reseña histórica sobre Curepto. Cap. I : 1-35 In A. Montero, P. Aravena & E. Rivera (eds) Prospección de Recursos Naturales en el Departamento de Curepto. Centro de Estudios Agrarios y Campesinos Universidad Católica de Chile Sede Regional del Maule & Laboratorio de Ecología Universidad de Chile Talca. 133 pp y anexos

Rodríguez R, O Matthei, M Quezada. 1983. Flora arbórea de Chile. Edit. Universidad de Concepción, Concepción Chile 408 pp.



Salazar V. 2020. Actualización del conocimiento del género *Cyttaria* Berk. (Cyttariales, Ascomycota), en Chile. Boletín Micológico 35(1). <https://doi.org/10.22370/bolmicol.2020.35.1.2397>

San Martín J, V Mourgues, A Villa, C Carreño. 1991. Catastro actualizado de la distribución y estado de conservación de los bosques de ruil en la VII Región. Informe Proyecto de Investigación y Desarrollo Forestal. CONAF-Universidad Católica del Maule.

San Martín J, C Sepúlveda. 2002. Diagnóstico del estado actual de los fragmentos de *Nothofagus alessandrii*, "Ruil", Fagaceae (=Nothofagaceae), de la Región del Maule, Chile Central. Universidad de Talca – Ministerio del Medio Ambiente. Informe 45 pp.

Santelices R, F Drake, C Mena, R Ordenes, R Navarro-Cerrillo. 2012. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. Ciencia e Investigación Agraria 39: 521-531

Sepúlveda J. 2019. Algo sobre la historia de los faluchos maulinos. Revista Mar, Valparaíso 205: 79- 83

Silva O. 1986. Los promaucaes y la frontera meridional incaica en Chile. Cuadernos de Historia 6: 7-16

Solari M. 2007. Historia ambiental holocénica de la región sur-austral de Chile (X-XII región). Revista Austral de Ciencias Sociales 13: 79-92

Téllez E. 1990. De incas, picones y promaucaes: el derrumbe de la frontera salvaje en el confín austral del Collasuyo. Cuadernos de historia 10: 1- 18

Unión Internacional para la conservación de la Naturaleza UICN. 2000. Categorías y criterios de la lista roja de la UICN. Versión 3.1 Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34pp.

Valencia D, J Saavedra, J Brull, R Santelices. 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



2. SITUACIÓN ACTUAL Y FUTURO DE LOS BOSQUES DE RUIL

Luis Opazo U.

Los desafíos y oportunidades para la conservación y protección de los ruilares en su ambiente natural responden a un análisis histórico de instrumentos legales y de procesos de gestión actual, desde el ámbito público-privado y multisectorial.

2.1 Antecedentes de Protección Formal

El Ruil (*Nothofagus alessandrii*) fue descrito formalmente por Marcial Ramón Espinosa Bustos, quien entre los años 1919 y 1921 basado en muestras y que complementó con nuevas colectas de flores y hojas de las localidades de Curepto (Huelón), Empedrado (Tapar) y Constitución. La descripción es publicada en la Revista Chilena de Historia Natural números 30 de 1926 y 32 de 1928.

En el año 1973, Carlos Muñoz Pizarro publica “Chile: plantas en extinción” un texto donde incluye a ruil como especie arbórea de Chile con problemas de conservación. Luego en 1974 Reyes y Rocuant elaboraron el documento-proyecto “Antecedentes para una Propuesta de creación de un Parque Nacional” denominado Bosque Maulino de 1.296,8 has y en lo que hoy se conoce como sector El Corte km 29 de la ruta Cauquenes Chanco - Pelluhue. Esta iniciativa representaba la primera acción para la creación de un parque nacional de bosque maulino con inclusión de ruil en la zona central en la provincia de Cauquenes. La iniciativa no prosperó. Sin embargo, en 1976 y en terrenos privados por Decreto N° 211 del Ministerio de Agricultura se crea el Área de Protección Los Robles del Maule. Tal decisión es una de las primeras medidas formales para la protección del bosque nativo costero con ruil. Las iniciativas anteriormente mencionadas fueron precursoras para la creación de la actual **Reserva Nacional Los Ruiles** por DS N°94 del Ministerio de Agricultura de 1982 con una superficie inicial de 45 ha con dos sectores distanciados: uno en parte del predio El Fin, de la comuna de Empedrado siendo propietario original el Sr. Marcial Bravo, y el otro en terrenos fiscales denominados Los Ruiles en el sector El Corte, de la comuna de Chanco.

A causa de la vulnerable situación de las especies arbóreas nativas y endémicas en 1995 por Decreto 13 del Ministerio de Agricultura cinco especies son declaradas monumento natural dentro de las cuales se incluye *N. alessandrii*.

Finalmente, para el sector de El Corte en 2018 se amplía la superficie protegida a 44,6 has (DS N°102 del Ministerio de Bienes Nacionales) quedando como superficie de bosque



maulino con ruil en 89,06 has. No obstante, en la actualidad y para El Corte se gestiona la adquisición de 13 nuevos predios, que, incorporados al patrimonio original abarcaría una superficie aproximada de 325 ha de bosque maulino costero con inclusión de ruil.

En relación con la distribución, superficie y estado de conservación en 1983 Donoso y Landaeta publican “Ruil (*Nothofagus alessandrii*), a Threatened Chilean Tree Species”, con aportes de la distribución y superficie de bosques de ruil en el área costera mejorando así el conocimiento de la presencia de la especie. A causa de la desinformación del estado de conservación de las especies leñosas de la vegetación nativa en 1985 CONAF realiza el primer simposio sobre Flora Nativa Arbórea y Arbustiva de Chile Amenazada de Extinción. El resultado del simposio fue una lista consensuada de especies con problemas de conservación donde se incluye a ruil en condición de en peligro de extinción respaldando lo estimado por Muñoz en 1973. Posteriormente, en el mismo año 1985, Serra, Gajardo y Cabello confeccionan una Ficha Técnica para CONAF denominada “*Nothofagus alessandrii* Espinosa –ruil- Especie En Peligro”, la cual derivó en el año 1987 en el “Proyecto de Protección y Recuperación de especies arbóreas y arbustivas amenazadas de extinción Parte 1 (Documento Técnico N°21 Revista Chile Forestal-CONAF). En este mismo año, Ormazábal y Benoit, publican una recopilación sobre “El estado de conservación del género *Nothofagus* en Chile” destacándose los bosques de *Nothofagus alessandrii* por su menor superficie respecto a los restantes bosques de fagáceas nativas.

Los resultados del Primer Simposio de 1985 como Actas del Simposio “Flora Nativa Arbórea y Arbustiva de Chile Amenazada de Extinción”, promueven para que en 1989 CONAF publicara el primer “Libro Rojo de la Flora Terrestre de Chile -Primera Parte-” donde concluyeron que el ruil debía considerarse como una especie En Peligro según su estado crítico de conservación. Más adelante en 1996 como resultado de un nuevo simposio organizado por CONAF se publica el Libro Rojo de los Sitios prioritarios para la Conservación de la Diversidad Biológica en Chile donde se incluye como sitio prioritario urgente para proteger Robles del Maule y Reserva Nacional Los Ruiles de Cauquenes. Junto a este sitio se mencionan en condición de en peligro de extinción las especies arbóreas *N. alessandrii*, *Gomortega keule* y *Pitavia punctata*.

Frente a las actividades de alteración de la cordillera de la costa maulina coincidente con la distribución natural de ruil era necesario mejorar y actualizar el estado y superficie de la especie. Es así como en el año 1991, San Martín *et al.*, elaboran un “Catastro actualizado de la distribución y estado de conservación de los bosques de ruil en la VII Región” estudio encargado por CONAF Maule. Estos datos permitieron establecer la real cobertura de la especie aportando información precisa para que, posteriormente en el año 1995, mediante el Decreto N°13 del Ministerio de Agricultura, se declaren Monumento Natural las especies forestales Queule, Pitao, Belloto del Norte, Belloto del Sur y Ruil. Con esta medida se formaliza legalmente la protección y prohibición de corta. Ese mismo año se elabora el primer Plan de Manejo de la Reserva Nacional Los Ruiles (Documento de Trabajo N°211 CONAF Maule).

En el año 2008, el Ministerio de Agricultura promulga la Ley N°20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. En esta disposición como marco regulatorio, se establece prohibición de corta, eliminación, destrucción o descepado de individuos de las especies vegetales nativas clasificadas en peligro de extinción (caso de ruil), y vulne-



rables en conformidad con el artículo 37 de la ley N°19.300 y su reglamento” y que formen parte de un bosque nativo. Así mismo el artículo 19 de la ley 20.283 prohíbe la alteración del hábitat, debiendo elaborar un Plan de Manejo de Preservación para su intervención.

Al año siguiente (2009), CONAF elabora la propuesta de Plan Nacional de Conservación del Ruil, cuyo objetivo se orientó a “conservar el ruil y su ambiente y recuperar sus poblaciones tanto en terrenos fiscales como privados”. Posteriormente, en el año 2010 y al amparo de las modificaciones de la institucionalidad ambiental, se promulga la Ley N° 20.417 que Crea el Ministerio del Medio Ambiente (MMA), el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) y la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA), cuerpo legal que modifica la Ley N° 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente del año 1994. Estas normas jurídicas establecen algunos instrumentos de gestión ambiental que aportan a la protección de especies y ecosistemas nativos. Entre ellos están los Planes de Recuperación, Conservación y Gestión de Especies (Planes RECOGE). Este último es un instrumento administrativo que contiene el conjunto de metas, objetivos y acciones que deberán ejecutarse para recuperar, conservar y manejar una o más especies que hayan sido clasificadas en Estado de Conservación según criterios poblacionales cuantitativos en los que se basa el Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres (RCE).

2.2 Plan RECOGE del Ruil y Diagnóstico de los Fragmentos

Un hito relevante es la formulación y oficialización del Decreto N°1 del Ministerio del Medio Ambiente publicado en el Diario Oficial el 22 de septiembre de 2014, que Aprueba el **Reglamento para la Elaboración de Planes de Recuperación, Conservación y Gestión de Especies** (RECOGE), el cual establece las disposiciones que regirán el procedimiento de elaboración de los planes de especies clasificadas según su estado de conservación, el sistema de información pública y el contenido de cada uno de ellos. Con este instrumento se espera mejorar el estado de conservación de las especies nativas de Chile, aumentar la coordinación de las distintas instituciones del Estado para lograr una gestión eficaz en la conservación de las especies, e involucrar al sector privado y la sociedad civil en la conservación de la biodiversidad.

El Reglamento dispone la conformación de una estructura con funciones específicas, así como el contenido mínimo de los planes que se debe cumplir (Antecedentes de las especies y factores de amenaza, Diagnóstico del efecto de las amenazas sobre el estado de conservación -real o potencial-, Actores relevantes, Meta, Objetivos, Estructura organizativa para seguimiento, Líneas de acción: acciones y sus indicadores de seguimiento, plazos, costos y responsables sugeridos). La metodología utilizada para la elaboración de un Plan es **“Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación”** propuesta por la Alianza para las Medidas de Conservación (Conservation Measures Partnerships -CMP-) y que combina principios y mejores prácticas de manejo adaptativo y gestión basada en resultados de conservación y otros campos del conocimiento para reunir conceptos, enfoques y terminología comunes en el diseño, la gestión y el monitoreo de proyectos de conservación con el fin de ayudar a los profesionales a mejorar la práctica de la conservación.



Adicionalmente, el Reglamento establece el procedimiento formal para la elaboración de los Planes RECOGE, donde se estipulan los actos administrativos necesarios y plazos definidos. En primer lugar, el Comité de Planes prioriza la o las especies a proteger y propone el Grupo de Elaboración. Posteriormente, el MMA oficializa la Resolución de inicio del Plan y abre un proceso de información pública. El Grupo de Elaboración desarrolla la propuesta y se envía al MMA para su revisión. Se establece un proceso de consulta pública y el Comité de Planes revisa la propuesta final, para posteriormente presentarla al Consejo de Ministros para la Sustentabilidad y Cambio Climático, que propone aprobar el Plan RECOGE mediante Decreto Supremo firmado por la presidencia y publicado en el Diario Oficial.

Para el caso de ruil, durante el año 2016, se convocó formalmente a los actores relevantes entorno a la especie para integrar el Grupo de Elaboración y mediante Resolución Exenta del MMA N°107 del 12 de febrero de 2016 se inició formalmente el proceso de elaboración del Plan RECOGE. Paralelamente, la SEREMÍA del Medio Ambiente efectuó una consultoría enfocada en implementar acciones de conservación en predios de pequeños propietarios que por lo general carecen de un apoyo formal adecuado para preservar el ruil y se identificó algunas áreas relevantes principalmente en las comunas de Curepto y Empedrado, donde fue posible implementar parcelas pilotos de manejo y monitoreo de la especie, las que se mantienen hasta hoy.

Durante enero de 2017 se envía la propuesta borrador del Plan RECOGE del ruil al Nivel Central del MMA para revisión, y posteriormente ser presentado al Comité de Planes. Lamentablemente, en ese mismo periodo, la zona centro sur del país fue afectada por mega incendios forestales, que en el caso del Maule abarcaron una superficie de casi 300 mil has. Esto provocó que aproximadamente el 55% del área con presencia de ruil fuera quemada con diferentes niveles de severidad de daño por fuego, volviéndose evidente la primera amenaza identificada para la especie en el Plan.

Con este nuevo contexto catastrófico, desde mediados del año 2017 y hasta finales del 2018, el MMA desarrolló la consultoría “Evaluación de los efectos de los incendios forestales e implementación y monitoreo de acciones prioritarias de Recuperación, Conservación y Gestión de la especie arbórea Ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule”, iniciativa que identificó y evaluó las áreas relevantes de ruil afectadas por incendios forestales en las comunas de Constitución y Empedrado, donde se implementaron además acciones prioritarias de conservación (reinstalación de parcelas permanentes para manejo y monitoreo de ruil principalmente en terrenos de pequeños propietarios).

En terrenos privados, tales como los bosques de ruil pertenecientes a las empresas forestales MININCO y ARAUCO, una de las principales acciones fue el control de la regeneración natural de *Pinus radiata* (invasión biológica) ocurrida post-incendio y que también fue identificada como una amenaza crítica durante la elaboración del Plan RECOGE Ruil. En el ámbito público, la CONAF, que administra la Reserva Nacional Los RUILes, comenzó un proceso de control de la invasión por pino y restauración del fragmento ubicado en el sector El Fin de la comuna de Empedrado, afectado con baja severidad por los incendios forestales.



Al margen de estas acciones post-incendio y en el contexto de la formalización del Plan RECOGE, según lo expuesto, el procedimiento definido en el Reglamento de Planes y el acuerdo N°7/2018 del Consejo de Ministros para la Sustentabilidad, con fecha 14 de noviembre de 2018 se publicó en el Diario Oficial el **Decreto Supremo (DS) N° 42 de 2018 del Ministerio del Medio Ambiente**, mediante el cual se oficializa el **Plan de Recuperación, Conservación y Gestión del Ruil (N. alessandrii)**, constituyéndose en el primer Plan REGOGE del país y en un instrumento legal que define como meta que “en un periodo de 20 años, se conservan los fragmentos remanentes, mejorando las condiciones de hábitat y se recupera al menos el 50% de las áreas de bosque de ruil quemadas el año 2017”. Esto enfocado al alcance territorial del Plan que es la distribución actual de la especie.

La estructura del plan de acción (Tabla 1) abarca 15 líneas de acción para dos objetivos definidos (Controlar y mitigar las amenazas que afectan al ruil, y Realizar acciones para la conservación efectiva de la especie). El cuadro detallado del DS explicita las Actividades por Línea de Acción, Plazos Asociados, Productos/Resultados y Responsables Sugeridos.

Tabla 1. Líneas de acción por objetivo e indicadores de seguimiento.

LÍNEA DE ACCIÓN	INDICADOR DE SEGUIMIENTO
Objetivo 1. Controlar y mitigar las amenazas que afectan al ruil.	
0.1. Desarrollar plan de manejo de plantaciones forestales tipo con adecuadas consideraciones ambientales, tales como prevención del fuego y control de especies colonizadoras e invasoras.	Plan de manejo modificado con las consideraciones ambientales correspondientes y difundidas entre los propietarios.
0.2. Fomentar la implementación de los planes de manejo de preservación y proponer mejoras.	Planes de manejo de preservación implementados en los predios con plantaciones forestales.
0.3. Fortalecer la vigilancia y fiscalización en sitios con presencia de ruil, fomentando la denuncia ciudadana formal.	Programa de vigilancia y fiscalización aplicado y con registro denuncias ciudadanas formales.
0.4. Desarrollar programas de asistencia técnica y emprendimiento.	Desarrollo de nuevos emprendimientos locales por parte de la comunidad asociada.
0.5. Incorporar al ruil en la planificación y gestión territorial.	Pronunciamientos ambientales sobre el ruil en los instrumentos de planificación y gestión territorial.
0.6. Proponer acciones para mitigar los efectos del cambio climático en el ruil.	Lista con acciones de mitigación de los efectos del cambio climáticos sobre el ruil.
0.7. Sensibilizar a la comunidad en el control de amenazas	Aumento del reconocimiento y valoración del ruil por parte de la sociedad.
0.8. Prevenir incendios forestales	N° de hectáreas con ruil en fragmentos afectadas en temporada verano 2017.



LÍNEA DE ACCIÓN	INDICADOR DE SEGUIMIENTO
Objetivo 2. Realizar acciones para la conservación efectiva del ruil.	
1.1 Incrementar la investigación científica y técnica para conservación y restauración del ruil y su hábitat.	Aumento en el conocimiento científico y técnico sobre la especie.
1.2. Realizar acciones de restauración y conservación de la especie y su hábitat.	Sitios con programa de restauración y conservación iniciado.
0.1 Aumentar la superficie y número de áreas protegidas del ruil reconocidas por el Estado.	Aumento de la superficie y número de áreas protegidas efectivas para el ruil, tanto pública o privadas.
0.2 Establecimiento de instrumentos jurídicos que contribuyan a la protección del ruil y sus áreas de relevancia.	Mejoramiento de instrumentos jurídicos asociados a la protección del ruil.
0.3 Incorporar al ruil como especie considerada en medidas de compensación en el marco del SEIA.	Aumento en el número de medidas compensación ambiental en proyectos del SEIA que consideran al ruil.
0.4 Incorporar al ruil en programas de educación ambiental.	Establecimientos educacionales vinculados al alcance del plan ponen en valor al ruil.
0.5 Generación y administración de una base de datos de información sobre el ruil.	Base de datos disponible para la toma de decisiones.

2.3 Desafíos y Oportunidades para su Conservación

Las diversas amenazas y factores que contribuyen a la pérdida de biodiversidad y degradación del bosque nativo, en específico las presiones a la especie ruil como son el cambio climático, los incendios forestales y la invasión biológica de su hábitat por pino, indican una probable e inminente extinción de la especie a mediano plazo. Esta situación, sumada a una visión productivista de desarrollo intensivo, con una mirada sectorial y fragmentada del territorio, donde los organismos públicos y privados privilegian el fomento productivo por sobre la protección de los recursos naturales, nos sitúa en un futuro poco alentador respecto a los desafíos y oportunidades de conservación para la especie y su hábitat. Sin embargo y aún bajo este escenario adverso, es posible encontrar algunos elementos de apoyo para impulsar la protección de recursos naturales y en particular de las especies amenazadas, entre ellos, la integración multisectorial en la planificación territorial y la adopción de un enfoque ecosistémico del entorno.

Este enfoque, debe necesariamente plasmarse en un mayor uso de algunos instrumentos disponibles en nuestra legislación para incentivar la conservación de la especie, especialmente en casos de pequeños o medianos propietarios con ruil. Uno de ellos es la Ley de Bosque Nativo, a pesar de las limitaciones que exhibe, especialmente en cuanto a la insuficiencia de incentivos económicos que permitan, por ejemplo, desarrollar e implementar un plan de manejo de preservación. Para este caso, otro factor limitante fundamental es la necesaria regularización de los títulos de dominio de propiedad que permita acceder a los



beneficios estipulados en la Ley. Por lo tanto, uno de los desafíos es aumentar los beneficios en la tabla de costos y lograr incorporar además un pago por servicios ambientales a los propietarios con especies protegidas como el ruil. De parte de los propietarios, se requiere como se indicó previamente, regularizar la tenencia de los predios con presencia de la especie, los cuales actualmente se constituyen mayoritariamente en sucesiones de herederos que se proyectan escasamente individualizados y en muchos casos inubicables.

Por otra parte, un problema permanente con que se enfrentan las iniciativas de conservación de especies amenazadas cuando logran ser implementadas en el territorio, son los diversos instrumentos de fomento productivo que promueve el Ministerio de Agricultura y que si bien buscan en última instancia mejorar la calidad de vida de la población rural, no consideran el uso múltiple del paisaje en donde habitan estas especies, primando una visión sectorial productiva sobre determinados ecosistemas, los cuales se transforman en amenazas adicionales para la preservación del ruil.

Esta carencia tanto de una perspectiva como de instrumentos para la conservación del patrimonio natural en áreas productivas, se refleja, de acuerdo a un reciente estudio (Ministerio del Medio ambiente-Universidad de Concepción, 2019) en que la reducción de la superficie de bosques nativos y en consecuencia, degradación del hábitat del ruil y disminución de sus poblaciones tiene origen antrópico, debido a los cambios de uso de suelo y producción silvoagropecuaria intensiva, identificados como los factores de mayor incidencia.

Por otra parte, estos mismos factores a los que se adiciona la ocurrencia de incendios forestales, son indicados como los principales causantes de la actual fragmentación del hábitat, pérdida de cobertura de bosque nativo y de biodiversidad en la cordillera de la costa de la Región del Maule y han alcanzado según este estudio, niveles muy severos, siendo considerados como letales para la conservación.

En vista de esta situación y en base a este mismo estudio, se llegó a identificar tres objetivos centrados en la restauración ecológica para la Región del Maule:

1. Recuperar provisión de servicios ecosistémicos **hídricos**.
2. Recuperar productividad de suelos.
3. Recuperar la funcionalidad de los ecosistemas para proveer hábitat.

En forma conjunta, se determinaron las áreas del territorio donde existen oportunidades de recuperación. El total de la superficie que se propone recuperar, bajo el enfoque de restauración del paisaje, correspondió a 399 mil ha, de la cuales un **78% se ubica en la Cordillera de la Costa**; un 14,6% en Los Andes y 7,2% en la Depresión Intermedia. Como es posible apreciar, gran parte de las zonas para restauración están ubicadas en la costa de la región del Maule y coinciden con las áreas de distribución natural de la especie ruil y sus remanentes.

Las zonas identificadas para restaurar, tendrían los atributos ecológicos necesarios para constituir áreas núcleo y de conectividad de hábitat en estas zonas de la región. En este sentido, se espera que las áreas núcleo para protección pasen de ocupar 64.904 ha en la



actualidad (2,2% de la región) a 105.943 ha en un mediano o largo plazo (3,5% de la región). Estas se concentrarían principalmente en la zona costera, cuya urgencia de restauración es mayor respecto a los Andes. De acuerdo a su distribución en el paisaje, estos nuevos núcleos podrían generar una red ecológica sustentada por las zonas propuestas para conectividad, a modo de corredores biológicos como quebradas y cursos de agua, permitiendo de este modo, la movilidad de poblaciones de especies a través del paisaje. En este escenario optimista, estas áreas pasarían de ocupar el 8,1% de la región al 14% de su superficie.

Sin embargo, entendiendo que el territorio no es homogéneo en cuanto a la presencia de especies y ecosistemas, amenazas, niveles de degradación y oportunidades, se generó una propuesta de prioridades de restauración que consideró el conjunto de objetivos de restauración (Figura 1) resultante del proceso de evaluación de oportunidades de restauración. La lógica para identificar las áreas que se deberían restaurar a corto, mediano y largo plazo estuvo dada por la combinación espacial de los objetivos de restauración.

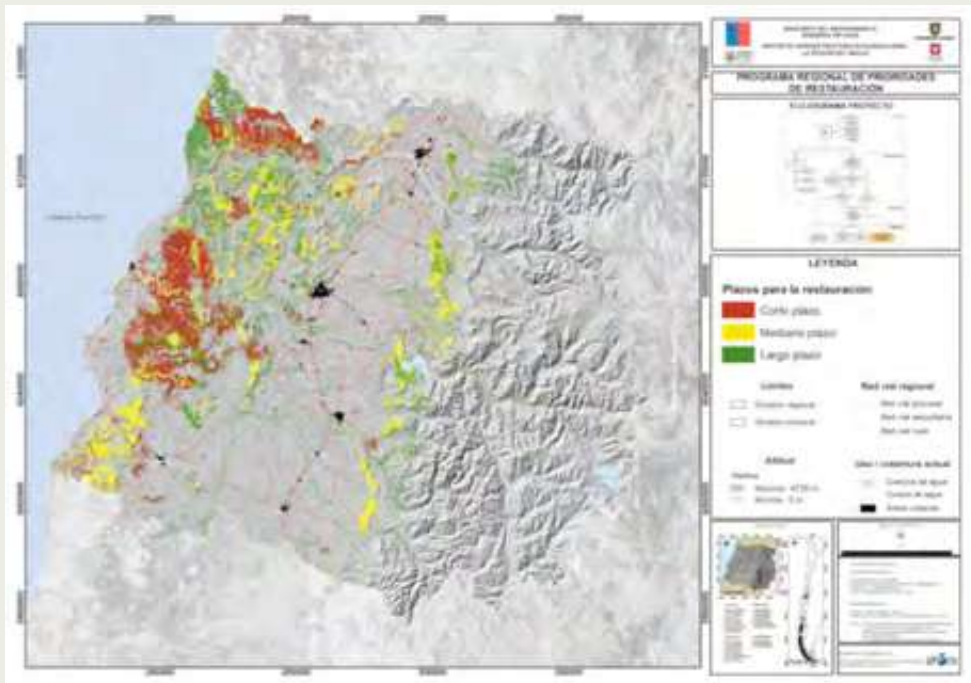


Figura 1. Programa regional de prioridades de restauración según urgencia de restauración a corto, mediano y largo plazo bajo un enfoque de restauración del paisaje.

Otro instrumento que puede aportar a la conservación de los fragmentos de ruil a nivel predial es el Derecho Real de Conservación (DRC), herramienta legal cuyo objetivo es conservar el patrimonio ambiental de una propiedad privada. Consiste en un acuer-

do libre, voluntario y flexible entre un propietario y un Garante de Conservación que se transforma en titular del DRC, con el fin de asegurar su conservación en el largo plazo. Al ser un derecho real, el DRC se grava con la propiedad, por lo que, en caso de cambiar de propietario, las condiciones establecidas en el acuerdo, se mantienen.

Por último, la sensibilización y educación ambiental para la protección del ruil es un proceso fundamental, que debe ser transversal y permanente.

Como síntesis, es posible indicar que, bajo cualquiera de estas opciones para aportar a la conservación de la especie, el Plan RECOGE se presenta como un paraguas bajo el cual se puedan aunar estas iniciativas. No obstante, el Plan Recoge de la especie, si bien aspira a un trabajo más coordinado entre los diversos actores involucrados, no tiene el suficiente peso legal para obligar al cumplimiento de las acciones comprometidas. Acá, se requiere perfeccionar el Reglamento, el instrumento oficializado y dotar de suficientes recursos para avanzar continuamente en las medidas definidas. Además, la escasa vinculación entre las distintas visiones sectoriales y la falta de recursos efectivamente destinados a la protección (por ejemplo, financiamiento), también atenta contra el cumplimiento del Plan. En este sentido, el instrumento debería considerar una glosa presupuestaria que asegure su adecuada implementación en el tiempo.

2.4 El Futuro de la Especie y los Bosques de Ruil: Reintroducción y Restauración

La información sobre la conservación y protección de ruil se ha focalizado en disposiciones reglamentarias y regulatorias para el uso e intervención de las poblaciones y su hábitat. Por otro lado, la historia sobre la especie y su ambiente demuestran que el hábitat se ha modificado, la superficie de presencia y ocupación ha disminuido y las poblaciones se disponen dispersas quedando bosques fragmentados posesionando a la especie y el ecosistema en peligro de extinción.

De acuerdo con la escala de la biodiversidad tanto para la especie ruil y los bosques como ecosistemas se encuentran en un estado crítico de conservación en especial el bosque maulino costero. En las condiciones actuales el futuro del bosque y la especie no son estimulantes por cuanto requiere de medidas urgentes y se ayude a la recuperación. Entre las principales amenazas a disminuir están el establecimiento de cortafuego entre las plantaciones, el control y erradicación de las invasiones por especies forestales introducidas, el riesgo de incendios forestales, el cambio climático con modificaciones del régimen térmico y de precipitaciones (Galleguillos *et al.* 2022). En consecuencia, el desafío es doble puesto que es necesario recuperar la especie y su hábitat, así como restaurar y aumentar la superficie de los bosques. Los resultados de las acciones y medidas son a largo plazo traducándose en una mejora de la calidad del hábitat, aumento de la superficie actual y aminorar el impacto de las amenazas. Se trata de revertir el riesgo del estado en peligro de extinción al estado vulnerable y/o en condición casi amenazada y/o preocupación menor. La tarea implica disponer de un espacio, colecta de semillas, viverización, plantación, medidas de



protección asistida y atenuación de las amenazas contra la integridad y mantención de las nuevas poblaciones. Conocido el origen del sitio de las nuevas plantas pueden realizarse prácticas de volver al mismo como reintroducción. La idea es mantener la diversidad genética de las poblaciones evitando las mezclas de procedencias. En el caso de los bosques el proceso parte con ejemplares ya establecidos quedando como actividad el aumento de la superficie con enriquecimiento, restauración o recuperación del bosque como ecosistema.

Dentro de las estrategias para la conservación se practica la modalidad *in situ* y *ex situ* las cuales se complementan para garantizar la diversidad genética a mediano y largo plazo.

La conservación *in situ* es la modalidad ideal por cuanto incluye el ambiente natural y el hábitat, la genética, la ecología, la ecofisiología posibilitando la reproducción de la o las especies. En el caso de ruil es la estrategia más adecuada demandando asistencia para control de invasiones biológicas. La práctica es compleja con actividades colaborativas y multidisciplinaria.

La conservación *ex situ* mantiene a una muestra de individuos de una especie fuera de su ambiente natural. Esta modalidad es la recomendada para especies en peligro de extinción como ruil. Los ambientes más empleados son jardines y parques botánicos, arborización urbana, zoológicos, huertos, bancos de germoplasmas, etc.

Para el ambiente terrestre el modelo de conservación de la biodiversidad de especies, poblaciones y ecosistemas ha sido a través de las unidades protegidas como Parques Nacionales, Reservas Forestales, Monumentos Naturales, etc. que representan fracciones de paisajes y las cuales son objeto de presiones en cuanto a que incluyen la diversidad de hábitat, la diversidad es insuficiente, etc.

Para el efecto del cambio climático es recomendable un seguimiento o monitoreo de los estados fenológicos sobre la base de imágenes satelitales dado que cubren gran superficie y son más fáciles de repetir para un mismo sitio. Aquí se pesquisa y cuantifica las poblaciones con problemas de efecto de sequía según los cambios de coloración de la biomasa foliar.



2.5 Bibliografía

Acevedo, S. & C. Urrea 2002 . Caracterización de procedencias en la etapa de viverización de *Nothofagus alessandrii* Espinoza (Ruil) y *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser (Hualo). Seminario de Título Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Católica del Maule. Talca, Chile, 76 pp.

Arauco 2012 Plan de Conservación AAVC Ruiles de Porvenir y El Fin, Empedrado, Región del Maule. Forestal Celco SA Unidad de Biodiversidad Documento Técnico. 18 pp.

Arauco. 2013. Plan de Conservación Área de Alto Valor de Conservación (AAVC) Bosque Maulino con Robles y Pitaos de Quivolgo. Forestal CELCO. Unidad de Aguas y Biodiversidad. Documento Técnico. 41 pp.

Arauco 2014 Plan de conservación del Área de Alto Valor de Conservación (AAVC) Ruiles de Huelón. Forestal Celco SA Unidad de Agudas y Biodiversidad. 32 pp.

Benoit, I. 1989 Libro Rojo de La Flora Terrestre de Chile (primera Parte, CONAF, Santiago de Chile 157 pp

Bustamante, R. & C. Castor 1998 The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. Biodiversity and Conservation 7(12): 1607-1626

CONAMA. 2003 Aplicación de unidades demostrativas in situ para el establecimiento y manejo de la regeneración natural de ruil (*Nothofagus alessandrii* Esp.) en la localidad de Empedrado. Comité Nacional Prodefensa de la Fauna y Flora, Región del Maule. Informe 23 pp.

CONAMA. 2003 Especies Amenazadas de Chile: Protejámoslas y evitemos su extinción Serie divulgativa sobre Biodiversidad. Departamento de Recursos Naturales. Impresión Grafhica, Santiago. 122 pp

CONAF. 2009. Plan Nacional de Conservación del Ruil (*Nothofagus alessandrii*).

CONAF. 2017. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los Usos de Suelo y Ecosistemas Naturales presentes entre regiones de Coquimbo y la Araucanía de Chile.

CONAF-CONAMA. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe regional Séptima región. PROYECTO CONAF - CONAMA – BIRF.115 pp.

DARWIN MAULE. 2014-2020. Monitoreo de los Atributos de Alto Valor de Conservación (AAVC) para el Bosque de Alto Valor de Conservación (BAVC) Ruiles de Empedrado" de Forestal MININCO S.A.

Cunazza, C., V. Morgues, A. Villa, A. Yáñez & J. Torres 1995 Plan de manejo Reserva Nacional Los Ruiles. Documento de Trabajo N°211 Ministerio de Agricultura Corporación Nacional Forestal, Región del Maule. Programa Patrimonio Vida Silvestre. Manuscrito. 94 pp



Donoso, C. and E. Landaeta 1983 Ruil (*Nothofagus alessandrii*), a Threatened Chilean Tree Species. *Journal Environmental Conservation* 10 (2):159-162.

Espinosa, M. 1926 Nota preliminar sobre dos especies nuevas chilenas del género *Nothofagus* Blume. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 30(1): 368.

Espinosa, M. 1928. Dos especies nuevas de *Nothofagus*. *Revista Chilena de Historia Natural*. XXXII. Pag.171-197.

Farías, R & R. Ulloa 1996 Características germinativas del ruil (*Nothofagus alessandrii* Espinoza) para la zona de Curepto. Informe Taller de Habilitación, Escuela de Ingeniería Forestal, Universidad Católica del Maule. 42 pp

Flores, R., R. Godoy & G. Palfner 1997 Morfoanatomía de la ectomicorriza *Cecnocosmum geophilum* Fr. en *Nothofagus alessandrii* Esp. *Gayana Botánica* 54(2): 157 – 162

Galleguillos M., R. Urrutia, A Lara, M González 2022. El inminente ocaso de los bosques maulinos. *El Mostrador*: elmostrador.cl

Garrido, P. & A. Riquelme 2012 Consultoría de apoyo para la ampliación del vivero de especies endémicas de la Región del Maule en el marco de la política nacional de especies amenazadas. Comité Nacional Pro-Defensa de la Fauna y Flora. CODEFF Región del Maule. Amigos de la Tierra-Chile, Talca. 20 pp.

Gómez, P. 2005 Estructura y dinámica de los fragmentos de bosques de ruil, *Nothofagus alessandrii*, en la comuna de Empedrado, VII Región del Maule. Memoria Ing. Forestal, Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Forestales, Talca, Chile. 177 pp.

Greze, A.A., R. Bustamante, R., J. Simonetti and Fahrig, L. 1998 Landscape ecology, deforestation and habitat fragmentation: the case of the ruil forest in Chile. In: *Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America* (E. Salinas-Chávez and J. Middleton, eds). 26 pp.

Hechenleitner V., P., M. F. Gardner, P. I. Thomas, C. Echeverría, B. Escobar, P. Brownless y C. Martínez A. 2005 Plantas Amenazadas del Centro-Sur de Chile. Distribución, Conservación y Propagación. Primera Edición. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. 188 pp.

INFOR. 1998. Monografía de Ruil (*Nothofagus alessandrii*)

INFOR. Sede Biobio 2010 Ensayo establecimiento de especies nativas en la comuna de Curepto, predio la Montaña. Instituto Forestal Sede Biobio, Ministerio de Agricultura. 38 pp

Luebert, F. & P. Pliscoff 2006 Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria 306 pp.

Manos, P. 1997 Systematic of *Nothofagus* (Nothofagaceae) based on rDNA spacer sequences (ITS): taxonomic congruence with morphology and plastid sequences. *American Journal of Botany* 89(4): 1137 – 115.



Ministerio de Agricultura. Decreto N°94 13 de Julio de 1982 Crea Reserva Nacional Los Ruiles en Predios Fiscales de las Comunas de Empedrado y Chanco, de la Región del Maule. 1 pág.

Ministerio de Agricultura 1995 Decreto 13 Declara Monumento Natural las especies forestales Queule, Pitao, Belloto del Norte, Belloto del Sur y Ruil. 2 pp <http://www.leychile.cl>.

Ministerio de Agricultura. 2008. Ley 20.283 sobre Recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal.

Ministerio del Medio Ambiente. 2014. Aprueba Reglamento para Planes de Recuperación, conservación y Gestión de Especies.

Ministerio del Medio Ambiente, Región del Maule. 2014. Sistematización de Antecedentes y Formulación de una Propuesta de Plan de Recuperación, Conservación y Gestión de la especie arbórea Ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule.

Ministerio del Medio Ambiente, Región del Maule. 2015. Actualización y Complementación de Antecedentes de Propiedad para la Propuesta de Plan de Recuperación, Conservación y Gestión de la especie arbórea Ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule.

Ministerio del Medio Ambiente, Región del Maule. 2016. Implementación de Acciones Prioritarias para la Propuesta de Plan de Recuperación, Conservación y Gestión de la especie arbórea Ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule.

Ministerio del Medio Ambiente, Región del Maule. 2017. Evaluación de los Efectos de los Incendios Forestales e Implementación y Monitoreo de Acciones Prioritarias de Recuperación, Conservación y Gestión de las especies arbórea Ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule.

Ministerio del Medio Ambiente. 2018. D.S. 42/2018. Oficializa Plan de Recuperación, Conservación y Gestión del Ruil (*Nothofagus alessandrii*) Espinosa.

Ministerio del Medio Ambiente y Universidad de Concepción. 2018. Planificación Ecológica de la Infraestructura Ecológica de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y programa regional de prioridades de restauración ecológica en el contexto de los incendios de la temporada 2016-2017: aplicación en la Región del Maule.

Ministerio del Medio Ambiente, Región del Maule. 2019. Implementación de Acciones Prioritarias del Plan de Recuperación, Conservación y Gestión del Ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule.

MINSEGPRES. 2007. Decreto Supremo N°151. Clasifica a "Ruil" como especie "En Peligro".

Muñoz, C. 1973. Chile: plantas en extinción. Editorial Universitaria. 248 pp

Müller, F. & I. Pereira. 2006. The bryophyte flora of nature reserves in central Chile. 1. The mosses flora of Los Ruiles Nature Reserve, near Talca, Tripica Bryology 27: 55 -66.

Olivares P, J San Martín & R. Santelices 2005 Ruil (*Nothofagus alessandrii*): Estado del conocimiento y desafíos para su conservación. Talca, Chile. Departamento de Protección de Recur-

Los Naturales Comisión Nacional del Medioambiente (CONAMA) Región del Maule. 55 pp.

Ormazábal, C. & I. Benoit. 1987. El estado de conservación del género *Nothofagus* en Chile. *Bosque* 8(2): 109 – 120.

Palma, K. 2004 Evaluación de la degradación de los fragmentos vegetacionales de *Nothofagus alessandrii*, “Ruil”, en el período 1991-2003, en la VII Región del Maule. Tesis Ing. Forestal, Universidad de Talca, Talca-Chile. 100 pp.

Quiroz, I, A. Hernández, E. García, H. Soto y M. González. 2011. Establecimiento de especies nativas en la comuna de Curepto, Predio La Montaña. Asesoría de Investigación a Transnet. Concepción. Instituto Forestal. 67 p.

Quiroz, I. J. Hernández, M. Pincheira, R. Rubilar, M. Acevedo, E. Cartes, M. González y H. Soto. 2015b. Valoración de prácticas silviculturales para la regeneración de bosques de ruil. 017/2012.FIBN-CONAF.125 p.

Reyes, I. & L. Rocuant. 1974. Parque Nacional Bosque Maulino. Proyecto 1296,8 hás.

San Martín, J. & C. Donoso 1996 Estructura e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile. In *Ecología de los bosques nativos chilenos* (J.J. Armesto, C. Villagra and M.K. Arroyo, eds) pp. 153 - 167. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

San Martín, J., V. Mourgues and C. Carreño 1991. Catastro actualizado de la distribución y estado de conservación de los bosques de ruil en la VII Región. Informe Proyecto Investigación y Desarrollo Forestal. Universidad de Talca. Talca, Chile.

San Martín, J. & C. Sepúlveda 2002 Diagnóstico del estado actual de los fragmentos de *Nothofagus alessandrii*, “Ruil”, Fagaceae (=Nothofagaceae), de la Región del Maule, Chile Central. Resultados preliminares. CONAMA, Región del Maule-Universidad de Talca. Talca. Informe 45 pp.

San Martín J, R. Santelices & R. Henríquez 2006 *Nothofagus alessandrii* Espinosa, Ruil. Familia: Fagaceae. In C. Donoso ed. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina, autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. Pág. 390-400.

Santelices, R. 2003 Alternativas de difusión y recuperación para la conservación de *Nothofagus alessandrii* Espinosa, Ruil,. Departamento de Ciencias Forestales Universidad Católica del Maule. Informe Parcial. 5 pp.

Santelices, R., F. Drake, C. Mena, R. Ordenes & R. Navarro-Cerrillo 2012 Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 39(3): 521 – 531.

Sepúlveda, C. & E. Muffat-es-Jacques 2003 Distribución y situación actual del “Ruil” *Nothofagus alessandrii* Esp. (Fagaceae) en la Región del Maule. Red de Monitoreo Forestal (RE-MFO) Comité Nacional Pro-Defensa de la Flora y Fauna & World Wildlife Fund. Manuscrito 1-55.

Serra, M., R. Gajardo & A. Cabello. 1985. *Nothofagus alessandrii* Espinosa "ruil". Especie En Peligro. Ficha de especies amenazadas. Programa de Protección y Recuperación de la flora nativa de Chile. Ficha Técnica. CONAF. Santiago. 25 p.

Schollenberg, L. 2006. Cost-efficient design international biodiversity protection efforts: Case study on the design and ex ante evaluation of an auctioning scheme for *Nothofagus alessandrii* conservation contracts. Master of International Economics an der Universitat Gottingen.

Torres-Díaz C., E., Ruiz, G. Fuentes, L. Cavieres, M. Mihoc & M. Molina-Montenegro 2003 Diversidad y estructura genética de 5 fragmentos de *Nothofagus alessandrii* (Fagaceae), una especie endémica de la VII Región de Chile. Bol. Soc. Argentina de Botánica 38 (suplemento). Pág. 250.

Villalobos, P., C. Huenchuleo, M. Leporati 2006 Propuesta de un mecanismo para la implementación de pago por servicios ambientales (PSA): Caso experimental en relictos de *Nothofagus alessandrii* (Ruil) existentes en la Comuna de Curepto, VII Región del Maule, Chile. Resúmenes: Congreso Internacional Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos Estado del Arte y Desafíos Futuros 13- 19 de noviembre Bosque 27(2): 163-217.





CAPÍTULO 2

TAXONOMÍA, DISTRIBUCIÓN, ECOLOGÍA Y DINÁMICA DE LOS BOSQUES



1. TAXONOMÍA, DISTRIBUCIÓN, ECOLOGÍA Y DINÁMICA DE LOS BOSQUES

José San Martín A.

1.1 Taxonomía y Caracterización Fenotípicas de Ruil

La taxonomía de *Nothofagus alessandrii* se relaciona con una revisión histórica de la información que involucra a las especies en la definición de las categorías del sistema jerárquico linneano.

Taxonomía de ruil

El nombre o nomenclatura científica formal de ruil según el Código Internacional de Nomenclatura Botánica es:

Nombre científico: *Nothofagus alessandrii* Espinosa

Autor de la especie: Marcial Espinosa

Publicación: Revista Chilena de Historia Natural 30: 268 (1926)

Revista Chilena de Historia Natural 32: 175 (1928)

Género: *Nothofagus* creado por Carl Ludwig von Blume Mus. Bot. Lugd. Bad. I: 307 1850

Familia: Nothofagaceae creada por Ludmila Adreevna Kuprianova en *Int. Conf. Palynology*, 21 (1962)

Orden: Fagales Engler (1892) (Nothofagales Doweld 1973)

Clase: Magnoliopsida

Nombre común: ruil

Sinónimos: no presenta (en el 2013 se propuso cambio de género a *Fucospora alessandrii* que no es aceptado)

Basónimo: no presenta



Características del género *Nothofagus*

Las especies de *Nothofagus* son árboles leñosos, raramente arbustos y alturas de 10 a 60 metros con un fuste recto de ramificación simpódica y diámetro fustal de 0,5 a 2,0 m (Serra *et al.* 1986).

Las hojas son siempreverdes o caducas, simples, enteras, planas, cortamente pecioladas y en filotaxis dispersa alterna, estípulas lanceoladas efímeras o de corta vida. Lámina, aovada, aovado oblonga, aovado lanceolada, elíptica, lanceolada oblonga, lanceolado rombica, El borde dentado, aserrado-dentado, almenado aserrado, sinuado, lobulado ondulado, nervadura pinnada y la textura membranosa, coriácea o delgada (Rodríguez *et al.* 1983).

Desde el punto de vista sexual las especies son monoica-diclinas, es decir, que un mismo individuo lleva flores unisexuales masculinas y femeninas separadas en una misma rama.

Las flores no son vistosas y se disponen solitarias o en inflorescencias axilares en ramas del último año de crecimiento estando primero las inflorescencias femeninas y en posición más inferior las inflorescencias masculinas.

Las flores femeninas son sésiles o cortamente pediceladas y a simple vista muy difícil de observar en su desarrollo inicial, protegidas por escamas o brácteas que más tarde se transforman en una envoltura lignificada denominada cúpula dividida en dos o cuatro valvas. En su interior se ubican las flores femeninas que pueden ser una, tres o siete. Las inflorescencias masculinas son del tipo dicasio, pediceladas pudiendo encontrarse solitarias o en grupos de tres visibles dado que los estambres son exsertos. La envoltura floral o perianto es acampanada. Los estambres presentan filamentos flexibles con antera basifija no versátiles. Polen maduro de forma oblada u oblato, es decir, más ancho que largo (relación del eje polar vs diámetro ecuatorial oscila entre 0,50 a 0,75) (Sáez 2004).

El fruto es seco, monospermo, duro del tipo nuez-aquenio con dos formas diferentes: unos de tres lados o triquetros o trímeros o triángulo con tres pequeñas alas y posición lateral en la cúpula y un segundo tipo comprimido, plano y forma aovada o lenticular dímero con pequeñas alas marginales.

Nothofagus se compone de dos palabras: *Nothos* y *Fagus*. La raíz etimológica de *Nothos* viene del latín que significa falso y *Fagus* Linneo 1753 es referida a las nueces comestibles de las hayas. De esta forma *Nothofagus* es traducido como falsa haya (false beech o southern beech en inglés) con origen y presencia austral en el hemisferio sur. Las hayas verdaderas (true beech in inglés) tienen presencia en Europa, USA y Asia (Poole 1987). *Nothofagus* y *Fagus* se mantuvieron en una misma y única familia de Fagaceae.

El género *Nothofagus* es creado en 1850 por Karl Ludwig von Blume como exclusivo para las falsas hayas o especies australes y transoceánicas del hemisferio sur. La propuesta es aceptada y las falsas hayas son asimiladas al nuevo género de *Nothofagus* separándolo del género *Fagus* que había sido establecido por Linneo en 1753. La decisión se basa en el aná-



lisis de las muestras colectadas por los científicos y trasladadas y analizadas en los centros europeos. La conclusión de las revisiones de las hayas europeas y las falsas hayas del hemisferio sur presentan notables diferencias morfológicas. Como resultado *Fagus* y *Nothofagus* quedan en géneros separados. El género *Nothofagus* es vigente hasta la actualidad.

Para los *Nothofagus* chilenos el profesor Espinosa (1956) intenta denominarlos como Nothohayas o Nothofagas. En otros casos Bernath (1940) los denomina como hayas australes o hayas antárticas de Chile e incluso sugiere sinonimizar *Nothofagus alessandrii* con *Nothofagus procera*, Raulí (Muñoz P. 1968). Con la excepción de ruil las especies chilenas descritas por botánicos europeos se incluyeron en el género *Fagus* (Tabla I).

Un primer intento de ordenar la diversidad de los *Nothofagus* del hemisferio sur es aportado por van Steenis (1953) basado en el hábito de especies siempreverdes y caducifolias. Sin embargo, en la actualidad esta funcionalidad foliar o hábito no sería un buen carácter taxonómico dado que a lo largo de la historia la pérdida o permanencia de las hojas habría surgido de forma independiente a lo menos tres veces (Hill y Read 1991). La propuesta anteriormente derivó en que a nivel infragenérico se hayan elaborado las siguientes divisiones resumidas en Serra *et al.* (1986):

Sección I: Calucechinus equivalente a especies deciduas de la propuesta de van Steenis (1953)

Subsección Antarcticae con seis especies chilenas y una de Tasmania

Nothofagus alessandrii (Chile)

N. alpine (Chile)

N. antártica (Chile)

N. glauca (Chile)

N. leoni (Chile)

N. obliqua (Chile)

N. gunni (Tasmania, Australia)

Subsección Pumilae

N. pumilio (Chile)

Sección II: Calusparassus o siempreverde de Steenis (1953) Subsección Quadripartitae

N. betuloides (Chile)

N. dombeyi (Chile)

N. nítida (Chile)

N. cunningghami (Victoria y Tasmania, Australia)

N. fusca (Nueva Zelanda)

N. menziesii (Nueva Zelanda)

Subsección Tripartitae

N. solandri var. *cliffortioides* (Nueva Zelanda)

N. solandrii (Nueva Zelanda)

Subsección Bipartitae

Comprende 18 especies distribuidas 13 en Nueva Guinea y 5 en Nueva Caledonia.



De acuerdo al esquema anterior *N. alessandrii* se encasilla en la sección infragenérica Calucechinos (Hombr. et Jacq.) Krasser que incluye a las especies caducifolias o deciduas de van Steenis (1953). Dentro de la sección ruil se ubica en la subsección Antarcticæ.

Por otro lado, y en consideración de los aportes morfológicos y con aplicación de nuevas técnicas estadísticas la taxonomía infragénica o secciones las 35 especies vivientes de *Nothofagus* se reordenan en cuatro grupos monofiléticos denominándose según el tipo de polen como: *Fuscospora*, *Nothofagus*, *Lophozonia* y *Brassospora* (Hill y Read 1991). De acuerdo a esta nueva propuesta *Nothofagus alessandrii* Espinosa 1928 es ubicado en el género *Nothofagus* y sección o infragénica *Fuscospora*. Como lo señalan Hill y Jordan (1993) *Fuscospora* representa al grupo más primitivo o basal coincidiendo con van Steenis (1971) en el sentido de que *N. alessandrii* es la especie más antigua dada la estructura supernumeraria de siete flores femeninas por cúpula. Dos de los cuatro tipos de polen antes señalados son denominados ancestrales. Uno de ellos por encontrarse primero en antiguos sedimentos del sur de Gondwana es *Nothofagiditis senectus* relacionado con el tipo de polen *Nothofagus fusca* y aún producido por especies de Tasmania, Nueva Zelanda y el sur de Sudamérica con *Nothofagus alessandrii* (Hill 1992).

Finalmente, a nivel biomolecular con variables morfológicas y en relación con la propuesta de Hill y Read (1991), 22 años más tarde Heenan y Missens (2013) proponen nuevos cambios taxonómicos que implican cambios de géneros de las especies. Sin embargo, en los taxónomos los nuevos cambios no han tenido la acogida esperada y no es aceptada. Según la propuesta de Heenan y Missens (2013) los nuevos géneros de las especies chilenas de *Nothofagus* serían:

Nothofagus alessandrii que cambiaría a *Fuscospora alessandrii*
N. glauca y *N. alpina* como *Lophozonia glauca* y *Lophozonia alpina*
N. macrocarpa cambiaría a *Lophozonia macrocarpa*
N. obliqua a *Lophozonia obliqua*.

En los siglos XVIII y XIX los botánicos europeos incluían a las hayas europeas o hayas verdaderas y hayas falsas en el género *Fagus* y familia *Fagaceae* (Tab. I). Luego se crea el nuevo género *Nothofagus* para las hayas del hemisferio sur, pero que se mantiene dentro de la familia original de *Fagaceae*. De esta forma *Nothofagus* o las falsas hayas se separan y ubican en nuevo y distinto género respecto a las especies hasta entonces conocidas y antes descritas e incluidas en *Fagus*. Con la nueva nomenclatura se establecía que *Nothofagus* no existe en el hemisferio norte. Para el caso chileno se les conocía como hayas antárticas. La distribución geográfica de *Nothofagus* tanto fósiles como vivientes comprende Sudamérica con Argentina y Chile, Australasia con Nueva Zelanda, Australia (Tasmania), Nueva Guinea y Nueva Caledonia.



Características de la familia Nothofagaceae

Nothofagaceae es una nueva familia creada en 1962 por Kuprianova. Esta familia es monogenérica, es decir, incluye sólo el género *Nothofagus* de las especies del hemisferio sur como a *N. alessandrii*. Esta familia remplacea a la familia original Fagaceae vigente por 133 años (1829 a 2021).

Las especies son árboles, rara vez arbustos, de envergadura y alto crecimiento. Las hojas son de lámina simple, entera, pecioladas y margen denticulado o aserrado y disposición alterna con estípulas caducas. La duración es estacional o caduca o siempreverde.

Sexualmente los ejemplares son monoico diclinos, es decir, en el mismo individuo se encuentran flores unisexuales. Las flores son axilares dispuestas en inflorescencia del tipo dicasios no son vistosas o ni coloreadas dado que la envoltura o perigonio son hojas modificadas o brácteas. Las flores masculinas son pediceladas pudiendo estar solitarias o en grupos de tres rodeadas por una envoltura protectora. Las flores femeninas pueden ser sésiles o cortamente pediceladas. En la planta las flores femeninas se ubican hacia el extremo superior de las ramas del último año de crecimiento y muy difícil de observar a simple vista y las masculinas en posición más inferior visibles por los estambres exertos

El fruto es seco del tipo nuez-aquenio (Serra et al. 1986) de dos tipos diferentes: unos frutos son trígonos o de tres lados con reducidas alas y forma piramidal y otros son planos, aovados o lenticulares comprimidos con pequeñas alas y del tipo dímero por sus dos lados. La cúpula en su madurez se abre en dos o cuatro valvas alcanzando a lignificarse, pero con dehiscencia para la liberación de las nueces.

Hasta 1962 las especies de *Nothofagus* se incluían en la familia Fagaceae creada por Dumort. 1829 (Barthélimy Charles Joseph Dumortier) y en la subfamilia Fagoideae K. Koch 1873 (Moreira 2004).

En el período linneano los taxónomos europeos ubicaban las hayas en el género *Fagus* L. 1753 y en la familia Fagaceae que además de *Nothofagus* incluían a especies de *Quercus*, *Castanea*, y en el orden Fagales. La familia Fagaceae se identificaba también como Cupulífera dada la disposición de los frutos en una cúpula que cubre todo o parte de ellos. Las primeras descripciones de los *Nothofagus* chilenos se trataban como Fagaceas o Cupulíferas (Maldonado 1928, Urban 1934)

En las nuevas revisiones y reevaluaciones de la taxonomía de *Nothofagus* Ludmila Andreevna Kuprianova (1914-1987) palinóloga del Komarov Botanical Institut, Leningrado o San Petersburgo, en 1962 propone un nuevo cambio. Sobre la morfología, anatomía y análisis polínicos determina que *Nothofagus* es muy diferente a *Fagus* y no correspondería mantenerlo en la familia Fagaceae. Los caracteres taxonómicos son suficiente para separarlos en una nueva familia de Nothofagaceae Kuprian. 1962. Esta nueva propuesta está vigente y aceptada por la mayoría de los taxónomos y paleobotánicos.

Según van Steenis (1953) las diferencias entre *Fagus* y *Nothofagus* se presentan en las escamas de las yemas, estípulas, superficie de la lámina foliar, disposición de las flores en las ramas, estructura de la flor femenina, anteras, cúpula, estilos, presencia de alas en las nueces, endocarpo, número de células en los rayos medulares y tipo de punteaduras de las fibras.

La taxonomía de *Nothofagus* se ha prolongado por más de 140 años iniciándose en 1789 cuando George Foster describe *Fagus antarctica* Forst. La base del material fueron muestras colectadas en el segundo viaje de James Cook (1769-1771) (Muñoz P. 1968). La clasificación para las especies chilenas termina en 1928 con la descripción de ruil y más tarde en 1999 cuando Vázquez y Rodríguez definen la nomenclatura de *Nothofagus macrocarpa* como especie dejando de ser variedad (Tabla 1 y 2). Para las 10 especies de *Nothofagus* chilenas queda pendiente su origen, historia biogeográfica y su relación con las especies restantes de Australasia.

La historia de la taxonomía de los *Nothofagus* chilenos muestra una serie de propuestas según la época y los autores. Para algunas especies se indica concordancia y para otras dificultades en su definición específica (Tabla 1). Las especies más recientes propuestas son *N. alessandrii* y *N. macrocarpa*.

Tabla 1. Lista de las especies y variedades de *Nothofagus* chilenos según secuencia y diez autores.

Especie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>N. alessandrii</i>	.	.	x	.	x	x	x	x	x	x
<i>N. alpina</i>	.	.	.	x	x	x	x	x	x	x
<i>N. antarctica</i>	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
^d <i>var. sublobata</i>	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.
^d <i>var. uliginosa</i>	.	.	.	x	.	.	.	.	.	.
<i>N. betuloides</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>N. dombeyi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>N. glauca</i>	.	.	x	.	x	x	.	x	x	x
^a <i>N. leoni</i>	.	.	x	.	x	x	x	x	.	x
^b <i>N. macrocarpa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	x	x
^c <i>N. megalocarpa</i>	x	.	.	.	.	.	.	.	.	.
^d <i>N. montagnei</i>	.	x	.	x	.	.	.	.	.	.
<i>N. nítida</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>N. obliqua</i>	x	x	x	x	x	x	.	x	x	x
^e <i>var. obliqua</i>	.	.	.	.	.	.	x	.	.	.



Especie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
^f var. <i>glauca</i>	.	.	.		.	.	.	.	.	.
^g var. <i>macranthera</i>	.	.	.	X	.	.	.	.	.	.
^h var. <i>macrocarpa</i>	.	.	X	X	.	.	X	.	.	.
ⁱ var. <i>valdiviana</i>	.	.	.	X	.	.	.	.	.	.
<i>N. pumilio</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
^j <i>N. procera</i>	X	X	X	X	.	.	.	.	.	.

^aNo es una especie sino híbrido *N. obliqua* x *N. glauca*

^bOriginalmente se denominó *N. obliqua* var. *macrocarpa*

^cHoy es *N. glauca*

^dHoy es *N. antártica*

^eHoy es *N. obliqua*

^fHoy es *N. glauca*

^gHoy es *N. obliqua*

^hHoy es *N. macrocarpa*

ⁱHoy es *N. obliqua*

^jSinónimo de *N. alpina* y también lo es *N. nervosa*

1 Maldonado 1926

2 Urban 1934

3 Bernath 1940

4 Reiche 1941

5 Muñoz Pizarro 1966

6 Donoso 1978

7 Rodríguez et al. 1983

8 Bolmann 2001

9 Rodríguez y Quezada 2003

10 Rodríguez y Marticorena (eds.)2019

En una revisión de la diversidad de especies de *Nothofagus* chilenos se encuentra un avance en la taxonomía desde Reiche a Rodríguez (Tabla 1).

Las hayas chilenas de *Nothofagus* fueron inicialmente estudiadas por botánicos europeos empezando su encasillamiento en la categoría de *Fagus* para finalmente quedar en *Nothofagus*. Ruil fue la única especie que desde su descripción quedó en *Nothofagus* (Tabla 2).



Tabla 2. Lista de las especies de *Nothofagus* chilenos y secuencia histórica de la descripción según autor y año (Gottlieb 2001).

Especie	Descripción original	Autor/año	
	Género		
<i>Nothofagus alessandrii</i>	<i>Nothofagus</i>	Espinosa 1928	
<i>Nothofagus alpina</i>	<i>Fagus</i>	Poeppig & Endlicher 1838	Oersted 1871
<i>Nothofagus antarctica</i>	<i>Fagus</i>	Forster 1879	Oersted 1871
<i>Nothofagus betuloides</i>	<i>Fagus</i>	Mirbel 1827	Oersted 1871
<i>Nothofagus dombeyi</i>	<i>Fagus</i>	Mirbel 1827	Oersted 1871
<i>Nothofagus glauca</i>	<i>Fagus</i>	Philippi 1857/1858	Krasser 1896
<i>Nothofagus macrocarpa</i>	<i>Fagus</i>	De Candolle 1864	Vásquez & Rodríguez 1999
<i>Nothofagus nitida</i>	<i>Fagus</i>	Philippi 1857(1858)	Krasser 1986
<i>Nothofagus obliqua</i>	<i>Fagus</i>	Mirbel 1827	Oersted 1871
<i>Nothofagus pumilio</i>	<i>Fagus</i>	Poeppig & Endlicher 1838	Krasser 1896

Característica del orden Fagales

El orden es establecido por A. Engler como Fagales y con una nueva propuesta de Aleksandr Borisovich Doweld como Nothofagales Doweld, pero más tarde el orden Fagales es mantenido por Takhtajan 1980. El grupo incluye especies leñosas, arbóreas o arbustivas, hojas caducas o siempreverdes. Las flores no son vistosas dispuestas en amentos o dicasios con polinización anemófila. Los frutos son secos ubicados en conos o en una cúpula leñosa basal o involucreo espinifome.

El orden fagales incluye las siguientes ocho familias: Betulaceae, Casuarinaceae, Fagaceae Nothofagaceae, Juglandaceae, Myricaceae, Ticodendraceae, Rhoipteleaceae.

Takhtajan dentro del orden Fagales reordena las familias en dos subórdenes: Faginae y Betulineae (Serra et al. 1986). El primero de ellos importa por la ubicación de *N. alessandrii*:

Suborden Faginae que incluye las familias y subfamilias siguientes:

Familias Fagaceae

Familia Nothofagaceae

Subfamilia Fagoideae con el género *Fagus* y *Nothofagus*

Para la familia Nothofagaceae algunos autores proponen la subfamilia Nothofagoideae



En el suborden Betulineae se incluye la familia Betulaceae con las subfamilias Coryloideae y Betuloideae.

De acuerdo al esquema anterior *N. alessandrii* se mantiene en la familia Nothofagaceae en el orden Fagales y suborden Faginae y subfamilia Fagoideae.

A lo largo de la historia de la taxonomía botánica se han propuesto varios sistemas de clasificación no logrando consensos estables entre los taxónomos. Entre los sistemas de clasificación más conocidos y usados han sido de Engler y Prantl (1898), Cronquist (1981) y últimamente APG IV (2016). De acuerdo a lo anteriormente descrito y como resultado de la dinámica taxonómica, primeramente Nothofagus es separado del género *Fagus* L. 1753 e incluido en un nuevo género de *Nothofagus* Blum. 1850 y más tarde es también separado de la familia Fagaceae Dumort. 1829 pasando a una nueva familia propia de Nothofagaceae Kuprian. 1962 o Nothofagáceas (en español) con un único género (monogenérica) de *Nothofagus* Blume 1850. La antigua subfamilia para *Nothofagus* era Fagoideae K. Koch surgiendo en la actualidad la propuesta Nothofagoideae de Wang y Pu 2004 citado por Heenan y Smissen 2013)) manteniéndose en el orden Fagales creado por Adolf Engler en 1892 y en la sub clase Hamamelideae Takhtajan 1966 (Tabla 1).

El árbol chileno ruil era conocido por los lugareños mucho antes que el investigador Profesor Marcial Ramón Espinosa Bustos (Loncomilla 30.06.1874 – Santiago 08.08.1959) (Mostny 1959) tomara contacto con las primeras muestras y/o visitara el sitio y hábitat de crecimiento. Los lugareños usaban ejemplares de la especie y lo identificaban con el nombre popular de ruil demostrando que localmente ya era conocido, pero que aún no existía para la ciencia.

La nomenclatura y descripción de *Nothofagus alessandrii* por parte del Profesor Espinosa ha sido válida y aceptada hasta hoy revelando la rigurosidad del trabajo científico. Además de la contribución taxonómica ruil es la primera especie arbórea chilena que a principios del siglo XX es descrita por un chileno e incorporada a la ciencia y a la flora nacional y mundial desde hace ya 93 años.

Las investigaciones paleobotánicas, paleobiogeográficas y taxonómicas en *Nothofagus* han encontrado dificultades por aclarar la posición según origen y su relación intraespecies. Los paleobotánicos y biogeógrafos históricos señalan que Nothofagaceae incluye sólo especies del hemisferio sur con origen gondwanico. La hipótesis más actual postula que el centro de origen es a altas latitudes del extremo sur Sudamérica-Península Antártica (Hill y Dettmann 1996). El amplio análisis de microfósiles como polen del pasado y actual ha conducido a la propuesta que *Nothofagus* se ordenan en ocho grupos, cuatro fósiles y cuatro vivientes. Este agrupamiento es igualmente informal, aunque ha permitido una reordenación y vinculación de las especies sudamericanas con las de Australasia (Hill y Dettmann 1996).



1.2 Arquitectura y Caracterización Fenotípica de *Nothofagus alessandrii*

La morfología o arquitectura de ruil está definida genéticamente, pero modificable por condiciones de sitio como la inclinación, densidad poblacional, origen del individuo y modelo del rodal. El crecimiento arbóreo como conjunto de tallos (ramas) y hojas definen el aspecto general del hábito o arquitectura explicado por el modelo de Rauh, botánico alemán (Hallé 2010).

En los bosques originales del pasado ruil era un árbol de 25 a 30 m de altura y diámetros de hasta 1,0 m (Bernath 1940). El tronco o fuste es cilíndrico con ejes leñosos verticales u ortótopos, perenne. La especie es policárpica al fructificar por varios años cuyo inicio etario es aún poco claro.

El árbol ruil desarrolla un sistema de ramificación simpódica y a veces monopódica y en otros casos con una forma de transición entre ellas (Figura 1 A y B). La ramificación típica es simpódica y lateral por actividad de las yemas axilares que forman ramas con crecimiento superior al eje central. Este crecimiento es por reiteración, sustitución o aposición de la yema terminal o apical del mencionado eje. La ramificación se denomina también decurrente o delicuescente.



A



B

Figura 1. Modelo de crecimiento de ruil como individuo aislado (A) y como parte de una población (B)

El resultado de la ramificación es la copa del árbol. El conjunto de copas de los árboles forma el dosel y en sentido vertical presenta estratos de hojas y ramas que influyen en la extinción de la radiación solar hacia el interior y su reflejo hacia el espacio, así como regular la entrada del agua de lluvia con la intercepción y retardo de alcanzar el piso o suelo del bosque. Desde el punto de vista ecológico la parte superior de la copa es más seca y cálida y hacia el interior el ambiente es más fresco y húmedo.

Considerando el modelo del árbol individual ruil en sitios planos tiende a una baja altura de crecimiento, pero con amplia ramificación de copa. Contrariamente en fondos de quebradas y laderas inclinadas el crecimiento es en un solo eje monofustal o monocaule con ramificación excurrente, fuste alto, recto y una reducida copa hacia los extremos superiores del bosque. Esta forma de desarrollo se observa también en individuos provenientes de semillas.

Por otro lado, frente a la intervención o tala la regeneración vegetativa de ruil es por tocón o cepa con crecimiento polifustal o multifustal (varios ejes o fustes) sin un tronco principal generándose el problema de la edad e identidad del individuo. Este último crecimiento vegetativo es una estrategia regenerativa frente a la tala o roce. La capacidad de rebrote ha posibilitado la sobrevivencia histórica y persistencia de la especie e interpretada por los antiguos lugareños como forma de rejuvenecimiento y remplazo y mantención de las poblaciones y el bosque (Figura 2 A y B). En algunos individuos hacia la base del fuste tienden a formar tumores de origen aún no explicado (Figura 3) con yemas activas que originan rebrotes delgados y frágiles sin llegar a individuos de sustitución.

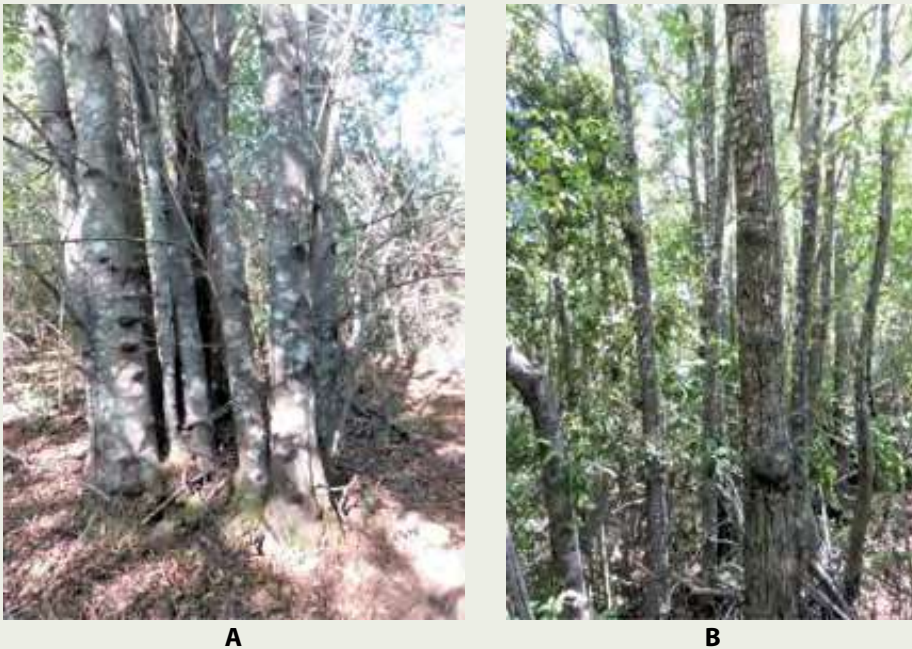


Figura 2. Modelo de crecimiento de ruil multifustal (A) y monofustal (B)



Figura 3. Formación de tumores hacia la porción inferior de un ejemplar de ruil

Finalmente, la madera de *N. alessandrii* fue muy valorizada por astilleros maulinos y los lugareños quienes destacaban atributos como durabilidad, resistencia al ataque de hongos y bacterias (pudrición) a la intemperie. Fue usada en la construcción de viviendas, muebles, como vigas, postes y estacas. El árbol preferido era de diámetro grueso ya apellinado o con formación de duramen (Figura 4 A y B). Precisamente el duramen o corazón de la madera por procesos de impregnación natural (tilosis) contribuyen a la durabilidad y preservación de la madera. La experiencia local revela también el bajo contenido calórico de la madera para uso de leña y/o carbón. Sobre las propiedades físicas y químicas y organolépticas no se dispone de información. Una breve descripción de la estructura microscópica lo realiza Wiedenbrug (1948) destacando la porosidad difusa y el grosor de las fibras.



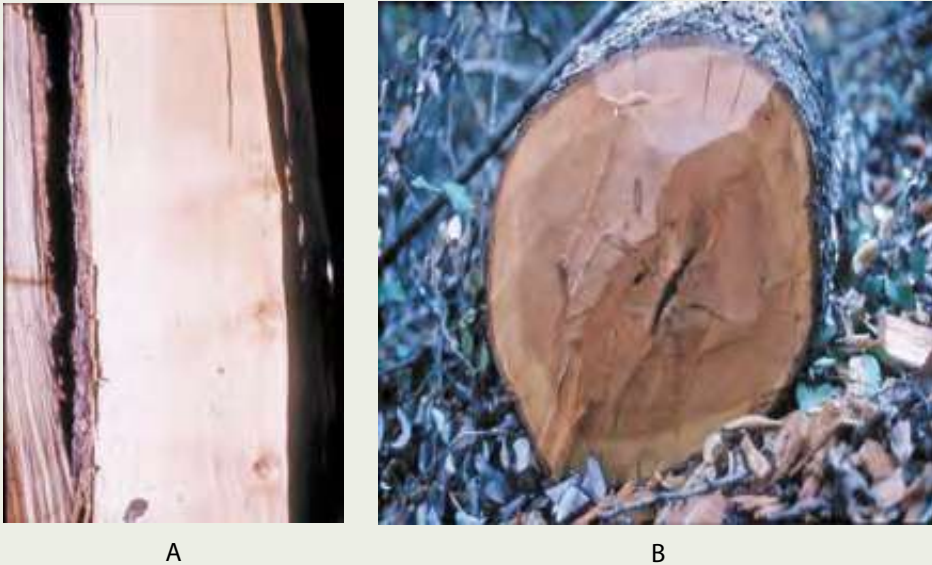


Figura 4. Madera joven de ruil (A) y árbol apellinado con duramen (B).

Corteza

El color, diseño y textura de la corteza del tronco o fuste de ruil pasa por dos etapas de desarrollo de los individuos según escala de edad ad hoc de juveniles y adultos (Pereira *et al.* 2013). En juveniles con DAP inferior a 15 cm (diámetro a la altura del pecho convenido a 1,30 m desde el suelo) la corteza es lisa, delgada y color gris claro (Figura 5 A).

Posteriormente en adultos (DAP superior a 15 cm) cambia a castaño oscuro con textura seca y dura áspera con superficie áspera y diseño fisurado y grietas con incisiones verticales y más tenues en la horizontal (Figura 5 B). En esta etapa el color es gris oscuro y difícilmente desprendible en placas (Espinosa 1928). A lo largo de la superficie de la parte media y superior del fuste se presentan máculas blancas más o menos circulares que corresponden a líquenes crustáceos epífitos de las especies *Lecanora pallida* y *Pertusaria velata* (Pereira y San Martín 1998) (Figura 6). Contrariamente en la parte basal se desarrollan poblaciones de musgos y la parte alta de las ramas el liquen *Usnea gonioides* (Espinosa 1928) (Ver capítulo de líquenes y briófitos en el texto).



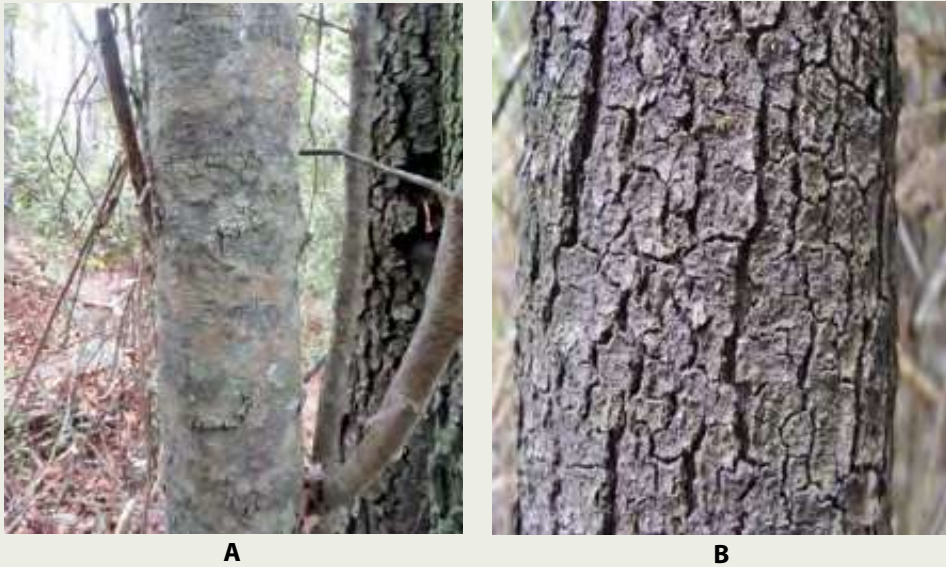


Figura 5. Vista superficial de la corteza de un fuste o tronco de un ejemplar joven de ruil (A) y otro adulto (B).



Figura 6. Vista de una población de ruil con tallos de color blanquecino por la presencia de líquenes epífitos en período otoñal.

Yemas y actividades

Las yemas vegetativas cerradas de ruil son simples, cónicas a aovadas protegidas por escamas o pérulas de coloración ferrugíneo denominándose yemas peruladas que en las ramas presentan disposición lateral axilar a la hoja y/o apicales en extremos de los tallos secundarios (Espinosa 1928) (Figura 7 A y B). La actividad de las yemas vegetativas se inicia con un hinchamiento en el mes de agosto y expansión foliar desde mediados del mismo mes para estar en septiembre las hojas extendidas. La expansión foliar es coincidente con la formación de flores axilares masculinas hacia el extremo de las ramas nuevas. En períodos estacionales desfavorables de otoño e invierno las yemas enfrentan problemas ambientales de lluvias y bajas temperaturas contando con una buena protección de las escamas o pérulas. En este ambiente ruil con el hábito o forma de crecimiento árbol logra una adaptación morfológica denominada forma de vida o bioforma fanerófito según la tipología de Raunkiaer (1934) citado por Cain (1950) y adaptado por Müeller-Dombois y Ellenberg (2002). Esta forma de vida domina en los bosques tropicales y templados y típica en árboles con crecimiento en altura.



Figura 7. Yema apical y lateral (A) y tallo secundario ramificado con yemas apicales y laterales (B)

La actividad de las yemas vegetativas caulinares y foliares de ruil se inicia a fines de invierno y/o inicios de primavera. Al originar un nuevo eje o tallo es rameal o caulinar puede ser apical o punta de la rama. También es lateral en disposición alterna o esparcida en un eje del año anterior. El nuevo tallo es piloso, blando y color verde claro portando nuevas yemas (yemas de renuevo) y nuevas hojas solitarias insertadas en un punto o nudo y separadas unas de otras por un espacio o internudo. Hacia la parte inferior del nuevo tallo continúa otro del año anterior el cual es lignificado o duro y color gris a café claro. La separación física de ambos ejes es señalada por una cicatriz circular denominada cicatriz de las escamas de la yema apical o terminal indicando su posición en el año anterior. Este antiguo



tallo es desfoliado y como se indicará porta yemas caulinares. Esta diferenciación morfológica contrastante es apreciable en septiembre y octubre (Figura 8).



Figura 8. Tallo secundario con ramas de dos años con límites en la cicatriz de la yema terminal ruil

Este crecimiento en clima templado es rítmico o periódico (estacional) y no continuo como en el trópico. La ritmicidad en el crecimiento posibilita la determinación de la edad de la rama. La nueva rama o eje alargado porta las nuevas yemas y nuevas hojas con internudos espaciados dando forma a macroblastos o dolícoblastos y responde al sistema de ramificación proléptica (Figura 8). Las ramas originan, portan, sostienen y elevan el follaje y además las estructuras reproductivas o flores. Un tercer tipo de yemas son florales, cortas, verdosas, comprimidas y redondeadas. Esta yema flores es un brote con escamas y antófilos embrionales representando un brote sin internudos y que algunos autores designan como braquiblastos.

El crecimiento del nuevo tallo si proviene de una yema axilar o lateral puede mantener la forma lineal tal como en posición terminal o punta de la rama sin originar nuevas ramificaciones laterales. Este sistema de ramificación en ruil es proléptico o diferida (Figura 9). Contrariamente si el nuevo eje junto con crecer se ramifica aumentando la biomasa el sistema de ramificación es siléptico.



Figura 9. Rama o tallo secundario de ruil portando hojas, inflorescencia masculina y un fruto. El modelo de crecimiento es un macroblasto en ramificación proléptica.

Hojas

De la descripción anterior se infiere que la nueva rama de ruil del último año de crecimiento porta las hojas y flores y más tarde frutos (cúpulas y nueces). Las nuevas hojas recuperan la biomasa foliar en el período favorable (primavera), pero en estaciones desfavorables (otoño-invierno) se pierden estacionalmente siendo caducas y el árbol caducifolio (Figura 10 A y C). De este proceso se infiere que las hojas de ruil tienen un período de vida activa que empieza en septiembre y termina a fines del verano con cambio de coloración de verde a amarillas y rojizas entrando en senescencia o vejez seguido de la caída o abscisión. Este proceso indica que las hojas presentan un envejecimiento programado y son funcionalmente caducas. El ejemplar sin hojas en otoño-invierno entra a un período de dormancia o reposo debiendo asegurar la protección de las yemas del frío, viento y lluvia. La renovación de las hojas se inicia desde fines de agosto y septiembre a inicios de la primavera cambiando la fisonomía del árbol (Figura 10 B y D)





A



B



C



D

Figura 10. Fisionomía de individuos de ruil en otoño - invierno (A) y primavera verano (B) aspecto del bosque en invierno en ladera (C) y en primavera (D) con renovación de las hojas en laderas de orientación suroeste, Chanco Cauquenes.

De acuerdo a la biología de ruil y según la fisionomía de las hojas con láminas planas y extendidas corresponde a las especies planifolias o latifoliadas en oposición a las coníferas de hojas angostas aciculares o escamosas denominadas angustifolias (Figura 11 A y B). Los bosques con especies latifoliadas son típicos en climas húmedos y mediterráneos subtropicales. Ruil es una especie arbórea latifoliada del tipo caducifolia y los bosques se describen como planifolios, latifoliados o frondosos. Esta clasificación no es taxonómica y es aún usada para la descripción de bosques o especies como los mediterráneos de Chile central (Donoso 1982) al referirse al bosque de ruil como bosquetes latifoliados del tipo deciduo o caducifolio.





A



B

Figura 11. Hojas normales o nomófilas de ruil con vistas de la cara superior (lado izquierdo e inferior (A) y en ramas mostrando la cara superior (B)

Por otro lado, de acuerdo al tamaño de la superficie las hojas ruil que pueden alcanzar a promedios de 117 cm^2 se ubica en el tipo mesófilas ($20,25 - 182,25 \text{ cm}^2$) según escala de Raunkiaer citado por Müller-Dombois y Ellenberg (2002). Finalmente, ruil no es una especie laurifolia. Los árboles y bosques laurifolios son también planifolios, pero de hojas perennes y abundantes en climas húmedos lluviosos con especies planoperennifolias como en los bosques templados del sur de Chile.



La hoja es un órgano visible y accesible usado para caracterizar e identificar a una especie arbórea. Para el caso de ruil y para el no experto la identidad es posible sólo en primavera-verano y no en el período de invierno.

La secuencia sucesional de los filomas u hojas de ruil muestra los siguientes tipos: las primeras hojas son embrionales o cotiledones y acompañan al embrión de la semilla dentro del fruto. En la germinación por alargamiento del hipocotilo por sobre el suelo los cotiledones son visibles en disposición opuesta, sésil y suborbiculares definiendo el proceso germinativo como germinación epigea o fanerocotilar (Figura 12).



Figura 12. Germinación de ruil *in situ*, Empedrado, con cotiledones a la vista o modelo fanerocotilar

En esta etapa se desarrolla la plántula con pilosidad y ejes de color rojizo cuyas primeras hojas por sobre los cotiledones son los protofilos u hojas primordiales correspondiendo al segundo tipo de la secuencia. La disposición es opuesto-decussados (Mesa y Rotella 1994) siendo más tarde remplazados por un tercer tipo de hojas normales vegetativas o nomófilos que acompañan a la planta, pero de vida estacional, caducas o deciduas e iniciar su caída a fines de verano y principios de otoño del año siguiente. Estas hojas son nuevamente recuperadas a inicios de la primavera (agosto-septiembre) y en su estado juvenil presentan lámina, margen y pecíolo con pilosidad. Finalmente, el cuarto tipo de filoma corresponde a las hojas florales o antófilos siendo unas fértiles que representan la flor botánica y otras estériles como escamas protectoras y que inciden en la baja visibilidad. Las hojas infértiles de la flor en otras especies son coloreadas, vistosas y de gran tamaño y a las cuales se asigna el nombre de flor. En ruil son escamas delgadas y laminares en las flores estaminadas y engrosadas y verdosas en las pistiladas participando más tarde en el origen de la cúpula de los frutos.

En ruil las hojas normales o vegetativas están sostenidas por un corto pecíolo de 6 a 11 mm dispuestas filotaxis alterna a subopuesta. La forma de la lámina es aovada a cordiforme con lámina entera, simple, extendida a ondulada y superficie plana, lisa y color verde claro por el haz y más pálida por el envés (Figura 11 A)

La longitud de la lámina puede alcanzar en sitios sombríos y húmedos hasta 14 cm y un ancho medio de 10 cm y, en sitios asoleados, la superficie es menor con lámina coriácea y plegada de forma convoluta es decir, lámina doblada hacia la cara superior como en el estado de prefoliación en la yema (Figura 13).



Figura 13. Hojas de sol en ruil con curvatura de la lámina.

La nervadura es marcada del tipo penninervia craspedródoma (Romero 1980) con 11 a 13 nervios secundarios rematando cada uno en un diente del borde o margen. El ápice de la lámina es ligeramente acuminado, margen denticulado y base ligeramente redondeada y simétrica, solitarias y filotaxis alterna (Bernath 1940, Espinosa 1928). La textura es suave, delgada. En la etapa temprana del desarrollo las hojas nuevas o juveniles presentan dos estípulas interpeciolares (una por cada lado de la vaina) alargadas, lanceoladas, castañas a rojizas y caedizas o de corta vida encontrándose más tarde las hojas adultas sin ellas (Espinosa 1928, Rodríguez *et al.* 1983) (Figura 14). Como anteriormente se mencionará en el árbol ruil las hojas duran de 6 a 7 meses con posterior caída cambiando la fisionomía de los individuos y de los bosques de ruilares durante el año.





Figura 14. Rama con hojas de primavera con lámina y margen pilosos. Las hojas alargadas y cafés corresponden a las estípulas caedizas.

Flores – polinización – polen

En ruil las flores se disponen en inflorescencia cimosas compactas axilares, uni-sexuales y espacialmente separadas determinando que la sexualidad de ruil sea diclino monoico con flores estaminadas o masculinas y pistiladas o femeninas sin nectarios y en ramas nuevas del mismo individuo.

Las inflorescencias masculinas son pedunculadas, simples o dobles con 3 flores y 10 a 20 estambres exertos protegidos por 3-5 brácteas de 5-6 mm y caedizas siendo visibles a ojos desnudos.

Las flores femeninas se disponen en cimas sésiles protegidas por involucro de 2-3 mm de 6 a 8 brácteas membranáceas rodeando 3 a 7 flores. Lo más frecuente es observar en los ejemplares adultos inflorescencia de tres flores verdosas de 1 a 5 mm. Con ovarios desarrollados la disposición es una central plana dímera bialada y dos laterales trígonas y trialadas (Espinosa 1928). Con menor frecuencia se pueden encontrar inflorescencias con 7 flores y en ovarios maduros se observa que dos son laterales trígonos y trialados y cinco planas y dimeras centrales (Tanai 1986) de las cuales cuatro se distribuyen en cada una de las valvas, pero que posteriormente abortan quedando una sola. Las flores y ovarios de tres lados o trígonos llevan tres pistilos y los otros comprimidos con dos.

Las flores masculinas y femeninas pueden encontrarse en una misma rama conocida como rama hornotina (Picca 1998). En la descripción se indica que las flores femeninas se ubican hacia el extremo de la rama por delante de las masculinas y difíciles de observar a simple vista. Contrariamente las flores masculinas son visibles con ubicación hacia la porción basal de las pistiladas (Espinosa 1928). Ambos tipos de flores tienen una posición axilar respecto a la hoja siendo de corta duración, estacionales y formadas una sola vez (Figura 15 A y B))



Figura 15. Disposición de las inflorescencias masculinas (color café) (A) y de la femenina ya como fruto de color verde (B) en el extremo de la rama del último año de crecimiento.

Aparentemente la antesis o apertura de las flores masculinas y femeninas no es coincidente requiriéndose una confirmación del proceso. En este asincronismo las primeras flores desarrolladas son las masculinas y posterior a la dehiscencia o apertura de las anteras con liberación del polen se formarían las flores femeninas. Este desfase se interpreta como estrategia para evitar la autopolinización en un mismo individuo.

La polinización es por casmogamia, es decir, ocurre posterior a la apertura de la flor femenina o antesis favoreciéndose la movilidad del polen por viento con polinización cruzada o alogamia del tipo anemofilia. La polinización ocurre desde mediados de septiembre. Posteriormente en octubre se inicia la madurez y crecimiento de ovarios de las flores femeninas y una copa o cúpula acrescente dividida en 4 valvas con un corto pedúnculo. En la madurez la cúpula se lignifica tomando coloración castaña con un interior liso y superficie externa con cortas escamas vistosas y tamaño de 1-2 mm. El origen de la cúpula es aún controversial estimándose que participaría tanto el tallo como escamas foliares (Picca 1998). A causa de la ausencia de nectarios en las flores no se da actividad de insectos polinizadores (entomofilia). Sin embargo, tanto en los estambres como en la cúpula en desarrollo se observa una variedad de actividad de insectos muy pequeños supuestamente dípteros.



Los granos de polen presentan tamaño medio de $28,3\ \mu\text{m}$ en la línea ecuatorial con forma globosa a achatados u oblatados con 5 a 7 aperturas del tipo colpo de 4 a $7\ \mu\text{m}$. La morfología del polen se ha asimilado al tipo fusca y al grupo de los más pequeños y antiguos de las especies de *Nothofagus* de Sudamérica. Un elemento característico específico en la exina es la presencia superficial de una microespinosa detectable a microscopía óptica (Espinosa 1928, Fernández *et al.* 2016).

Frutos - dispersión

Botánicamente los frutos de ruil son nueces de consistencia dura, seca y monosperma, indehiscentes y donde las paredes del fruto o pericarpo esclerenquimático están soldadas a la única semilla. En la práctica los frutos se sinonimizan con semilla. Las nueces en número de 3 a 7 de forma sésil se disponen interiormente en la cúpula lisa y dividida en cuatro valvas con superficie exterior escamosa. La diversidad de nueces son dos trímeras y cinco dímeras (Tanai 1986).

Las nueces son dimorfas o de dos formas siendo piramidales y trígonoas las laterales o valvares de 6,5 -7,5 mm de largo por 4.0-4,5 de ancho. Las otras nueces centrales son cordiformes y aplanadas de tamaño similar a las trígonoas, pero con ancho superior de 5,0-6,5 mm (Espinosa 1928). Ambas formas presentan una angosta ala perimetral (Figura 16). La apertura de las valvas de la cúpula y dispersión de las nueces es de febrero a marzo y, principalmente, pasado el mediodía cuando la iluminación y el calor son altos. La caída de las nueces es masiva con un suave ruido descrito como lluvia de semillas.



Figura 16. Cúpulas, frutos trígonoas y dímeros de ruil



La dispersión o diseminación es el fruto está en relación con el peso, forma y tamaño encontrándose los más pesados y más grandes preferentemente bajo el dosel y/o adheridas a la base del tronco. Contrariamente los más pequeñas y livianos se alejan de la planta madre. De acuerdo a los vectores o agentes de dispersión puede ser por anemocoría si la dispersión es por viento o barocoría si es por gravedad. En general la nuez presenta coloración gris claro y aspecto sano y su colecta es desde febrero a marzo calculándose 123.000 a 130.000 semillas/kg (Donoso y Cabello 1978).

1.3 Biogeografía de *Nothofagus* Distribución Botánico-Ecológica y Superficie de Ruil

La presencia actual de las especies de *Nothofagus* por el occidente del territorio austral sudamericano es resultado de eventos paleogeológicos, paleoclimáticos, paleogeográficos y procesos de migración de especies paleotropicales y subtropicales y antárticas. *Nothofagus alessandrii* es parte del enigma y su historia biogeográfica aún no se ha logrado explicar contribuyendo la ausencia de macrofósiles y microfósiles en la zona centro sur del país.

80 a 90 millones de años (Ma) atrás existía un supercontinente denominado Gondwana que mantenía unidos Australia, Sudamérica y Antártica. Bajo clima tropical se desarrolló una diversidad de flora entre ellas las primeras especies de *Nothofagus* (Sevenson *et al.* 2001) que, hipotéticamente, serían ancestrales de las actuales con especiación y radiación antes de la ruptura y separación de los continentes hace 55 a 40 millones de años atrás (Cook y Crisp 2005). Algunos estudios basados en la filogenia de la arquitectura foliar sugiere que los eventuales ancestros de ruil serían *Nothofagus variabilis*, *N. elongata* y *N. serrulata* (Gandolfo 1994).

Por otro lado, los hallazgos de fósiles (hojas, polen, cúpulas y troncos) en los diferentes territorios insulares y continentales meridionales es coherente con la presencia de las 35 especies actuales y las 31 especies extinguidas (Gandolfo 1994). La excepción es el continente antártico y algunas islas bajo hielo con material fosilizado entre ellos de *Nothofagus* con especies aún difícil de determinar.

Los registros de microfósiles como polen más antiguos de *Nothofagus* se han encontrado en la Antártida con edad de 83,0 Ma y luego en Australia asignado a *Nothofagus senectus* y Sudamérica con edad de 70 Ma correspondiente al cretácico superior (Romero 1988, Markgraf *et al.* 2006). Un hallazgo importante fueron hojas fosilizadas asignadas como *Nothofagus* aff. *Nothofagus alessandrii*, subgénero *Fuscospora* en río Turbio Argentina (Panti 2019). Sin embargo con anterioridad y para la Patagonia chilena Leppe *et al.* (2016) daban cuenta del hallazgo de improntas foliares para sudamérica con edad aproximada de 60 Ma coincidiendo con lo señalado por Romero (1988) para islas del continente antártico.

Este resultado permite postular que el centro de la diversificación de *Nothofagus* sería el continente antártico y la Patagonia donde se encontrarían los fósiles más antiguos de *Nothofagus* (Hill y Dettmann 1996). Así mismo se plantean hipótesis sobre el origen del bosque en el extremo sur del continente sudamericano (Leppe *et al.* 2012)



Por otro lado, se ha constatado la presencia de madera fosilizada a la altura de los 25 °LS, Pichasca, descrita como *Nothofagxylon pichanquensis* como también en la Antártica con *Nothofagaxylon antarcticus* asignado al cretácico superior (Torres 1981, 1984). Finalmente se registran hallazgos de hojas fosilizadas en Chile central Boca Pupuya, Navidad, área costera de la región Bernardo O'Higgins (Troncoso 1991) reconfirmada más tarde con el análisis polínico para la formación de Navidad (Barreda *et al.* 2011) asignada al mioceno o 23 Ma atrás. La información aportada por paleobotánicos conduce a la conclusión que el origen de *Nothofagus* es gondwánico (Romero 1988) y que su avance a latitudes menores fue facilitado por un clima húmedo frío el cual posteriormente cambia a más cálido y seco de tipo mediterráneo que en la actualidad se extiende entre los 24° a 38° LS (Amigo y Ramírez 1998).

Nothofagáceas representa sólo árboles con presencia en el hemisferio sur junto con Araucariáceas y Podocarpaceas en una amplia y discontinua o disyunta área de distribución transoceánica en territorios insulares y continentales. La familia incluye 35 especies (Hill y Dettmann 1996) distribuidas en el extremo sur de Sudamérica Chile y Argentina con 9 especies (sin incluir *N. macrocarpa*) en clima templado-frío, Australasia con 3 especies en Australia (Queensland, New South Wales, Victoria y Tasmania) en clima desde tropical, subtropical y templado (Red y Brown 1996), Nueva Zelanda con 4 especies en clima de influencia oceánica de templado cálido a frío (Ogden *et al.* 1996), Nueva Guinea con 14 especies y Nueva Caledonia con 5 en clima tropical (Read y Hope 1996). Este modelo de distribución es posterior a la fractura del supercontinente de Gondwana que 80 a 90 millones de años atrás mantenía unidos Sudamérica, Australia, Antártica y Nueva Zelanda (Cook & Crisp 2005).

Al incluir *Nothofagus macrocarpa* como nueva especie para Sudamérica en número aumenta a 10, siendo seis compartidas con Argentina y Chile con cuatro endémicas o exclusivas (Rodríguez y Quezada 2003) (Tabla 2).

Tabla 2. Especies de *Nothofagus* en Sudamérica distribuidas en Argentina y Chile. N = Nativo; E= Endémica; . (punto) = ausencia (Rodríguez y Quezada 2003).

Especies	País	
	Argentina	Chile
<i>Nothofagus alessandrii</i>	.	E
<i>Nothofagus alpina</i>	N	N
<i>Nothofagus antarctica</i>	N	N
<i>Nothofagus betuloides</i>	N	N
<i>Nothofagus dombeyi</i>	N	N
<i>Nothofagus glauca</i>	.	E
<i>Nothofagus macrocarpa</i>	.	E
<i>Nothofagus nitida</i>	.	E
<i>Nothofagus obliqua</i>	N	N
<i>Nothofagus pumilio</i>	N	N



En la nómina de la tabla anterior no se incluyen los híbridos *Nothofagus leoni* (*N. obliqua* x *N. glauca*) (Donoso y Landrum 1979), *N. dombeyi* x *N. betuloides*, *N. dombeyi* x *N. nítida* (Donoso y Atienza 1983), *N. obliqua* x *N. alpina* (Donoso et al. 1990).

En el país la distribución del género *Nothofagus* se extiende desde los 32°57' (Valparaíso) a los 55°58' LS (Archipiélago del Cabo de Hornos) (Pisano 1982, Rodríguez y Quezada 2003). En esta amplia distribución latitudinal las especies ocupan diferentes hábitats de la cordillera de la costa y precordillera andina en altitudes de 150 a 2.500 m. La abundancia de las poblaciones es en las altas cumbres donde las temperaturas son más bajas y las precipitaciones mayores (San Martín y Troncoso 1993, Donoso 1996). Por el Valle Central las poblaciones son más frecuentes desde Victoria al sur y en la zona central la presencia se reduce sólo a algunos individuos de *Nothofagus obliqua* y *N. dombeyi* (San Martín y Troncoso 1993). De acuerdo a lo anterior las poblaciones de *Nothofagus* en Chile son típicamente de montañas con la mayor diversidad arbórea en Chile central y con especies endémicas como *Nothofagus macrocarpa*, *N. glauca* y *N. alessandrii*.

A nivel del paisaje *Nothofagus* domina la fisonomía y estructura de los bosques naturales con ejemplares esbeltos coexistiendo diferentes especies del género con tendencia a una segregación espacial, pero sin resultados de una mezcla. A nivel global tampoco muestran una sobreposición en su distribución (Gandolfo y Romero 1992).

El clima mediterráneo a nivel global representa sólo un 5 % de superficie de la tierra cuyo valor biológico está dado porque es el ambiente para el 20 % de la biodiversidad vegetal de tipo vascular (Cowling et al. 1996). Durante el pleistoceno del cuaternario (2,5 Ma) ocurrieron eventos de glaciación que afectaron principalmente a la Cordillera andina. La cordillera de la costa por su cercanía al mar desde Valdivia al norte no fue glaciada con lo cual muchos elementos florísticos de los bosques caducifolios con *Nothofagus* y otros laurifolios se acantonan y refugian destacándose la alta diversidad de especies y endemismos (Troncoso y San Martín 1988, Villagrán y Armesto 2005, Villagrán y Hinojosa 2005). Lo descrito conduce a la conclusión que las especies se establecieron miles de años atrás en situaciones climáticas diferentes a las actuales posicionándolas como relictos y en condición de fragilidad como es el caso de los bosques de ruil (Donoso y Guerrero 2007).

A nivel internacional de la conservación global de la biodiversidad para el caso chileno se ha delimitado el área de hotspots o área de puntos críticos (Myers et al. 2000) donde se distribuye ruil. El territorio definido en Chile como hotspots o puntos críticos incluye el Norte Chico, Chile Central y áreas de las IX y XI regiones e islas de Juan Fernández. Un hotspots es caracterizado por un alto número de especies endémicas sobre 2000 y alta presión y transformación del paisaje natural. En Chile el hotspots comprende la mayor parte de los bosques deciduos con *Nothofagus* dentro de los cuales se encuentra *Nothofagus alessandrii* (Arroyo et al. 2006).

A nivel fitogeográfico ruil se distribuye en la región fitogeográfica antártica integrando el dominio y provincia subantártico y el distrito maulino (Cabrera y Willink 1973). Estas unidades se caracterizan por su carácter transicional entre la provincia de Chile Central y la provincia subantártica con presencia de especies de *Nothofagus* donde No-



thofagus alessandrii es exclusivo y endémico con participación además de elementos del bosque esclerófilo mediterráneo.

Desde el punto de vista forestal del país *Nothofagus alessandrii* participa en el bosque maulino endémico de Chile central. La distribución es por la ladera sur occidental del área templada. Para el país se han definido 12 tipos forestales (Donoso 1975, 1981) y ruil participa en el tipo forestal Roble Hualo Costero como subtipo Bosquetes de Ruiles.

Desde el punto de vista ecológico y vegetacional *N. alessandrii* se distribuye en los bosques deciduos o caducifolios de la región mediterránea de Chile como bosques de pequeñas superficies o bosquetes (Donoso 1982). Más adelante Gajardo (1994) en una reordenación y clasificación de la vegetación natural no reconoce a los bosques de ruil como unidad sino al Bosque de Hualo-Avellano, *Nothofagus glauca* y *Gevuina avellana*. Esta formación es una subdivisión de la unidad Bosque Caducifolio Maulino que integra la subregión del Bosque Caducifolio Montano que a su vez es parte de la Región Ecológica Bosque Caducifolio. En los Bosques de Hualo y Avellano ruil es un elemento florístico más, pero que contribuye con la singularidad del mismo.

Posteriormente Luebert y Pliscoff (2006) de acuerdo a variables climáticas y topográficas sistematizan la información botánico-ecológica y proponen una nueva clasificación de la vegetación natural donde tampoco se reconoce a los ruiles como comunidad zonal. Esta especie y la unidad es integrada al piso vegetacional Bosque de Hualo y Lingue, *Nothofagus glauca* y *Persea lingue*, y dentro de la formación Bosque Caducifolio Mediterráneo Costero.

Finalmente, desde el punto de vista florístico estructural las comunidades de ruil es descrita como la unidad fitosociológica *Nothofagetum alessandrii* (San Martín *et al.* 1984 a, b, c). Este enfoque es europeo derivado de la escuela fitosociológica y se basa en la composición florística de la comunidad con identificación de las especies diferenciales o de diagnóstico de las comunidades definidas como asociación. De acuerdo al estudio señalado los bosques de ruil representan una asociación definida como *Nothofagetum alessandrii*.

A nivel geográfico regional del Maule las poblaciones y bosques naturales de *Nothofagus alessandrii*, se distribuyen latitudinalmente entre el río Mataquito, sector de Huelón, Curepto provincia de Talca (35° 05' S) y el estero o río Curanilahue, sector El Corte, Km 29 de ruta M-50 Cauquenes Chanco, comuna de Chanco provincia de Cauquenes (35°50' S) (Donoso 1975, Ormazábal y Benoit 1986, San Martín y Donoso 1995). En línea recta la presencia de ruil es a lo largo de 83 a 100 km de longitud por la ladera occidental de la Cordillera de la Costa representando la distribución más reducidas de las especies de *Nothofagus* del hemisferio sur. Altitudinalmente ruil se ubica entre 150 a menos de 500 m y en laderas de exposición S, SO y SE.

En el tramo de 100 km las poblaciones y bosques se encuentran separadas y distanciadas. Entre los ríos Mataquito y Huenchullamí emplazan bosques y fragmentos de ruil para la comuna de Curepto. Luego del río Huenchullamí al río Maule y sectores de Quivolgo y Agua Buena y Coipué los remanentes de bosques de la comuna de Constitución. Posteriormente desde el sur del río Maule a la rivera norte del río Reloca se encuentran los frag-



mentos de la comuna de Empedrado con la Reserva Nacional Ruiles de El Fin y el área de la Montaña, El Desprezio y Porvenir. Finalmente desde el sur del río Reloca al río o estero de Curanilahue los fragmentos y poblaciones de la comuna de Chanco con la Reserva Nacional Ruiles de Chanco y remanentes de Bodega (Figura. 17, Tabla 3. Los accidentes geográficos como los cursos fluviales discontinuaron los bosques naturales ruil con desconexión física mantenida hasta hoy. Los actuales sitios con presencia de ruil en la costa maulina son prospecciones de 1991 y 2002 resumidas en Olivares et al. 2005 anterior al incendio de 2017.

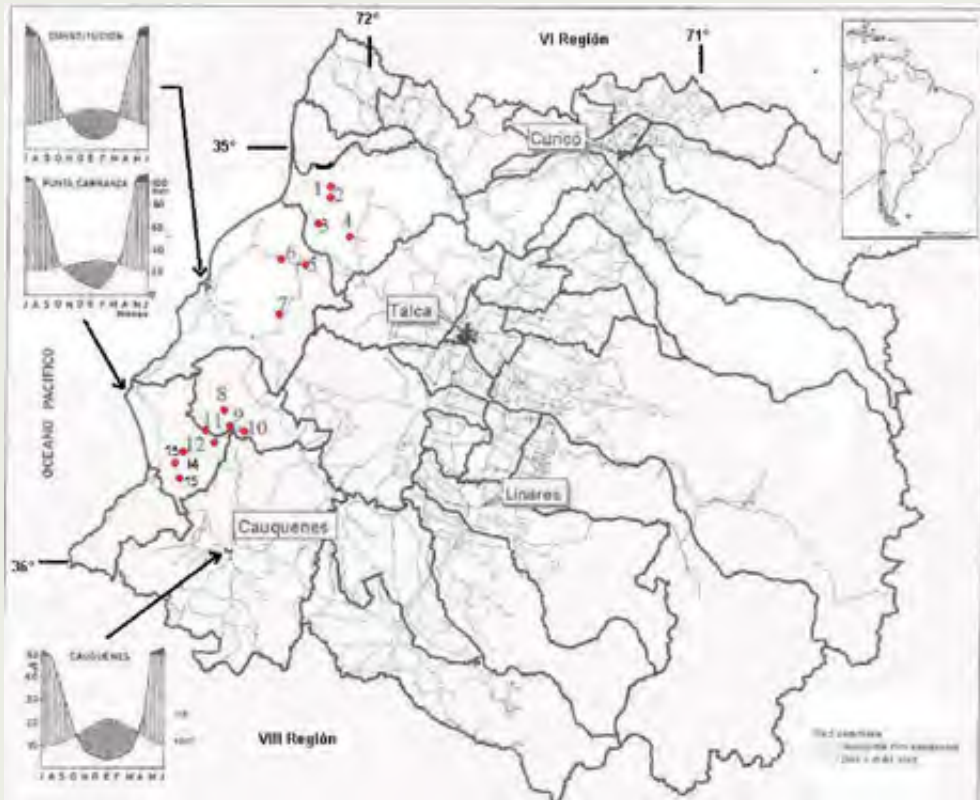


Figura 1. Distribución latitudinal de los bosques y fragmentos de ruil (puntos con numeración correlativa) en el área costera de la región del Maule, Chile central (CAMBIAR PLANO).

Los sitios se distribuyen por comunas de norte a sur Curepto 1 a 4), Constitución (5 a 7), Empedrado (8 a 12) y Chanco (13 a 15). La secuencia puede observarse en la Tab. 3

Tabla 3. Distribución de los sitios y superficie de ruil (bosques, fragmentos y poblaciones) según comuna y localidad anterior al incendio de 2017 (Olivares et al. 2005)

Comuna /Localidad	Localidad	Superficie ha
Curepto	1. Huelón	8,70
	2. Catorce Vueltas	4,60
	3. Lo Ramírez	45,03
	4. Macal	15,08
	5. Coipué	2,20
Constitución	6. Agua Buena	1,80
	7. Quivolgo	6,50
Empedrado	8. El Fin	11,58
	9. Porvenir	48,80
	10. La Montaña	58,90
	11. El Desprecio	66,40
	12. Sucesión Espinoza	1,90
Chanco	13. Bellavista	8,34
	14. La Bodega	4,12
	15. El Corte	69,13
Total: 4	15	353,08

En la distribución costera maulina los bosques de ruil encuentran el hábitat de montaña con variados accidentes topográficos de cimas, laderas y estrechas quebradas. Un elemento importante es la orientación S, SO y SE expuestas a radiación solar indirecta y a vientos húmedos fríos del oeste y suroeste en primavera verano atenuando las altas temperaturas y cálidas más de aire. Una alteración del hábitat de ruil es el calentamiento global con pronósticos de vulnerabilidad de la persistencia de la especie y sus poblaciones como lo demuestra Muñoz-Sáez *et al.* (2021) siendo afectada también gran parte de la vegetación nativa.

La primera información sobre la superficie de ruil de 825,3 ha es aportada por Landaeta (1981) y más tarde mantenida por Donoso y Landaeta (1983). Por falta de información previa no es posible comparar la superficie señalada con otra anterior. Por otro lado, en los 8 sectores prospectados por los autores Landaeta (1981) y Donoso y Landaeta (1983) se habría considerado la superficie predial con bosque maulino y no la superficie efectiva o área de ocupación de los bosques de ruil. Esta última evaluación se realiza 10 años más tarde (San Martín et al. 1991). Sin embargo, los antecedentes históricos dan cuenta de la abundancia de los bosques (Espinosa 1926, 1928, Bernath 1940) sin indicios de la superficie que para la época por falta de medios tecnológicos no fue posible medir. Aparentemente, los lugares de presencia y abundancia de ruil más nombrados fueron Huelón en Curepto y Tápar y La Montaña en Empedrado. La existencia de la especie es a partir de 1926 y 1928 lo cual explica que Reiche en 1897 publicara una clave sólo para ocho especies sin mencionar a ruil. Luego en 1940 basado en la clave de Reiche, Bernath (1940) da a conocer



una nueva clave con diez especies más una variedad donde *N. alessandrii* es incluido puesto que en 1928 había sido descrito por el Prof. Espinosa.

Como anteriormente se mencionará una actualización de la superficie, distribución y estado de conservación y régimen de propiedad se realiza en 1991 destacando el patrón de distribución discontinuado de los bosques en un sistema de propiedad privada, así como dos bosques de ruil protegidos por el estado como Reserva Nacional Los Ruiles en Empedrado y Chanco. Las imágenes de cálculo de superficie fueron fotografías aéreas recalculándose más tarde (1997, 2002 y 2005) con tecnología digital lo que explica la discrepancia en los valores de superficie. Este trabajo se complementó con otro realizado 11 años más tarde señalando un aumento de la superficie no por plantaciones de la especie sino por nuevos hallazgos de fragmentos (San Martín y Sepúlveda 2002). Más tarde el Ministerio del Medio Ambiente revisa el sistema de propiedad de los fragmentos para el extremo norte de distribución como Curepto encontrándose nuevas, pero reducidas poblaciones privadas.

En 1981, el área de ocupación estimada para el ruil era de 8 km², pero para el año 2003 esta área se había reducido drásticamente a sólo 349 hectáreas (3,49 km²), distribuidos en fragmentos de 15 sectores de las comunas de Curepto, Constitución, Empedrado y Chanco (Fig. 1). En el proceso de disminución se señala que en 10 años (1981 y 1991) la superficie habría disminuido un 56,3 %. Los bosques corresponden a fragmentos de bosque maulino con pequeños rodales, bosques o bosquetes de crecimiento secundario y no exentos de los impactos de perturbación que históricamente han sido la presión por extracción desde la colonia, el cambio de uso del suelo manifestada en sustitución y cambio del régimen de propiedad y últimamente los incendios agregándose el cambio climático (Donoso 1983, Lara et al. 1995).

Finalmente, Santelices *et al.* (2012) en una nueva evaluación de la superficie de ruil señala 314,3 has. Cinco años más tarde como consecuencias del mega incendio de 2017 la superficie disminuye un 55,0% quedando sólo 141,4 ha (Valencia *et al.* 2018) habiéndose quemado aproximadamente 173,0 has. El sector más afectado fueron los rodales de la comuna de Empedrado. Sin embargo, la información sobre la superficie de ocupación de ruil requiere de una actualización, así como la visibilización de ensayos de plantación que contribuyen a medidas de recuperación de superficie de ocupación de la especie, poblaciones y bosques.

En la actualidad ruil se encuentran con protección legal bajo dos condiciones: como monumento natural (Ministerio de Agricultura Decreto 13 1995), siendo 19 años antes como parte del bosque maulino (Ministerio de Agricultura Decreto 211 de 1976) y como Reserva Nacional Los Ruiles (Ministerio de Agricultura Decreto 94 de 1982) y ampliada (Ministerio de Bienes Nacionales Decreto 102 de 2018). Es así que para la comuna de Chanco la superficie original de 28,6 há aumenta 43,7 há quedando una nueva área protegida de 72,3 ha y una reserva nacional total de 89,1 ha que corresponde a Bosque Maulino con rodales y poblaciones de ruiles incluidos. De esta forma se responde a la condición de amenaza como especie en peligro y rara (Ministerio Secretaría General de la Presidencia Decreto 151 de 2006) y al posterior programa de acción para la recuperación (Ministerio de Bienes Nacionales Decreto 42 de 2018).

1.4 Tipo y Tamaño de Fragmentos

Históricamente el bosque de *Nothofagus alessandrii* presentó en el pasado una cobertura con presencia y ocupación territorial superior a la actual (Espinosa 1926, 1928, Bernath 1940 y Donoso y Landaeta 1983). A causa de las limitaciones de los recursos tecnológicos, los primeros naturalistas no dan cuenta de la superficie predial o de ocupación según el sector como tampoco sobre el modelo de distribución espacial, así como de la configuración de los rodales. Sin embargo, aparentemente y para el período contemporáneo la distribución latitudinal de ruil ha sido histórica, pero expuesto a disturbios ecológicos que han variado la configuración espacial de las unidades o bosques.

El legado biológico y ecológico (Franklin y Swanson 2010) que hoy se recibe es un bosque fragmentado con subunidades, fragmentos o parches de superficie menor a la del bosque original (Figura 18). Las consecuencias ecológicas, entre otros autores, han sido documentadas por Bustamante *et al.* (2006) que para el bosque maulino la referencia es un fragmento de 600 has



Figura 18. Fragmento de bosque maulino rodeado de plantaciones forestales. Las imágenes verde claro corresponden ruil y las grises a hualo.

Los fragmentos o parches de ruil superficie menor respecto de la unidad de origen implicó subdividir y alterar el hábitat, creación de nuevos bordes, disminución del área del bosque, vulnerabilidad a invasiones biológicas, aislamiento, cambio en la matriz circundante, problemas en la reproducción sexual y regeneración por semillas, mayor ingreso de luminosidad diurna y calentamiento interior disminuyendo la humedad relativa, modificación en la composición y estructura de los fragmentos, etc. (Fahrig 2003). La fragmentación y sus consecuencias representó una nueva problemática que atrajo a ecólogos y botánicos para el estudio aportando información ampliamente documentada a nivel global como también en los bosques nativos remanentes regionales inmersos en el mar o matriz de *Pinus radiata* (Grez et al. 1998).

La caracterización de los atributos *in situ* de los fragmentos de *Nothofagus alessandrii* se realizó en 1997, seis años posterior al catastro de 1991 (Bustamante y Castor 1998) y con 19 años de anticipación al mega incendio forestal de 2017 (Conaf 2017, Valencia et al. 2018). San Martín et al. (1991) en un diagnóstico informa sobre el patrón de distribución espacial de los fragmentos de ruil, así como el estado de conservación según posición topográfica, localidades, propietario y superficie cubriendo 338,9 has en el área de distribución geográfica desde Curepto, provincia de Talca, a Chanco, provincia de Cauquenes. En el estudio se incluyeron las 45 ha de las unidades de área silvestre protegidas Los Ruiles de El Corte, Chanco, y El Fin, Empedrado. En la delimitación cartográfica se representó y determinó solamente la superficie de bosques y fragmentos de ruiles para 13 sectores siendo más tarde complementado con otras nuevas localidades y llegar a 15 (San Martín y Sepúlveda 2002) (Fig. 17). Para 1991 la superficie calculada en imágenes fotográficas fue de 338,9 has y 186 fragmentos siendo posteriormente digitalizadas y reevaluadas aumentando la superficie 346,9. Luego en el 2002 y 15 sectores el área determinada fue de 352,89 ha con 195 fragmentos (Olivares et al. 2005) (Tabla 4)

Por otro lado, Bustamante y Castor (1998) para 9 sectores y 352,2 has determinan que los ruiles se organizan en 185 fragmentos. Más tarde Palma (2003) para una superficie de 349,42 has encuentra 232 fragmentos (Tabla 4).

Tabla 4. Distribución del número de fragmentos calculados por comuna y sector según los autores San Martín et al 1991 (A), Bustamante y Castor 1998 (B), San Martín y Sepúlveda 2002 (C) y Palma 2003 (D) con anterioridad al mega incendio de 2017

Comuna/Sector	A	B	C	D
Curepto				
Huelón	2	2	3	3
Catorce Vueltas	3	3	3	6
Lo Ramírez	10	-	10	14
Macal	6	16	10	11
Constitución				
Coipué	12	-	12	14
Agua Buena	4	17	3	2



Comuna/Sector	A	B	C	D
Quivolgo	17	17	18	21
Empedrado				
El Fin	2	2	2	3
La Montaña	43	91	43	44
El Desprecio	12	-	12	22
Porvenir	23	-	23	34
Sucesión Espinosa	-	-	1	1
Bellavista	15	-	15	20
Chanco				
La Bodega	5	5	8	4
El Corte	32	32	32	33
Total Fragmentos	186	185	195	232
Tamaño medio ha	1,9	1,9	1,8	1,5
Superficie calculada	346,9	352,2	352,9	349,4

Los diferentes autores antes mencionados coinciden en la estimación del número de fragmentos con ligeras variaciones en el cálculo de la superficie remanente de ruil. Un elemento destacable es la coincidencia en el tamaño medio de los parches variando entre 1,5 a 1,9 has con variación de los tamaños entre 0,02 a 52,9 hás (Bustamante y Castor 1998). Un segundo elemento de similitud es el hallazgo de un alto porcentaje de fragmentos menor a 1 y entre 1 y 2 has con valores superiores a un 80 %. Tal situación describe la condición de vulnerabilidad de las poblaciones y parches frente a la invasión biológica de especies extranjeras como las de origen forestal *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* así como de otras nativas de carácter esclerófilo.

Las menores representatividades de los bosques de ruiles son las superficies superiores a 100 has encontrándose valores máximos de 50 y 69 hás.

La distribución del número y superficie de los fragmentos por comunas es heterogénea encontrándose las mayores áreas y cantidad de fragmentos en sectores de Empedrado y Chanco donde a su vez presentan menores distancias de separación respecto a las localidades restantes con menor superficie, menor cantidad de fragmentos y con mayor aislamiento.

En relación con la forma como era de esperar de los 185 un 70 % de fragmentos presentan un índice de fragmentación superior a 2 interpretándose como parches de forma irregular respecto a la forma regular ideal como la circular cuando el índice igual a 1 (Laurence y Jensen 1991).

La distancia de separación de los fragmentos calculada indica que sobre un 50 % aproximadamente están separados por 20 m y menos del 10 % por distancias de 100 m. Es decir que el patrón de distribución es una tendencia a un modelo agrupado sugiriendo que una gran superficie de ruil fue subdividida,



Finalmente, una característica común de los fragmentos en relación con la matriz o vegetación del entorno es la ausencia de un ecotono o franja de vegetación de borde que separe el fragmento de las plantaciones forestales o del matorral y bosque esclerófilo.

En relación con la estructura florístico-vegetacional de los fragmentos participan 174 especies organizadas en un 47,1 % herbáceas, 26,4 % arbustos, 16,1 % árboles y trepadoras con 10,3 %. De este resultado es destacable el alto porcentaje de especies herbáceas en circunstancias que en un bosque este estrato debiera ser muy inferior al señalado lo que indica una apertura y degradación de la obertura de copa.

En relación con el origen de las especies la representatividad mayor corresponde a las de origen nativo y las más baja a especies introducidas. Dentro de este último grupo la mayor cantidad incluye a herbáceas (82,6 %) seguido de un 8,7 % de arbustos y un 4,3 % de árboles y trepadoras. En el grupo de los árboles se encuentran especies que en la actualidad presentan problemas de conservación en su ambiente como *Nothofagus alessandrii* y *Pitavia punctata* en status de en peligro y como vulnerable *Citronella mucronata*.

Los resultados del estudio concluyen que a nivel de paisaje la vegetación nativa es un mosaico inmerso en una matriz de plantaciones de *Pinus radiata* que las aísla y desconecta. Por el otro lado, la situación de conservación de ruil es de riesgo o amenaza dado su cercanía a la condición de extinción. Para 1998 la tasa de sustitución o pérdida de bosque fue 8,2 % siendo una de las más alta a nivel internacional (Bustamante y Castor 1998).

Al cotejar tales valores con la situación in situ posicionan a *Nothofagus alessandrii* a niveles críticos de conservación requiriendo medidas de restauración o recuperación programadas y con sinergia de organismos privados y públicos cuyos resultados son a largo plazo.

La situación de los fragmentos de ruil es visibilizada por Bustamante y Castor (1998) destacando el riesgo de la persistencia de las poblaciones y los bosques *in situ* y en su perturbado ambiente natural. La alta reducción de la cobertura y superficie de ocupación y alta frecuencia de la forma irregular y pequeña área de los fragmentos genera un aumento en la superficie de borde dejándolos vulnerables a la invasión biológica y a una casi nula resiliencia y capacidad de recuperar el espacio en su hábitat natural. En un bosque fragmentado cambian las condiciones de las variables físicas (viento, humedad, luminosidad) con limitación en la regeneración natural por semillas, así como la composición, organización y estructura y las interrelaciones de la biodiversidad (Murcia 1996, Bustamante *et al.* 1993, 2006, Fahrig 2003).

Los fragmentos con capacidad de persistir y anular la invasión biológica, así como la autoregeneración de ruil son los de mayor superficie y forma cercana a la circular. Tal condición les permite conservar la estructura, compensar la entrada de especies invasoras heliófilas y mantener la biología de las especies de plantas, así como las interacciones ecológicas a modo de un ecosistema.



1.5 Vegetación Asociada

En condiciones naturales la típica vegetación asociada a ruil está ligada con el desarrollo histórico y origen de elementos gondwánicos que lo acompañan y que migraron hacia latitudes menores de Chile Central. Desde el punto de vista histórico la presencia de *Nothofagus* en Chile central se da en condiciones mixtas y no en situación dominantes puras. Los resultados paleobotánicos dan cuenta que en el Mioceno (24 Ma aproximadamente) y desde la localidad Navidad, Región del Libertador General Bernardo O'Higgins, se encontraba *Nothofagus* con elementos higrófilos típicos del bosque valdiviano del sur del país (Troncoso 1991). Las improntas foliares permiten asignarlas a géneros más australes y subtropicales como *Blechnum*, *Asplenium*, *Araucaria*, *Saxehothopsis*, *Laurophyllum*, *Persea*, *Caldcluvia*, *Weinmannia*, *Berberis*, *Boquila*, *Ovidia*, *Amomyrtus*, *Myrceugenia*, *Desfontainia*.

En los estudios vegetacionales y florísticos de los bosques de *Nothofagus* se ha destacado la presencia de un conjunto de especies esclerófilas del bosque mediterráneo. Los inicios del desarrollo de ellas necesariamente requirió un cambio climático con temperaturas más cálidas y desplazamiento y disminución de las precipitaciones (Hinojosa y Villagrán 1997). Tal situación explicaría que en la actualidad la posición de los remanentes de *Nothofagus* es hacia las altas cumbres de la cordillera costera de Chile central (San Martín y Troncoso 1993). Es así que en los faldeos preandinos Hinojosa y Villagrán (1997) dan cuenta de la presencia de los primeros géneros con ambiente semiárido o mediterráneo como *Beilschmiedia*, *Peumus*, *Myrceugenia*, *Cryptocarya* asignado al mioceno temprano 21 Ma atrás.

En su distribución natural los bosques de *N. alessandrii* se presentaron en el pasado como unidades fisionómicamente homogéneas y estrechamente asociadas al bosque de *N. glauca* o Roble maulino. Sin embargo, este modelo de distribución y asociación demuestra una baja capacidad de mezcla de las especies arbóreas del género. Contrariamente la tendencia es una segregación facilitando su identificación y delimitación en la ocupación del espacio. Entre las especies arbóreas de igual género que acompañan a ruil están las siguientes: *N. obliqua* que tiende a ubicarse hacia sitios de bajas altitudes como las quebradas, *N. glauca* hacia lugares de mayor altitud y asoleados. Contrariamente *N. alessandrii* se ubica en posición intermedia y altitudes inferiores a 500 m de altitud y laderas con orientación S, SO o SE y finalmente *N. dombeyi* en húmedas quebradas y siguiendo el borde cursos de agua. Estas observaciones tienen cercanía con los demostrado por Ramirez *et al.* (1997) sobre la base de siete caracteres morfológicos para once taxa de *Nothofagus* chilenos con tratamiento estadístico no paramétrico señala que *N. alessandrii* muestra caracteres de adaptación a un ambiente mediterráneo. *N. glauca* se segrega de ruil como especie colonizadora de ambientes más xerófitos, es decir, a pesar del tamaño de las hojas estaría mejor adaptado para tolerar condiciones más cálidas y secas. Estas características no se presentan en ruil con hojas más delgadas con hábitat húmedo dependiente, pero no frío como en lenga o ñirre y en las siempreverdes especies de coihues.

Desde la óptica de la hipótesis de que la organización de las plantas es en comunidades como unidades discretas y no en un continuum permite analizar la estructura y composición florística en el equilibrio con el ambiente siendo posible identificar la o las comunidad



(es). La disciplina botánica que describe la organización comunitaria es la fitosociología y la comunidad definida y descrita es la asociación. Es así como San Martín *et al.* (1984c) en 58 parcelas donde se levantaron censos florísticos levantados a lo largo de la distribución geográfica de ruil permite captar la asociación de los bosques de ruil. Este enfoque además de fisionómico es florístico y exige incluir las especies y pesquisar cuál de ellas es característica y a la vez permita discriminar la comunidad (San Martín y Ramírez 1987)

La composición florística levantada en unidades de muestreos o parcelas entre 1983 y 1984 alcanza a 113 especies. La distribución promedia es 26,0 especies/censo con un máximo de 44 y un mínimo de 13. De acuerdo a la asociación y fidelidad de las especies con *Nothofagus alessandrii* se identificó una comunidad o asociación con dos subasociaciones separadas por su condición ecológica de ambiente húmedo y/o seco. La primera de ellas es *Nothofagetum alessandrii* subasociación *Boldetosum*, es decir, bosque de ruil en que la especie característica asociada es *Peumus boldus* y característica de ambiente cálido y seco. La segunda comunidad o asociación corresponde a *Nothofagetum alessandrii* var *Pernettyetosum*, es decir, Bosque de Ruil con la especie característica *Gaultheria insana* propia de ambiente más húmedo y frío

En las comunidades anteriormente descritas participa un elenco florístico compartido entre ellas y con los bosques de *Nothofagus glauca* o Hualo el cual es fitosociológicamente caracterizado como *Bomareo salsillae-Nothofagetum glaucae* (Amigo *et al.* 2000).

Si bien los bosques de ruil y hualo comparten hábitat y especies vasculares los inventarios florísticos permiten identificarlas y segregarlas según las especies diferenciales. Ambas asociaciones o comunidades se ha propuesto agruparlas en la subalianza *Nothofagenion glauco-alessandrii*.

Las primeras listas de especies vasculares nativas asociadas que acompañaban a *Nothofagus alessandrii* en Empedrado fueron registradas por Espinosa (1928). Entre ellas los árboles *Nothofagus glauca hualo*, *N. leonii hualq*, *N. obliqua*, roble negro, *Persea lingue* lingue *Rhapahithamnus spinosus*, espinos negro. Como esclerófilas arbóreas *Cryptocarya alba*, peumo, *Lithrea caustica*, litre, *Peumus boldus*, boldo, *Aristotelia chilensis*, maqui, *Escallonia pulverulenta*, mardón, *Azara petiolaris*, corcolén, *Citronella mucronata*, huillipatagua, *Luma apiculata*, arrayán. Como trepadoras *Chusquea* sp., quila, *Muehlenbeckia hastulata*, quilo, *Lapageria rosea*, copihue. Entre los arbustos *Cestrum parqui*, palqui, *Acrisione denticulata*, palo de yegua, *Ugni molinae*, murtilla, *Sophora macrocarpa*, mayu, *Fuchsia magellanica*, chilco, *Proustia pungens*, *Proustia cuneifolia*, mira mira, *Colliguaya odorifera*, coliguay, *Baccharis obovata*, vauto, *Berberis* sp., michay, *Tristerix corymbosus*, quintral. Entre las trepadoras menciona *Bomarea salsilla*, copihuello, *Proustia pyrifolia*, parrilla blanca, *Mutisia latifolia*, clavel del campo. Finalmente entre las hierbas *Calceolaria*, sp, topatopa, *Francoa sonchifolia*, *Conanthera* sp., *Adiantum chilense*, palito negro, *Blechnum hastatum*, palmilla, *Hypolepis poeppigii*. Una mayor información puede encontrar en el capítulo de pteridófitos y organización de la flora según estrato.

En el análisis de los estudios vegetacionales-florístico de ruil se evidencia un gradiente hídrico de más cálido en Curepto a otro más húmedo en Chanco. En los bosques de Curepto son frecuentes especies esclerófilas propias de clima mediterráneo. Contrariamente en el



extremo sur con la Reserva Nacional de El Corte son importantes especies del bosques valdiviano. Estas especies se agregan a las encontradas por Espinosa (1928) como *Laurelia sempervirens*, laurel, *Embothrium coccineum*, notro, *Dasyphyllum diacanthoides*, trevo, *Weinmannia trichosperma*, tinea (hoy ya no se encuentra), *Podocarpus saligna*, mañío de hoja larga, *Nothofagus dombeyi*, coigüe, *Jovellana violacea*, *Gaultheria insana*, *Ugni candollei*, *Desfontainia spinosa*, taique, *Luzuriaga polyphylla*, *Mitraria conccinea*, *Greigia sphacelata*, chupón (San Martín 1990).

Asociación de bosque de ruil con especies exóticas

La fragmentación de los bosques de ruil contribuye a la creación y aumento del borde y perímetro respecto al área interna. El cambio de configuración espacial es que un bosque de superficie continua es dividido en subunidades de superficie menor a la original quedando distanciados, aislados o separados. Este bosque de superficie inferior reduce el su tamaño y predispone a los fragmentos a la invasión de especies ajenas a la estructura natural y original del bosque. La invasión o entrada de las especies seguida de su establecimiento y ocupación del hábitat está en relación con la cercanía de la fuente de las diásporas y la capacidad de compensación de las poblaciones de ruil en el borde.

Las especies arbóreas exóticas o introducidas que se asocian a bosques de ruil no son numerosas. Entre las que invaden con mayor frecuencia está *Pinus radiata*, especie de Norteamérica eficiente en la producción y dispersión de las semillas a partir de los 5 años de edad. *P. radiata* no tiene dificultades en su desarrollo al interior del bosque de ruil mostrando un crecimiento rápido y emergiendo por sobre los árboles nativos. Las especies nativas no son competitivas frente a la rápida invasión, establecimiento, crecimiento y reproducción.

Otra especie plantada en el área de distribución de ruil es *Eucalyptus globulus*, eucalipto, especie arbórea australiana favorecida en su plantación y rápido crecimiento con capacidad de rebrotar posterior a la cosecha. Las semillas formadas en cápsulas son pequeñas, livianas y numerosas lo que favorece su dispersión.

Una potencial amenaza para las poblaciones de ruil es el avance de *Acacia dealbata*, aroma chileno. La especie arbórea perenne que se caracteriza por colonizar y monopolizar el espacio desplazando las especies nativas. Su denso follaje le permite acumular en el piso una capa de hojas, las cuales contienen cumarina con efectos alelopáticos que inhibe la germinación y desarrollo de otras especies diferentes a aroma. Junto con la sombra se ha demostrado que afecta la composición disminuyendo la diversidad de especies nativas (Fuentes-Ramírez et al. 2010). Otros atributos de la especie, que dificulta su control y erradicación, es su capacidad de rebrote vegetativo y capacidad de dispersión de semillas, las adheridas a la legumbre pueden desplazarse por el agua (hidrocoria) así como por el viento (anemocoria).

Entre los arbustos que se asocian a ruil está *Teline monspessulana*, arbusto de origen europeo, conocido como retama o lluvia de oro. Su desarrollo es rápido con densas poblaciones y crecimiento de individuos con alturas que superan los 2,0 m. El mayor problema se da en la etapa de regeneración de ruil, así como en la postcosecha de las planta-



ciones de *Pinus*. Retama para entrar al bosque necesita de perturbación del hábitat como el trazado de un sendero o caminos al interior del fragmento ocupando rápidamente la vía hasta establecerse en el interior. El arbusto muestra una efectiva reproducción por semillas con eficiente dispersión por viento y borocoria (gravedad).

Otras especies arbustivas introducidas, aunque con baja frecuencia, que logran establecerse en claros e interior del bosque. Destacan: *Rosa rubiginosa* o rosa mosqueta. Seguidamente y en un solo lugar, aunque alejada de los ruidos con potencial amenaza de extensión se desarrolló *Ulex europaeus* hoy ya controlada.

A causa del aislamiento de los fragmentos de ruil y la baja actividad de los lugareños, se aprecia baja presencia de *Rubus ulmifolius* (Mora o Zarzamora). Aparentemente su presencia estaría asociado a la actividad humana siendo frecuente en sitios donde existió una habitación o vivienda rural, y que además no penetra el fragmento, y su desarrollo es en el borde del bosque.

Las vegetaciones más diversas en especies son herbáceas introducidas o exóticas. Muchas de las especies anuales o bianuales se explicarían por la presencia de ganado doméstico como equinos y bovinos. Los lugareños aún persisten en el hábito arraigado en la crianza y liberación de animales al bosque nativo y plantaciones para el forrajeo, especialmente, del grupo de las gramíneas como *Chusquea* o quila y otras como *Nassella chilensis*, localmente conocida como coirón. Como especies extranjeras frecuentes se encuentran *Hypochaeris radicata*, *Carduus pycnocephalus*, *Cirsium vulgare*, *Silybum marianum*, *Prunella vulgaris*, *Lactuca serriola*, *Anagallis arvensis*.

Especies asociadas a ruil en etapa post incendio

Como resultado de los registros de la etapa post-incendio forestal las especies que pueden invadir o regenerar en el espacio ocupado por ruil son de origen extranjero o nativas. Entre las primeras destacan *P. radiata* y *E. globulus*: las poblaciones *Pinus radiata* representan el material de combustión más abundante e inmediato para el fuego. Cuando las copas son ligeramente afectadas se acelera la maduración, sequía y apertura de los conos o estróbilos femeninos con posterior liberación de las semillas aladas y dispersión por anemocoria. La cama de semilla es abundante y posterior a una lluvia otoñal o invernal la germinación es alta dando origen a una alta densidad y cobertura de plántulas de nuevos ejemplares de *p. radiata*. En la actualidad y posterior al incendio de 1917 la especie crece en alta densidad con alturas de crecimiento promedio por sobre los 3,0 m respecto a los rebrotes de ruil con de altura de 1,0 a 2,0 m. Un segundo problema es de los árboles combustionados cuya caída lesiona los rebrotes de la especie nativa exigiendo medidas de control de la especie invasora.

Por otro lado, *Eucalyptus globulus* demuestra que en un incendio de daño reducido lo estimula a iniciar rebrotes tanto basales como epicórmicos a lo largo del fuste. La regeneración por rebrotes aumenta la cobertura del piso dificultando el crecimiento de las especies nativas.



Las especies nativas que se recuperan por rebrotes recolonizando el espacio está en relación con la protección del órgano de rebrote que puede estar en profundidad bajo tierra o disponer de lignotúberes con yemas endógenas o durmientes basales si el fuego no ha dañado la cepa. El seguimiento de los rebrotes postincendio indica la siguiente secuencia. Después de dos meses del incendio los primeros rebrotes fueron de ruil a partir de yemas basales seguido de especies con órganos subterráneos como *Lardizabala bitemata*, *Lapageria rosea*. Como herbáceas la orquídea *Gavilea longibracteata*, *Dioscorea humifusa*, *Oxalis perdicaria*, Como especies leñosas esclerófilas siguen *Lithraea caustica*, *Peumus boldus*, *Azara integrifolia*, *Escallonia pulverulenta*, *Quillaja saponaria*, *Cryptocarya alba*. Posterior a los cuatro meses post incendios rebrota *Citronella mucronata* (Figura 18).

Finalmente, al inicio del período cálido agosto - septiembre surge *Bomarea salsilla*, *Mutisia spinosa*, *Oxalis arenaria*, *Lathyrus magellanicum*. Más tarde surgen especies herbáceas introducidas como *Senecio vulgaris*, *Lactuca serriola*, *Loasa triloba*, *Solanum nigrum*, *Geranium*,



Figura 19. Regeneración postincendios de *Citronella mucronata* por rebrotes basales



1.6 Autoecología y Dinámica de los Bosques

Floración, fructificación y producción de frutos

La fenología del ruil incluye dos etapas importantes: una vegetativa y otra reproductiva. La actividad vegetativa se inicia a fines del período invernal en el mes de agosto coincidiendo con el aumento de la temperatura y mayor extensión diaria y mejor calidad de la luminosidad solar. Esta fenofase implica una interrupción de la latencia de las yemas de renuevo seguido con un hinchamiento y apertura con recuperación y adición de unidades reiterativas como hojas, brotes, ramas, ejes, yemas de renuevo (Vargas-Silva 2019). En algunos casos el crecimiento implica la recuperación de la biomasa aérea con actividad de yemas durmientes y formación de nuevos tallos, brotes o ramas reiterativas o sustitución como también a partir de yemas durmientes de tocón o cepa originar rebrotes y reconstruir un nuevo individuo según el modelo arquitectónico de la especie. Esta última forma de crecimiento es característica en ruil y es la modalidad de sobrevivencia y persistencia frente a la limitada regeneración por semillas. La segunda fenofase es la reproducción sexual con la formación de flores seguido de la polinización y formación de las nuevas nueces o frutos y finalmente su dispersión (Donoso 1975, San Martín *et al.* 2013). Este proceso, aproximadamente se extiende hasta 6 meses de septiembre a febrero del año siguiente.

En la reproducción sexual de ruil, las yemas florales tienen posición axilar en ramas prolépticas hornótinas del último año dispuestas en inflorescencia cimosas del tipo dicasio (Espinoza 1928, Picca 1998). En la etapa de preantesis las flores no son vistosas dado que las envolturas de los órganos sexuales (estambres y pistilos) corresponden a escamas verdes y a simple vista no permiten su ubicación ni identidad. Las flores son unisexuales siendo unas masculinas o estaminadas y otras femeninas o pistiladas estando separadas hacia el extremo de una misma rama del último año de crecimiento. La antesis o floración se superpone con el repoblamiento foliar y antes de que las hojas extiendan totalmente la lámina y aumenten en densidad.

Las flores masculinas son axilares se activan a mediados de septiembre en coincidencia con el repoblamiento y expansión foliar. Las primeras flores que se desarrollan con estambres visibles son las estaminadas o masculinas. Los estambres son exertos y maduran en exposición a la luz y el viento. Un poco más tarde se desarrollan y son receptivas las flores femeninas, muy pequeñas, sésiles en axilas foliares del extremo de las ramas prolépticas facilitando el encuentro con el polen movilizado por la brisa primaveral de septiembre. Con esta estrategia evitan la autopolinización y favorecen la alogamia. El éxito de la polinización se relaciona con la formación de nueces o frutos y está influida por factores bióticos (sombra de copas de vecinos), el viento, la temperatura y energía calórica, distancia de separación de los individuos, barreras como las plantaciones, etc.

A fines de septiembre y mediados de octubre las cúpulas se hacen visible por el crecimiento y desarrollo de los frutos en paralelo con la sequía y caída de las flores masculinas. La madurez de los frutos es un proceso lento iniciado a fines de diciembre y se extiende a enero y febrero del año siguiente con una duración de 5 a 6 meses con cambio de coloración de



las valvas de las cúpulas de verde claro a amarillo oscuro y terminar en su madurez de color café rojizo (Rodríguez 1990).

La dehiscencia de las cúpulas puede iniciarse incluso a fines de enero y continuar en febrero y en algunos casos hasta marzo (Figura 19). El número de semillas/nueces por cúpula varía de 3 a 7. Generalmente se desarrollan 3 siendo las restantes atrofiadas o abortadas. Las nueces o semillas responden a dos modelos morfológicos y posición: una central plana aovada, plana y bialada y dos laterales o valvares de tres lados o trígonas, piramidales y trialadas.



Figura 20. Vista de una cúpula de cuatro valva abierta en una sección del penúltimo año de una rama de ruil.

La producción de frutos/semillas estaría influida por la vecería puesto que se ha observado que la capacidad productiva sería cíclica con temporadas o años de abundancia alternados con otros de baja o nula productividad (Donoso 2006). La evaluación de la productividad de frutos en ruil requiere de monitoreos o seguimiento y determinar la ocurrencia de mast seeding o semillación sincrónica, volumen de semillas por individuos y unidad de superficie y relación entre semillas estériles y viables.

Algunas observaciones de la producción de frutos en ruil se han señalado como (Donoso 1975, Donoso y Cabello 1978) que indican cantidades de 123.000 -133.000 /kg con una viabilidad de un 20 %. Más tarde Landaeta (1981) para cuatro localidades costeras de las provincias de Talca y Cauquenes obtiene una media de 107.615 semillas/kg. con rangos que varían entre 124.223 como máximo (Agua Buena, Coipué) y 97.087 para Curepto. Luego Ro-



dríguez (1990) menciona valores similares 133.000 semillas/kg calculando además 70.000 semillas/árbol. Información más actualizada (Quiroz *et al.* 2015) señala un peso medio de 100 semillas de 1,079 g y una cantidad de 92.614 semillas/ Kg. Al mismo tiempo se observa que a lo largo del gradiente latitudinal de la distribución del ruil el número de semillas/kg no es homogéneo, sino que es variable con rangos de 138.696 a 92.614 (Quiroz *et al.* 2013).

La germinación se produce entre agosto y septiembre pudiéndose acelerar con tratamiento en frío (estratificación a 4 °C) u hormonal con aumento de los porcentajes de germinación.

Diseminación o dispersión cosecha y germinación de semillas

Las plantas generan unidades reproductivas de origen sexual (semillas, esporas) o asexual (rizomas, tubérculos) denominadas diásporas, propágulos o disímulo (Troiani *et al.* 2017). Cuando la unidad es el fruto o semillas y es alejada, separada y trasladada de la planta madre hasta un nuevo sitio es dispersión o diseminación o propagación. Algunos autores tienden a separar el concepto de dispersión del de diseminación (Abraham *et al.* 2002) aunque otros lo usan como sinónimos.

La unidad reproductiva dispersante o de diseminación de *Nothofagus alessandrii* así como para otras las especies del género *Nothofagus* son los frutos o nueces y aunque botánicamente es erróneo en la práctica es usado como semilla. Nuestra óptica nos conduce a una visión y códigos de interpretación que nos separa de la posición de las especies y el bosque. La formación de frutos/semillas es uno de los mecanismos de regeneración natural junto con la dispersión, la cama de semillas, el banco de semillas y la acumulación de plántulas, así como la regeneración vegetativa de renuevos o rebrotes. En el banco de semillas es importante la diversidad de especies de origen de las semillas, densidad por unidad de superficie y la morfología de las diásporas que se relaciona con el síndrome de dispersión.

La producción y diseminación de semillas en ruil es estacional ocurre una vez durante el período de verano desde mediados de enero a marzo en coincidencia con las mayores temperaturas. Los niveles de productividad están influidos por variables complejas como la polinización, viento, densidad de copa y cobertura del dosel, la vecería o producción cíclica de semillas, calidad del sitio, exposición a la radiación lumínica, etc. Los árboles mejores productores de semillas son los ubicados en el borde de las poblaciones con buena exposición a la luz y viento suave. No es claro aún si en *Nothofagus alessandrii* la productividad es intermitente o hay períodos con altas o bajas formación de semillas. Así mismo no se ha demostrado aún la vecería y su regularidad temporal como tampoco el masting seeding o semillación sincrónica y abundante (Herrera *et al.* 1998).

La diseminación o dispersión de los frutos o nueces secas es parte del ciclo de vida e influye en los modelos de distribución y abundancia de las poblaciones. Este proceso se inicia desde la remoción de la planta madre y termina con el establecimiento de la plántula.



En la dispersión una de las formas de conocer las interacciones entre la planta y los factores ambientales son los síndromes de dispersión o características morfológicas que pueden facilitar la dispersión por medio de variables bióticas y abióticas.

El síndrome de dispersión que domina en ruil es el viento o anemocoría y la gravedad o barocoría indicándose para *Nothofagus* intolerancia a la dispersión por grandes distancias por viento, agua o mar (Gandolfo 1994). Es frecuente que la apertura de las valvas de las cúpulas ocurra en los momentos de máxima temperatura e iluminación pasado el mediodía. La acción de una suave brisa genera un desgrane audible en su caída por el follaje proceso descrito como lluvia de semillas. La caída de semillas desde la planta madre o individuo parental termina en el piso o suelo con una distribución espacial heterogénea estando las nueces de mayor tamaño más cerca y las más pequeñas y más livianas más distantes del fuste de la planta madre. A este depósito y acúmulo de nueces o semillas viables en el suelo y hojarasca como unidades generativas se le denomina el banco de semillas.

La viabilidad de las semillas puede ser corta, transitoria o no dormantes con latencia en el suelo menor a un año sin germinar. Lo contrario es que sean persistentes si la viabilidad permanece por más de un año (Thompson y Grime 1979, Cuevas y Arroyo 1999).

Las semillas de *Nothofagus* pueden almacenarse hasta por 4 años a bajas temperaturas sin perder su viabilidad luego son ortodoxas con tolerancia de hasta un 5 % de desecación (Cabello 2004). Las recalcitrantes no pueden almacenarse en el suelo por pérdida de la viabilidad por eventos de baja de la humedad y temperaturas. Las ortodoxas permanecen viables en el suelo bajo condiciones ambientales manteniendo latencia y cubiertas duras e impermeables.

Ruil como especie caducifolia en régimen climático templado inicia su dispersión a fines de verano y principios de otoño con semillas de alta latencia. La permanencia en el banco de semillas en el medio natural durante el invierno húmedo y frío disminuye su latencia

Por ejemplo, las semillas de ciertas especies forestales como por ejemplo algunas del género *Nothofagus* spp. (ej. roble pellín, lenga, raulí) se dispersan en otoño con un alto grado de latencia, la cual disminuye a medida que estas permanecen en el invierno en el suelo, siendo capaces de germinar en primavera. En este caso, las condiciones de humedad y bajas temperaturas promueven la pérdida de la latencia, y son estas condiciones las que utilizan los viveristas al incubar estas semillas por meses en frío antes de su siembra.

La disposición de las semillas bajo el área de copa es la sombra de semillas y la dispersión por caída de gravedad en sí es primaria. El posterior traslado (o dispersión secundaria) a un nuevo sitio puede ser por arrastre de lluvia o viento, o por ejemplo, la dispersión es secundaria. En ruil es más frecuente la dispersión secundaria. Las semillas valvares de forma trígona o triangulares y cortamente triangularadas penetran fácilmente por la hojarasca y grietas del suelo. Por otro lado, las semillas centrales planas y ovales con pequeño borde son bialadas y se prestan para su movilidad por el viento (Gajardo 2004).



La cosecha de semilla/frutos puede realizarse en forma directa de ejemplares individualizados como cosecha en forma manual e individual extrayendo cúpulas por corta de ramas o directamente sin corta tomando sólo las cúpulas. La segunda forma es cosecha indirecta y cuando no se requiere individualizar al árbol madre o parental. Los medios de capturas son trampas colectoras ubicada en el área potencial de la sombra de semillas/frutos o por instalación de lonas o mallas que cubran el área de copa del piso del bosque pudiendo instalarlas y esperar o directamente agitar las ramas en momentos de calor. Finalmente se pueden coleccionar también directamente desde la cama de semillas del piso del bosque.

La colecta y/o cosecha de semillas se realiza en sitios y árboles seleccionados de fácil accesibilidad sin riesgo de pérdida o acción de fauna silvestre o doméstica ubicando colectores cuadrados o circulares de 1 m² distribuidos bajo el área de copa a lo menos 10 y a altura de 30 cm sobre el suelo y malla rala para el percolado de una eventual lluvia o dejando en el piso una malla rachel para recoger las semillas y espera de a lo menos un mes. Puede depositarse también cúpulas con semillas generalmente pequeñas y con probabilidad de que no sean viables. Otras cúpulas después de la apertura y liberación de las nueces no se desprenden y permanecen adheridas en la rama hasta el año siguiente y que generalmente liberan nueces más grandes y viables. La presencia de cúpulas visibles en la copa, así como nueces en el piso del bosque es indicador de productividad del ejemplar. La instalación debe hacerse desde fines de enero y durante febrero. El retiro de las semillas es programado a intervalos aproximado de 15 días con embolsado de papel, etiquetado y conservadas a temperatura ambiente.

Las semillas de ruil se originan bajo régimen climático mediterráneo pasando un período frío y húmedo en el suelo como ambiente natural. Es así como Donoso (1975) a partir de un grupo de semillas de ruil del bosque de El Fin, Empedrado, previa selección por flotación, y pretratamientos de frío determina que la estratificación en arena húmeda a 4°C durante 35 días induce y acorta el período germinativo con valores superiores al 40,0% determinando también que la viabilidad puede extenderse hasta dos años comportándose como semillas persistentes. Más tarde Donoso y Cabello (1978) obtiene valores 50,7 %. El trabajo de Landaeta (1981) con material de entre los ríos Mataquito y Curanilahue para cuatro sectores, Curepto, Coipue, Empedrado La Montaña y Robles del Maule de Chanco en condiciones de laboratorio obtiene valores medios de capacidad germinativa de 6,2 % para una energía germinativa de 12,02 días y viabilidad de 10,3 %.

En 2009 Santelices *et al.* como resultado de un ensayo en cama caliente a 20°C y en invernadero con riego permanente 250 semillas, previa selección por flotación y tratamiento en frío a 4°C determinación de la viabilidad y siembra en bandejas en luz indirecta para 5 sectores con bosques de ruil y 100 días de ensayo comparado con resultados de otras investigaciones obtiene valores de germinación excepcionales de 98,80 % con 98,3 % para Curepto (Lo Ramirez) y 96,2 % en Empedrado (El Desprecio) siendo más bajo para Cauquenes con un 45,7 %. Quivolgo y Coipué presentaron valores intermedios de 78,60% y 76,40 % respectivamente.

En semillas/nueces de ruil de Chanco con 18 % de viabilidad Rocuant (1984) ensaya la inducción química y rompimiento de la latencia con determinación de la energía germinativa y capacidad germinativa. Los mejores resultados se obtuvieron con tiourea com-



probando además que la conservación en frío seco (3°C) no es recomendable, aunque se sugiere aplicarla previo remojo y almacenaje durante 20 días. El tratamiento con tiourea al 0,5 % no logra inducir la capacidad germinativa (Rocuant 1984). Las mejores respuestas a la inducción de la germinación es con giberelina GB3 en solución de 25 ppm e inmersión entre 15 o 30 horas (h) con energía germinativa media de 9,3 y 8,0 y tiempo de 11 y 12 días.

Santelices *et al.* (2011) aplica el tratamiento de estratificación a 5° C durante 30 días estimulando la germinación para semillas/nueces en algunos sitios costeros con valores de 69,3 % y viabilidad de 34,7 % a 34,7 % y viabilidad de 38,7 % (Navarro-Cerrillo *et al.* 2013) y 89 % (Santelices *et al.* 2011)

Santelices *et al.* (2013) señala como tratamiento químico el ácido giberélico 200 mg/l o estratificación húmedo frío entre 1 o 2 meses pudiendo responder con dificultades la reproducción por estaca y tratamiento con ácido indolbutírico en dosis de 5-10 g/kg.

De la experiencia de inducción de la germinación de semillas de ruil el tratamiento químico más aceptable para romper la latencia es el ácido giberélico. Finalmente en un ensayo de obtención de plantas de ruil en la localidad de Curepto determina que la prueba de viabilidad alcanza a 11,7% y la capacidad germinativa un 64%, con 49,3% de energía germinativa al día 10. Además, agrega el cálculo del vigor germinativo con un 24,1 (Quiroz *et al.* 2015).

1.7 Crecimiento y Desarrollo de Plantas

Las primeras evaluaciones del crecimiento de ruil en condiciones artificiales y experimentales las realiza Donoso (1975). El material fueron 16 plántulas sobrevivientes de un ensayo. Con 240 días de crecimiento determina una altura media de 12,5 cm con un máximo de 27,0 y un mínimo de 5 cm.

Landaeta (1981) como complemento del trabajo investigativo de un control químico con protección de estera de 50 % de sombra y riego en preemergencia cada 5 días y postemergencia entre los días 20 y 35 obtiene en vivero durante el mes de octubre una densidad de 10 a 15 plántulas por metro lineal. En el crecimiento obtiene un diámetro medio de cuello de 2,66 mm y rangos de altura del tallo entre 16,7 y 20.6 cm.

Más tarde Santelices *et al.* (2011) en un ensayo de vivero con protección de malla de 80 % de sombra, control fitosanitario y desmalezamiento en 625 plantas obtiene crecimientos de 11,5 cm de altura y 2,5 de diámetro de cuello

Posteriormente en el 2006 el autor anteriormente mencionado estableció *ex situ* un ensayo de plantación de ruil en las cercanías de Talca (Panguilemu), usando diferentes niveles de sombra (0, 50, 65 y 80%) y métodos de control de malezas (mulch y herbicida). Los resultados mostraron que el grado de cobertura influye sobre la supervivencia de la especie, aunque no sobrepasaron el 40% con cobertura y logrando 0% a pleno sol. El incremento en altura fue de 5 cm anuales (Santelices *et al.* 2012). En la búsqueda de un modelo replicable



y práctico como diseño de obtención de plantas y técnicas de apoyo para la sobrevivencia de plantaciones de ruil *in situ* Quiroz *et al.* (2013; 2021) en un ensayo evaluaron la supervivencia y crecimiento inicial de las especies ruil, hualo y peumo en vivero con tratamiento de fertilizante nitrogenado, comparando el efecto del tamaño de contenedor, riego al establecimiento y la protección por medio de mallas (ver detalle en el capítulo).

1.8 Ecología y Dinámica de los Bosques

En el ambiente natural el bosque de ruil es habitat para una cantidad de especies vegetales de estratos inferiores así como la micro y mesofauna. Esta diversidad incluye insectos, micro, meso y megamamíferos registrados con cámaras trampas. Las descripciones de la diversidad presente es ampliada en capítulos hongos no líquénicos, hongos líquénicos, epífitos no vasculares y vasculares, aves, anfibios e insectos y trama de polinización, se pueden observar en este texto.

Se ha descrito que en su hábitat ruil presenta en sus raíces vivas hongos ectomicorrícicos asociado en la modalidad de simbiosis. Uno de los hongos descritos es *Cenococcum geophilum*, ascomicete, con amplia distribución o cosmopolita y no específico con características de ubicuo y encontrado también en otras latitudes en plantas de pino azul, *Pinus maximartinezii*, en México (Almaraz-Llamas *et al.* 2019). Este hongo se describe como especie críptica y que en condiciones de stress hídrico forma esclerocios o estructura resistentes ricas en melanina que le otorgaría resiliencia a la especie hospedera. La forma de observarlo es por la presencia de la red de Harting o manto de hifas blancas que cubren la superficie de las raicillas colonizadas (Almaraz-Llamas *et al.* 2019). El hongo se encontró en ruiles de la Reserva Nacional Ruiles de Chanco, mencionado por Garrido (1982) citado por Palfner y descrito por Flores *et al.* (1997) (Ver capítulo de hongos no liquenizados).

Finalmente, en ejemplares vivos de ruil y preferentemente hacia la parte media y basal se desarrolla un hongo con un gran aparato esporífero localmente conocido como yesca y usado en seco para ignición de fuego. La especie de hongo es *Laetiporus portentosus* (mayor información en el capítulo hongos no liquenizados en este texto))

En la parte aérea del follaje se ha descrito el insecto primitivo del grupo de los hemípteros, áfidos, *Neuquenaphis staryi*, herbívoro de 2 mm de tamaño que habría coevolucionado con ruil. Este insecto es fitófago alimentándose del jugo floemático de las hojas. Lo interesante de *N. staryi* es que se comporta como insecto especialista con dependencia directa de las hojas de la especie arbórea donde además completaría su ciclo de vida. La especie de áfido dataría desde el jurásico (190 millones de años) y fue descubierto sólo en 1991 y descrito como especie 1994 (Russell 2004, Figueroa *et al.* 2018). *N. staryi* en la interacción con ruil tiene también carácter de endémico y al no utilizar otras especies vegetales como generalista su nicho se estrecha y reduce a una sola especie.

Una situación relevante de la ecología de ruil es la ausencia de parasitismo de especies de *Misodendrum* como lo tienen sus vecinos *N. glauca* y *N. obliqua* como *Misodendrum*



linearifolium. Así mismo tampoco presenta hongos del género *Cyttaria* los cuales se buscan y colectan por los lugareños en hualo y roble (San Martín y Ramírez 1988).

Por otro lado, los bosques están sometidos a una dinámica a escala espacial y temporal. La dinámica de los bosques se vincula con los cambios internos que pueden contribuir con la persistencia o con la sucesión y remplazo o recambio gradual de especies a largo plazo. Durante este proceso se afecta la estructura y procesos de intercambio de materia y energía a nivel de especies y poblaciones así como la salida o exportación de nutrientes y el ingreso de elementos de otros ecosistemas circundantes del paisaje. En los últimos años a los bosques se les vincula con el componente social beneficiario de bienes y servicios que cobran importancia cuando la intervención y degradación del bosque no es regulada. Este último escenario no es prometedor para los bosques dada la presión global y remplazo promovido por el accionar humano en un período entrante identificado antropoceno (Wu 2013). Una situación especial presenta ruil dado que se trata de un bosque relictivo en condiciones fragmentadas, históricamente sustituido, inserto en un paisaje con cambio de uso del suelo y antropoginizado en un clima cada vez más cálido y disminución de las precipitaciones (ver capítulo de clima en el texto) y con limitadas posibilidades de autoreemplazo y persistencia en el tiempo.

Los procesos de dinámica y sucesión en el bosque son procesos naturales gatillados por factores internos o autogénicos o externos o alogénicos. En el caso de ruil el factor perturbador y gatillante es la presión antrópica derivando en una dinámica de parches asociados a la teoría de un régimen de disturbios donde intervienen procesos de transición de equilibrio a no equilibrio, de estados climáticos de autoperpetuación a estados iniciales influido por causas históricas y en la actualidad de tipo ambiental.

Por la Cordillera de la Costa paralelo al litoral del Océano Pacífico desde altos de Lican-tén, provincia de Curicó, al río Itata, provincia de Ñuble, se disponía una franja formación con cobertura uniforme y estructura mixta el Bosque Maulino costero, endémico de Chile Central (Donoso 1975). A partir de la década de 1970 se promueven las plantaciones forestales de especies introducidas en el país, generando la transformación del paisaje natural, la degradación, disminución de superficie y abandono del bosque nativo muy alejado de medidas de conservación y protección junto a una pérdida de hábitat y biodiversidad (Donoso 1983, Lara *et al.* 1995).

La transformación del paisaje afecta al bosque maulino con inclusión de los ruilares o bosques de *N. alessandrii* que, en la actualidad, entre el río Mataquito, por el norte, y el río o estero Curanilahue por el sur, en una extensión lineal directa no supera los 100 km presenta la menor distribución latitudinal del país y también la menor superficie. La especie de este árbol de hábitat méxico está declarado especie en categoría de conservación en peligro junto a otras como *Gomortega keule* y *Pitavia punctata* (San Martín y Donoso 1995).

A nivel de paisaje y como se ha mencionado en otros capítulos del texto y desde la óptica forestal, los ruilares ya no representan un bosque sino bosquetes o bosquecillos (Donoso 1981, Donoso 1982) aunque ecológicamente identifican a un ecosistema con definida estructura y dominancia fisionómica de ruil asociado a bosques de *Nothofagus glauca*. Su configuración espacial es fragmentada e inmersos en una matriz de plantaciones de *Pinus*



radiata (Echverría *et al.* 2006, Bustamante y Castor 1998, Ormazábal *et al.* 2013, San Martín *et al.* 1991) con dominancia en superficie y cobertura. Sin embargo, su importancia biogeográfica es relevante dada la antigüedad de su origen con ancestros antárticos de 80 millones de años (Ma) y entre las especies sudamericanas y de australasias contemporáneas es reconocido como el *Nothofagus* más antiguo (van Stennis 1953, Hill 1992).

Por sus requerimientos de hábitats húmedos propios del pasado ruil es considerado un relictos refugiado y acantonado en quebradas costeras como escape de la última glaciación pasada. Las condiciones climáticas de calor y poca humedad prevalecientes en la actualidad no son favorables y similitudes pretéritas se encuentran hacia la ladera occidental de la cordillera costera con influencia oceánica en las quebradas y cercanía al mar lo que hasta hoy han permitido la sobrevivencia de la especie, en especial, por la formación de neblinas y brisa marina (Ver capítulo bioclima). La sensibilidad al calor se evidencia en las hojas más o menos planas de gran superficie y delgada que responde a un clima más húmedo que el actual con insolación directa o indirecta como demostrara Quiroz *et al.* (2015; 2021) en el efecto de la radiación solar global sobre el área foliar de ruil. Esta sensibilidad diferencia a ruil respecto a *N. glauca* de hoja dura y lámina plegada con mejor adaptación al clima mediterráneo.

En el paisaje la distribución natural de ruil es en un mosaico heterogéneo de fragmentos de bosques nativos caducifolios de *Nothofagus* y otras especies siempreverdes laurifolias y esclerófilas insertos en plantaciones de estructura monoespecífica de *Pinus*. A ello se agregan una heterogeneidad espacial y ambiental, discontinuidad espacial del ambiente abiótico y disturbios antropogénicos y en las últimas décadas incendios forestales. La densidad de caminos, la movilidad de transporte de carga con los productos forestales y la mantención de las plantaciones son formas de presión sobre el ambiente montañoso contribuyendo a la pérdida de la naturalidad y recuperación de los procesos e interacciones entre los fragmentos. El escenario describe un ambiente antropogenización con artificialización del ambiente de los fragmentos de ruil.

La vegetación natural de los bosques prístinos de ruil y de otros *Nothofagus* maulinos desde el punto de vista de la escuela clementsiana representaron un estado climax con una estructura y composición definida en equilibrio dinámico con el ambiente y ajustado a las condiciones macroclimáticas regionales. A causa de la intervención histórica y antrópica iniciada durante la conquista (ver capítulo...) y desde el punto de vista de la dinámica sucesional de su condición primaria original, los ruilares han pasado a un estado secundario o de transición con la eventualidad de volver a su estado original. Los primeros estudios de la composición de los bosques sugieren la hipótesis de una recuperación hoy denominada resiliencia en dirección progresiva apoyada por la riqueza de elementos arbóreos de origen gondwánico y subtropicales. Además las condiciones climáticas del pasado favorecieron la productividad de semillas/frutos y por lo tanto la regeneración natural facilitó el remplazo de individuos adultos con persistieran hasta hoy.

Con el inicio de las plantaciones la presión antrópica se intensifica y se mantiene llegando al extremo de la sustitución, deforestación, fragmentación, pérdida de hábitat de los ruilares, aislamiento y distanciamiento de los fragmentos. A ello se suma la influen-



cia de los incendios forestales y el cambio climático. La mantención de la influencia de los tres factores mencionados definen y sostienen niveles de perturbación a escala espacial y temporal con búsqueda de una explicación a la luz de las teorías de la dinámica vegetal.

Considerando que los ruiles representan bosques secundarios expuestos a consecuencias de las perturbaciones antrópicas, la situación de ruil se describe como bosques perturbados con disminución o pérdida de la cobertura y superficie sobre entre un 60 a un 80 % según escala ad hoc propuesta para el paisaje del sur del país (Echverría et al. 2012, 2014). Aquí los factores que influyen en la disminución son de origen antropogénicos como los incendios y las plantaciones forestales iniciadas en la década de 1970.

Los resultados de seguimientos y monitoreo de los fragmentos de ruil (datos no publicados por el autor) sugieren la propuesta de cuatro factores que condicionan la dinámica regresiva con riesgo de la presencia, estabilidad y persistencia temporal de las especies propias de la estructura. En esta dinámica es decisivo el accionar de la intervención humana con incendios forestales junto a las invasiones biológicas con especies introducidas y nativas de tipo esclerófilo, la disminución del reclutamiento de especies del bosque templado y el calentamiento global.

a. Incendios forestales: los efectos ecológicos de los incendios forestales han sido ampliamente documentados en bosques de otras latitudes no así en los bosques nativos de Chile central como los de ruil. En el mega incendios del verano de 2017, los registros indican que la regeneración favoreció a especies leñosas arbóreas introducidas como *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata*, y entre las nativas *Nothofagus alessandrii*, *N. glauca* y entre las esclerófilas *Cryptocarya alba*, *Lithrea caustica*, *Escallonia pulverulenta*, *Quillaja saponaria*, *Azara integrifolia*, *Citronella mucronata* entre otras (Figura 18). En la reproducción por semillas *Pinus radiata* logra ventaja generando una cobertura con densidad de plántulas y alturas de crecimiento que suprimen a las nativas, en especial ruil, contabilizándose después de 2 años post incendios en sitios con alta severidad del fuego 800 plantas/ha (González et al. 2020) frente a 360 a 670 rebrotes de ruil por ha. En sitios libres de la acción del fuego y con control de la regeneración de *P. radiata*, *Aristotelia chilensis* muestra una exitosa germinación, así como en la etapa temprana se establecen especies herbáceas perennes y anuales tanto nativas como introducidas.

En relación con la dinámica vegetal y de acuerdo a lo anteriormente señalado en áreas quemadas se dieron dos situaciones: una con control de la regeneración de *Pinus* donde la limpieza del piso y la luminosidad favorecen la recuperación de especies esclerófilas y *N. alessandrii* a partir de cepas que mantuvieron yemas basales latentes. Después de un año los rebrotes de ruil alcanzan 2 a 3 metros de altura y una densidad de rebrotes basales de árboles muertos post incendio de 360-670 rebrotes/ha en severidad baja y alta (González et al. 2020). Una segunda área sin control de la recuperación de *P. radiata* el espacio disponible es monopolizado por la conífera con crecimiento de 3-4 metros, no permitiendo el desarrollo de ruil y otras especies nativas.

b. Calentamiento global: el calentamiento global a nivel del área de los bosques de ruil influye en la dinámica sucesional a causa de un mayor aumento de las temperaturas estivales, períodos invernales fríos y húmedos, más cortos y con pronóstico de amenaza



de disminución de un 20 a 30 % de las precipitaciones los próximos 50 años (ver capítulo bioclima). El incremento de las temperaturas primavera-verano en ruil se observa una modificación de la superficie de las hojas en tamaño y duración así como la temprana caída de las flores por sequedad del aire. El calor incide en una menor duración de la humedad edáfica luego las semillas/frutos si bien serán numerosas serán también más pequeñas/os y con baja viabilidad. Como consecuencia la disponibilidad para la germinación en el banco de semillas serán menores y las posibilidades de remplazo de los adultos disminuirán. Tal observación es coincidente con lo planteado por Stevens-Rumann *et al.* (2018) que en bosques del hemisferio norte demuestran que posterior a los incendios la resiliencia de los bosques es afectada negativamente por déficit de humedad y aumento de las temperaturas.

Los mejores calentamientos térmicos para plantas adultas y plántulas se dan en los bordes de los fragmentos que pueden estar iluminados durante el día y donde precisamente la evapotranspiración es mayor y la mortandad de plántulas por sequedad es superior. En los fragmentos inmersos en plantaciones rodeados de poblaciones de *Pinus* la fructificación no es posible. Una situación similar se observa en poblaciones adultas de ruil bajo las plantaciones forestales sin posibilidades de floración y reproducción.

c. Declinación en el reclutamiento de especies de origen templado: un hecho que evidencia problemas de recuperación de *N. alessandrii* y *N. glauca* es la pobreza de germinación y plántulas bajo el dosel del bosque. Esta observación no se da en fragmentos con franjas libres de plantaciones en los bordes donde es posible el calentamiento de las ramas y yemas de los individuos reproductores. Sin embargo, como anteriormente se describiera en el caso de germinación, la sobrevivencia de las plántulas no está garantizada. Si bien la reproducción de ruil y hualo con altos y bajos rendimientos mantiene una regularidad no se observa en el piso una regeneración de plántulas que, potencialmente, a futuro puedan reemplazar a los ejemplares adultos. Una tendencia clara de los ruilares es un déficit de reclutamiento que garantice el remplazo y persistencia de la especie. Se requiere evaluar la correlación de la abundancia de plántulas (eventual bosque futuro) y la abundancia de adultos (actual bosque presente) (Bustamante *et al.* 2005).

A pesar que en algunos años la fructificación y dispersión es posible una constante es que en la primavera siguiente si bien se da una germinación las plántulas no llegan a la etapa de adulto. Como posibles causas se sugiere que el calentamiento del piso y la insolación en los bordes debilitan a las plantas con deshidratación y posterior muerte de los individuos. Contrariamente si la cobertura del dosel atenúa la radiación incidente también se observa una muerte temprana. Otro elemento importante es el grosor de la hojarasca del piso. Esta falta de regeneración se observa también en *Gevuina avellana*, *Lomatia hirsuta*, *L. dentata*, *Aextoxicon punctatum*, *Achidasphyllum diacanthoides*, *Rhaphithamnus spinosus*, *Persea lingue*, etc.

d. Invasiones biológicas con especies introducidas y elementos esclerófilos: como anteriormente se mencionara los fragmentos de *N. alessandrii* se encuentran disminuidos, distanciados e inmersos en una matriz de plantaciones de *Pinus radiata* (Bustamante y Castor 1998). Los fragmentos no están físicamente alejados de las plantaciones de *Pinus* sino en contacto por ausencia de un ecotono o franja contra incendios (corta fuego) o contra la



invasión. Además *P. radiata* puede superar en altura a los ruiles permitiendo que la dispersión de sus semillas por anemocoría se alejen respecto a la planta madre cubriendo distancias considerables en la dispersión. Posteriormente puede germinar y desarrollarse bajo el dosel superando al bosque nativo sin encontrar competencia sino un ambiente favorable. Es frecuente la presencia de *Pinus* adultos en los fragmentos de ruil y hualo y donde además, las poblaciones de la especie exótica no son controladas. La excepción son los fragmentos de la reserva nacional Los Ruiles de Chanco y El Fin agregándose últimamente un predio en Empeдрado de una empresa privada. Con ausencia de control, el resultado es que a la largo plazo los remanentes nativos serán superados y remplazados por las nuevas poblaciones de *Pinus*.

Por otro lado, en los claros y borde de fragmentos algunas especies nativas esclerófilas no encuentran obstáculos en su avance. Aquí es importante la fuente cercana de las diásporas. Algunas son dispersadas por aves frugívoras entre ellas *Aristotelia chilensis*, *Azara integrifolia*, *Maytenus boaria*. También dispersadas por mamíferos como zorro que moviliza *Cryptocarya alba*, *Lithrea caustica*, *Peumus boldus*, etc. Con semillas voladoras están *Quillaja saponaria*, *Kageneckia oblonga*. Como especie con frutos dispersados por vilano están *Proustia pyrifolia*, *Achidasphyllu diacanthoides*. Sin embargo, se estima que por sobre el número y tipo de especies son importante aquellas que demuestran capacidad invasiva, adaptación y ocupación del espacio como son las esclerófilas de ambiente mediterráneo. Estas últimas especies estarían mejor adaptadas a resistir el cambio climático dentro de un rango térmico tolerable.

Modelo de la dinámica vegetacional

El escenario paisajístico del ambiente natural de ruil es caracterizado por una transformación de la cobertura vegetal y sustitución de gran parte de la vegetación natural con disminución de la superficie original. Los valores de alteración como por ejemplo para 25 años (1975 a 2000) de 119.994 ha fueron sustituidas 80.992, es decir, un 67 % lo que daría una tasa anual de 4,5 % o 3.644, 6 ha (Echeverría *et al.* 2006). En el caso de ruil en 10 años (1981 con 824,8 has a 1991 con 352,2 has) la disminución fue de un 57,3 % (pérdida de 472,2 has) con una tasa de 8,15 %/año (39 has/año) (Bustamante y Castor 1998). Junto con la disminución de la superficie se agrega la fragmentación, el aislamiento y los efectos de incendios forestales.

De acuerdo a lo anteriormente descrito y considerando el aislamiento de los fragmentos, la dinámica de actividades humanas, densidad de caminos, flujo de maquinarias y móviles de carga interrumpen la conectividad física y funcional entre los fragmentos. Por otro lado, las intervenciones de manejo y control de malezas leñosas en las plantaciones como *Teline monspessulana* y *Ulex europaeus* (controlado en el sector altos de Chovellén, Curanipe) redirigen la colonización de estas especies hacia parches de vegetación nativa. Por otro lado, en la actualidad y a causa de la regulación no se da intervención ni extracción como tampoco sustitución de bosque nativo. Luego en el área de ocupación se observa actividades de cosecha y reforestación con especies de interés económico.

En consideración de las variables anteriormente señaladas basado en inventarios florísticos y observaciones de más de 40 años se propone un modelo esquemático simple



y tentativo para la dinámica del bosque de ruil y que replica en el bosque maulino costero con las principales especies arbóreas de ruil y hualo (Figura 21). Igualmente se entiende que los procesos de cambios evidenciados en la dinámica temporal son a largo plazo.

La unidad vegetacional inicial es el bosque de ruil nativo y endémico, definido forestalmente como subtipo del Tipo Forestal de Roble-Hualo Costero (Donoso 1981). Este bosque a lo largo de la historia ha sido objeto de presión extractiva de biolumen o madera, biocombustible y expoliación por habilitación de pequeñas áreas para agricultura de sobrevivencia local. Más tarde más tarde nuevas medidas políticas estimulan la sustitución en respuesta al cambio de uso del suelo y control de la erosión. A nivel de la costa maulina esta perturbación ha sido históricamente sostenida quedando un paisaje transformado con bosques nativos de ruiles originales en declinación, disminución de la superficie, cambios en la estructura, fragmentación, degradación, etc. El resultado es una redirección del bosque nativo a una condición de vulnerabilidad, invasión biológica y debilitamiento de la capacidad de resiliencia. Es así como previo al mega incendio forestal de 2017 ruil ha sido uno de los bosques que disminuye la superficie de presencia quedando en 1998 con 352,2 has y 185 fragmentos aislados, distanciados e incluidos en poblaciones monoespecíficas de plantaciones forestales (Figura 21).

A partir de la década de los 70 se fomenta en el país las plantaciones forestales con especies de crecimiento rápido y de interés económico y que en su establecimiento implicó la sustitución del bosque nativo. La actividad forestal se focaliza en la cordillera de la costa de Chile central y en el área maulina, el bosque maulino es afectado. En otras palabras la forestación y reforestación contribuyó a modificar el paisaje natural bajando la superficie de bosques de ruil y hualo. Otro de los impactos iniciales es también la fragmentación y/o sustitución de parches (Fig. 2). Como anteriormente se indicara en la actualidad esta actividad es regulada. Sin embargo, las plantaciones forestales se mantienen entre 10 a 20 años con poblaciones densas quedando incluidos y a la vez aislados y desconectados los fragmentos de ruil.

El entorno natural de los bosques nativos caducifolios de *Nothofagus* es la vegetación esclerófila mediterránea de matorral y bosque esclerófilo siempreverde. Este entorno es igualmente perturbado por actividades antrópicas (arboneo, leña, sustitución para siembra) (Figura 21) y en la actualidad ha sido remplazado por plantaciones de *Pinus* y/o *Eucalyptus* cuyas especies invaden formaciones esclerófilas. En esta unidad vegetacional participan especies endémicas muy diversas de ambientes cálidos y tolerantes a la sequía. Sin embargo, la superficie ha sido igualmente disminuida y destinada a plantaciones. Por otro lado, las especies de las plantaciones como esclerófilas nativas que aún rodean pueden avanzar al interior de los parches de ruilares como también de hualo modificando la estructura original de los bosques de *Nothofagáceas*. El ingreso de los elementos esclerófilos siempreverdes se facilita aún más con la apertura y/o degradación de los fragmentos.

En la interacción con ruil y/o hualo las especies esclerófilas presentan ventajas reproductivas y de ocupación del espacio interior de los *Nothofagus* caducifolios. Bustamante *et al.* (2005) sobre la base de matrices markoviana para un bosque continuo caducifolio y fragmentos de hualo predice que a largo plazo en el bosque continuo declinará hualo y aumen-



tará *Cryptocarya alba* dada su éxito reproductivo y abundancia de plántulas en el piso. Este remplazo de especies es aún mayor cuando el bosque caducifolio es fragmentado. Entre las especies esclerófilas que aumentan se mencionan *Aristotelia chilensis* y *Myrceugenia obtusa* terminando por dominar la fisonomía y estructura de los bosques continuos y fragmentos.

Finalmente el factor perturbador de mayor impacto son los incendios forestales que además de afectar la biomasa vegetal nativa y exótica afectan también al suelo.

El matorral esclerófilo afectado por incendios puede derivar a una nueva plantación forestal de *Pinus* o *Eucalyptus* o ser invadido por una regeneración de semillas de las especies mencionadas. La recuperación de la vegetación nativa posterior a un incendio está en relación con la magnitud e intensidad del fuego pudiendo alcanzar un nivel severo al carbonizarse el sustrato y los individuos (fustes o troncos y follaje) sin posibilidad de rebrotar. El espacio disponible es colonizado por especies herbáceas y/o arbustivas cuya recuperación se gatilla con ocurrencia de lluvia.

En un bosque de ruil incendiado la ocupación más inmediata es por germinación de *Pinus radiata* que por la alta densidad de plántulas cubre el piso a modo de una carpeta de césped. Las especies nativas esclerófilas que rebrotan disponen de estructuras como lignotúberos o yemas basales durmientes que al activarse recuperan rápidamente la cobertura. Esta estrategia es una forma de recuperar el espacio, pero no aumenta la superficie total de la vegetación como se esperaría. Tanto en áreas con vegetación resiliente como en otras libres de la acción del fuego no se observa regeneración de ruil o especies esclerófilas por semillas y pueda recuperar o avanzar en la ocupación del espacio. Un caso excepcional es el caso de *Aristotelia chilensis*. La experiencia y conocimiento del área indica que una recuperación y avance de la vegetación nativa requiere de medidas de asistencia de protección y riego, en especial, para atenuar los efectos del calentamiento y altas temperaturas estivales diurnas. Las posibilidades de autoregeneración de las especies del bosque de ruil y/o hualo son remotas frente a la cantidad de semillas y de plántulas de algunas especies esclerófilas. Como lo demostrara Bustamante *et al.* (2005) en bosques no intervenidos. Las especies del bosque templado no se están reproduciendo al no encontrar los frutos/semillas del piso condiciones adecuadas de humedad.

La invasión biológica que modifica la estructura del bosque de ruil y hualo es la de *P. radiata* o *E. globulus*. Estas especies en densas poblaciones y extensivas superficies rodean, aislan y superan en cobertura y capacidad reproductiva a las especies arbóreas nativas. La capacidad invasiva se aprecia en la respuesta observadas en post incendios donde en altas densidades recuperan el espacio como *Pinus* que después de dos años del megaincendio alcanzó a 800 plantas/ha en sitios de alta severidad del fuego (Gonzalez *et al.* 2020) y en sitios de plantaciones incendiadas posterior a cuatro años llegar a 270.000 plantas/ha (comunicación oral área de desarrollo silvícola, cmpc 2021).

La invasión de *Pinus* y *Eucalyptus* en fragmentos de bosque nativo no es controlada. La excepción son las áreas protegidas El Fin, Empedrado, y Chanco, Cauquenes, y un predio con ruiles de una compañía privada,



Las observaciones postincendios indican que la recuperación de la vegetación nativa en riuiles y hualos ha sido más rápido que lo esperado. Las especies que se recuperan vegetativamente por la capacidad de rebrote. Sin embargo, para asegurar el espacio de las especies nativas requiere de asistencia como limpieza o erradicación de la invasión de las especies forestales. Al dejar el sitio abandonado el control aumenta los costos, tiempo y energía.

Por otro lado, a nivel climático operan los cambios térmicos el regimen de precipitaciones menores. Las altas temperaturas y sequía favorecen a especies esclerófilas frente a las de *Nothofagus* de ambientes templados.

Finalmente dentro de la dinámica y seguimiento de inventarios florísticos de los bosques de ruil se plantea la hipótesis que de mantenerse la presión y uso antrópico, los fragmentos y bosques se encuentran en una etapa de transición de invasión por elementos esclerófilos nativos o especies de las plantaciones forestales.

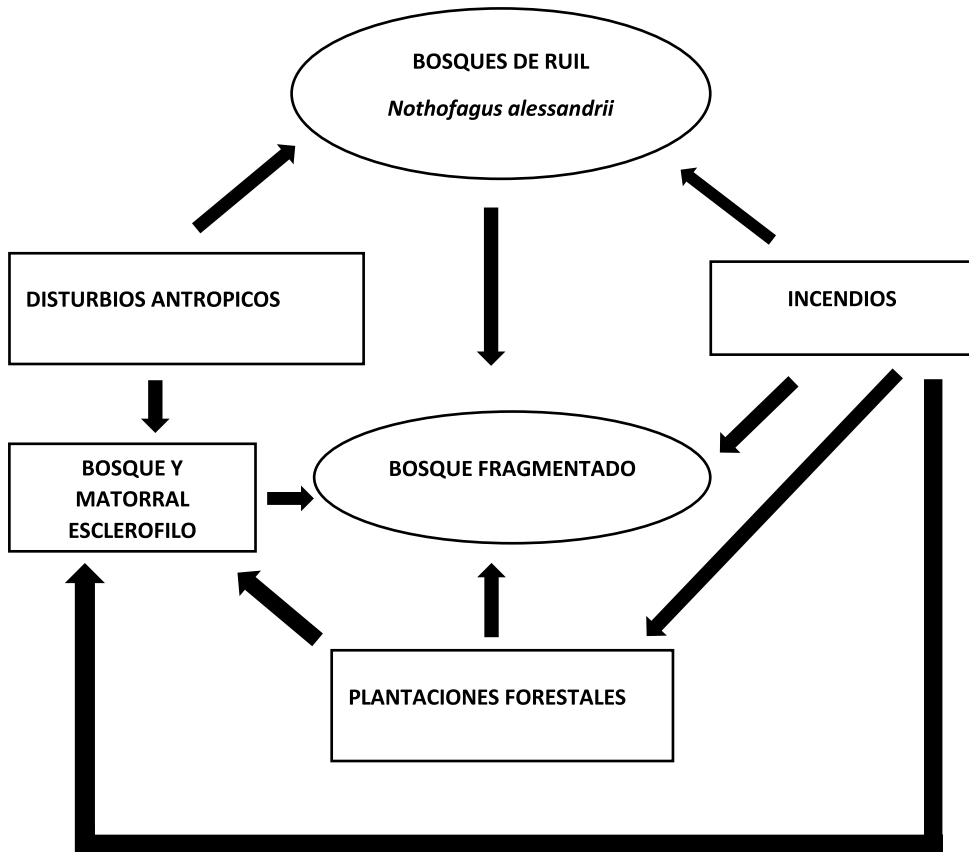


Figura 21. Modelo de la dinámica del bosque maulino costero en un paisaje antropogenizado



1.9 Bibliografía

Abraham F, S Bravo, R Abdala. 2002. Mecanismos de dispersión de algunas especies leñosas nativas del Chaco Oriental y Serrano. Universidad de Santiago del Estero Argentina. Ciencias Forestales Quebracho 9: 140 - 150

Almaraz-Llamas A, JPérez-Moreno, M Torres-Aquino, M Carcaño-Montiel, I Hernández Ríos. 2019. *Cenococcum geophilum* y su asociación con *Pinus maximartinezii* árbol nativo de México en peligro de extinción. Scientia Fungorum 49: e1222 (págs.

Amigo J y C Ramirez. 1998. A bioclimat classification of Chile: woodland communities in the temperate zone. Plant Ecology 136: 9 - 26

Amigo J, J San Martín, L Quintanilla. 2000. Estudio fitosociológico de los bosques de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser del centro sur de Chile. Phytocoenologia 30(2): 193 - 221

APG. IV 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV the angiosperm phylogeny group. Botanical Journal of the Linnean Society 181: 1-20 with 1 figure

Arroyo MTK, P. Marquet, C Marticorena, J Simonetti, L. Cavieres, F. Squeo, R Rozzi, F. Massardo. 2006. Hotspot Chileno, Prioridad Mundial Para la Conservación. In: Comisión Nacional del Medio Ambiente: Biodiversidad de Chile Patrimonios y Desafíos. Ocho Libros Editores Ltda, Santiago. Pág. 94 - 97

Barthélémy D, J Puntieri, C Brion, E Raffaele, J Marino, P Martinez. 1999. Morfología de las unidades estructurales y modo de desarrollo básico de especies patagónicas de *Nothofagus* (Fagaceae). Bol. Soc. Argent. Bot. 34 (1-2): 29-38.

Barreda V, A Encina, F Hinojosa. 2011. Polen y esporas de la formación navidad, neógeno de Chile. Rev. Chil. Hist. Nat. 84(3): 341 -355

Bernath E. 1940. Las hayas australes o antárticas chilenas. Imp. Ercilla S.A. Santiago Chile. 42 pp.

Bohlmann D. 2001. Das Artenspektrum und die Wuchsgebiete der Sudbuchen (*Nothofagus*) in Sudamerika, speziell in Chile. Mitt. Dtsch. Dendrod. Ges. 86: 107 - 124

Bustamante R, R Serrano, P León. 1993. Patrones de fragmentación y la conservación del bosque de *Nothofagus alessandrii* (VII Región). Avances en Silvicultura: primera reunión, Santiago 6, 7 y 8 de Octubre, Departamento de Silvicultura, Universidad de Chile. Programa y Resúmenes. 120 - 122

Bustamante R, C Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem the rui forest in Central Chile. Biodiversity & Conservation 7: 1607 - 1626

Bustamante R, J simonetti, A Grez, J San Martin. 2005. Fragmentación y dinámica de regeneración del Bosque Maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. 33: 555 - 564. En: C. Smith-Ramírez, J. Armesto & C. Valdovinos Historia, biodiversidad y ecología de los



bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. 708 pp.

Bustamante R, A Grez, J Simonetti. 2006. Efectos de la fragmentación del bosque maulino sobre la abundancia y diversidad de especies nativas. Cap. IV 83 – 97. In: A. Grez, J. Simonetti & R. Bustamante (eds.) Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Edit. Universitaria, Santiago. 229 pp

Cabello A. 2004. *Nothofagus macrocarpa* “roble de Santiago” y las dificultades de propagación de las especies del género *Nothofagus*. Revista Chagual, Santiago, Año 2(2): 37 - 41

Cabrera A, A Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. OEA Washington DC. 120 pp.

Cain S. 1950. Life-forms and phytoclimate. The Botanical Review 16(1): 1 – 32

Camus P. 2014. De la panacea a la tragedia. Bosques, erosión y forestación en Chile. Siglos XIX y XX. España, Revista de Historia Iberoamericana 7(2):

Cowling R, P Rundel, B Lamont, MK Arroyo, M Arianoutsou. 1996. Plant diversity in mediterranean-climate regions. Trends in Ecology and Evolution, 11 (9): 362-366.

Cronquist A. 1988. The evolution and classification of flowering plants. Second edition, The New York Botanical Garden Bronx, New York 19458 USA. 555 pp.

Cook LG, MD Crisp. 2005. Not so ancient: The extant crown group of *Nothofagus* represents a post-gondwanan radiation. Proc. Biol. Sci. 272(1580): 2535 – 2544

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2017. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. 56 p. Santiago, Chile.

Cronquist A. 1981. An Integrated System of Classification of Flowering Plants. Columbia University Press. 1262 pp

Cuevas J, MK Arroyo. 1999. Ausencia de banco de semillas persistente en *Nothofagus pumilio* (Fagaceae) en Tierra del Fuego, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 72(1): 73-82

Donoso C. 1975. Distribución ecológica de las especies de *Nothofagus* de la zona mesomórfica. Bo. Téc. 33. Fac. Ciencias Forestales Universidad de Chile. 30 pp

Donoso C, A Cabello. 1978. Antecedentes fenológicos y de germinación de especies leñosas chilenas. Ciencias Forestales, Escuelas de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, 1 (2):

Donoso C. 1978. Dendrología. Árboles y arbustos chilenos. Facultad d Ciencias Forestales Manual 2. 142 pp.

Donoso C, L Landrum. 1979. *Nothofagus leoni* Espinosa, a natural hybrid between *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. and *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. New Zealand Journal of Botany Vol. 17: 353-60



Donoso C. 1981. Tipos Forestales de los bosques nativos de Chile. Dto de Trabajo 38

FO: DP/CHI/76/003 Investigación y Desarrollo (FAO). 70 pp y 25 Figs.

Donoso C 1982. Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile. Bosque 4(2): 117 – 142.

Donoso C. 1983. Modificaciones del paisaje forestal chileno a lo largo de la historia. Simposium Desarrollo y Perspectiva de las Disciplinas Forestales de la Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile

Donoso C, E Landaeta. 1983. Ruil *Nothofagus alessandrii* a threatened Chilean tree species. Environmental Conservation 10: 159-162

Donoso C, J Atienza. 1983. Hibridación natural entre especies de *Nothofagus* siempreverdes en Chile. Bosque 5(1): 21 -34

Donoso C, J Morales, M Romero. 1990. Hibridación natural entre roble (*Nothofagus obliqua*) (Mirb) Oerst. y raulí (*N. alpina*) (Poepp. & Endl.) Oerst, en bosques del sur de Chile. Rev. Chil. Hist. Nat. 63(1): 49 -60

Donoso C. 1996. Ecology of *Nothofagus* forest in central Chile. Cap. 9.: 271 -292. In: Th Veblen, R. Hill & J. Read The Ecology and Biogeography of *Nothofagus* forest. Yale University Press New Haven and London. 403 pp

Donoso G C. 2006. *Nothofagus leonii* Espinosa (*Nothofagus obliqua* x *glaucha*) Huala (Cordillera de Los Andes), Hualo (Cordillera de la Costa Familia Fagaceae. Cap. Pág. 443 – 447. In: C. Donoso (ed.) Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina Autoecología. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia. 678 pp.

Donoso L. 2007. Propuesta de intervención silvícola con fines de conservación para la formación boscosa de *Nothofagus macrocarpa* (Caleu, provincia de Chacabuco). Memoria, Facultad de Ciencias Forestales, Escuela de Ingeniería Forestal Departamento de Silvicultura, Universidad de Chile. 117 pp.

Echeverría C, D Coomes, J Salas, J Rey-Benayas, A Lara, A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. Biological Conservation 130: 481 – 494

Echeverría C, A Newton, L Nahuelhual, D Coomes, JM Rey-Benayas. 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. Applied Geography 32: 222 – 831

Echeverría C, G Bolados, J Rodríguez, M Aguayo, A Premoli. 2014. Ecología de paisajes forestales. Cap. 16: 583 – 604. In: C. Donoso, M. González, A. Lara (eds.) Ecología Forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile. Ediciones Universidad Austral de Chile, Valdivia. 720 pp.

Espinosa M. 1926. Nota preliminar Sobre dos especies nuevas chilenas del género *Nothofagus* Blume. Revista Chile de Historia Natural. Vol. 30 (1): 268



Espinosa M. 1928. Dos especies nuevas de *Nothofagus*. Rev. Chil. Hist. Nat. 32 (1): 171-197

Espinosa M. 1956. Algo sobre Nothofagas o Nothohayas Noticiario Mensual Museo Nacional de Historia Natural. Año 1 (1): 6 – 8

Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and systematics. USA 34: 487 – 515

Fernández DA, PE Santamarina, MC Tellería, L Palazzesi, VD Barreda. 1916. Pollen morphology of *Nothofagus* (Nothofagaceae, Fagales) and its phylogenetic significance. Acta Palaeobotanica 56(2): 223–245. DOI: 10.1515/acpa-2016-0017

Figueroa Ch, Hermann Niemeyer, M Cabrera-Brandt, L Briones, B Lavandero, A Niga -Reinoso, C Ramírez. 2018. Forest fragmentation may endanger a plant-insect interaction: the case of the highly specialist native aphid *Neuquenaphis staryi* in Chile. Insect Conservation and Diversity 11: 352–362

Flores R, R Godoy, G Palfner. 1997. Morfo-anatomía de la ectomicorriza *Cenococcum geophilum* Fr. en *Nothofagus alessandrii* Esp. Gayana Botanica 54(2): 157-162

Franklin J, M Swanson. 2010. Estudios ecológicos de largo plazo en bosques de Estados Unidos: Lecciones claves para su aplicación en Chile y otras regiones. Rev. Chil. Hist. Nat. 83(1): 185 – 194

Fuentes-Ramírez A, A Pauchard, A Marticorena, P Sánchez. 2010. Relación entre la invasión de *Acacia dealbata* Link (Fabaceae: Mimosoideae) y la riqueza de especies vegetales en el centro-sur de Chile. Gayana Bot. 67(2): 188 - 197.

Gajardo R 1994. La vegetación Natural de Chile clasificación y distribución geográfica. Conaf y Editorial Universitaria, Santiago. 165 pp.

Gajardo R 2004. Antecedentes del roble de Santiago o roble blanco (*Nothofagus macrocarpa*) y sus problemas de conservación. Revista Chagual, Santiago, 2(2): 42 – 47

Gandolfo MA, E Romero. 1992. Leaf morphologie a key to species of *Nothofagus* Bl. Bulletin of the Torrey Botanical Club 119(2): 152 -166

Gandolfo MA. 1994. Evolución del género *Nothofagus* blume basada en su morfología foliar comparada. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_2638_Gandolfo.pdf. 165 pp

González M, C Becerra, A Lara, M Galleguillos. 2020. Respuesta post-fuego de los bosques de *Nothofagus alessandrii* en la región del Maule, Chile. LXII Reunión Anual Sociedad de Biología de Chile, Valdivia Chile. Resúmenes 36

Gottlieb M. 2001. Zur Phylogenie und Phyto-Paliophytogeographie der Südbuche, Gattung *Nothofagus*. Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 86: 85 – 106

Greig A, R Bustamante, J Simonetti y L Fahrig. 1998. Landscape ecology deforestation, and



forest fragmentation: the case of the rui forest in Chile. In: Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin American. <http://.brocku.ca/epi/lebk/lebk/lebk.html>

Hallé F. 2010. Arquitectura de los árboles. Bol. Soc. Argent. Bot. 45 (3-4): 405-418

Heenan P, R Smissen. 2013. Revised circumscription of *Nothofagus* and recognition of the segregate genera *Fuscospora*, *Lophozonia*, and *Trisyngyne* (Nothofagaceae). Phytotaxa 146 (1): 1–31

Herrera C, P Jordano, J Guitia, A Traveset. 1998. Annual Variability in Seed Production by Woody Plants and the Masting Concept: Reassessment of Principles and Relationship to Pollination and Seed Dispersal. American Naturalist 152 (4): 576 - 594

Hill RS y JS Read. 1991. A revised infrageneric classification of *Nothofagus* (Fagaceae). Bot. J. Linn. Soc. 105, 37–72. doi: 10.1111/j.1095-8339.1991.tb00199

Hill RS. 1992 *Nothofagus*: evolution from a southern perspective. Trends Ecology and Evolution. 7(6): 190 - 194

Hill RS, GJ Jordan. 1993. The evolutionary history of *Nothofagus* (Nothofagaceae) Australian Systematic Botany 6:111-126

Hill RS, ME Dettmann. 1996. Origin and diversification of the genus *Nothofagus*. Pág. 11 – 24. In: Th. Veblen, R. Hill & J. Read (eds.) The ecology and biogeography of *Nothofagus* forests. Yale University Press New Haven and London. 403 pp.

Hinojosa F, C Villagrán. 1997. Historia de los bosques del sur de Sudamérica, 1: antecedentes paleobotánicos, geológicos y climáticos del Terciario del cono sur de América. Revista Chilena de Historia Natural 70: 225-239

Landaeta E. 1981, Estudio de las semillas y plantas de vivero para cuatro procedencias de *Nothofagus alessandrii* Espinosa. Tesis Esc. de Ciencias Forestales Universidad de Chile, Santiago. 141 pp y anexos

Lara A, C Donoso, JC Aravena. 1995. La conservación del Bosque Nativo en Chile: Problemas y desafíos. Capítulo 18. In: Armesto, J. J.; C. Villagrán; M. K. Arroyo. Ecología de los Bosques Nativos de Chile. Santiago (Chile), Editorial Universitaria. pp. 335-362

Laurence, WF, E. Jensen. 1991. Predicting the impact of edge effect in fragmented habitats. Biol. Conserv. 55,: 77 – 92

Leppe M, K Cisterna, M Mihoc, H Mansilla, E Frey, W Stinnesbeck. 2012. Pueden los patrones de conexión y desconexión entre Sudamérica y la península antártica explicar la génesis del bosque templado del sur de Chile? Resúmenes III Simposio de Paleontología en Chile Abriendo Ventanas Al Pasado 11-13 de octubre Punta Arenas Chile. Pág. 87-90

Leppe M, F Hinojosa, H Nishida, T Dutra, TH Wilberger, C Trevisan, MJ Ortuya, JP Pino, H Mansilla, V Lobos. 2016. Asynchrone oldest record of *Nothofagus* leaves in Antarctica and Patagonia. Actas XIV International Palynological Congress – X International Organisation



of Palaeobotany Conference, Octubre Brasil. Boletín de la Asociación Latinoamericana de Paleobotánica y Palinología, n. 16 - Oct. Pág. 217

Luebert F, P Plischoff. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Edit. Universitaria, Santiago. 316 pp

Maldonado E. 1928. Tratado de arboricultura forestal y adorno. Imprenta y Librería Artes y Letras, Santiago. Tomo II 581 pp

Marakeby H, E Badr, H Torkey, Y Song, S Leman, C Monteil, Heath Lenwood, B. Vinatze et al. 2014. A System to automatically classify and name any Individual genome-sequenced organism independently of current biological classification and nomenclature. PLoS ONE 9(2): e89142. doi:10.1371/journal.pone.0089142

Markgraf V, E Romero, C Villagrán. 2006. History and paleoecology of South American *Nothofagus* Forest. Cap. 11: 354 – 386. In: Th Veblen, R. Hill & J. Read (eds.) The Ecology and Biogeography of *Nothofagus* forest. Yale University Press New Haven and London. 403 pp.

Mesa A, A Rotella. 1994. Morfología comparada de plántulas de especies chilenas de *Nothofagus* (Fagaceae). An. Mus. Hist. Natural Valparaíso 22. 41 – 48

Ministerio de Agricultura. 1976. Crea área de protección "Robles del Maule", en la VII Región, Provincia de Linares. Decreto 211

Ministerio de Agricultura. 1982. Crea Reserva Nacional "Los Ruiles" en predios fiscales de las comunas de Empedrado y Chanco, de la Región del Maule. Decreto 94

Ministerio de Agricultura. 1995. Declara monumento natural las especies forestales queule, pitao, belloto del sur, belloto del norte y ruil. Decreto 13

Ministerio Secretaría General de la Presidencia. 2006. Oficializa primera clasificación de especies silvestres según su estado de conservación. Decreto 151

Ministerio de Bienes Nacionales. 2018. Ampliase la Reserva Nacional Los Ruiles, ubicada en las comunas de Chanco y Empedrado, provincias de Pelluhue y Talca, Región del Maule. Decreto 102

Ministerio del Medio Ambiente. 2018. Aprueba plan de recuperación, conservación y gestión del ruil (*Nothofagus alessandrii*). Decreto 42

Moreira Muñoz, A 2004. *Nothofagus* Bl., pieza clave en la reconstrucción biogeográfica del hemisferio austral. Revista Chagual (Jardín Botánico de Santiago) 2: 48–56

Mostny G. 1959. Dn Marcial Ramón Espinosa Bustos (Discursos y Bibliografía). Noticiario Mensual Museo Nacional Historia Natural, Santiago, Año 4(38): 1- 8

Müller-Dombois D, H Ellenberg. 2002. Aims and methods of vegetation ecology. Reimpresión de Primera Edición 1974, The Blackburn Press USA. 547 pp.



Muñoz P C. 1966. Sinopsis de la flora chilena. Claves para la identificación de familias y géneros. Edic. de la Universidad de Chile. 500 pp.

Muñoz P, C. 1968. Los bosques de *Nothofagus*. Conferencia Latinoamericana Regional Sobre Conservación de Recursos Naturales Renovables, Unión Internacional Para Conservar la Naturaleza y Los Recursos Naturales San Carlos de Bariloche, Argentina, 27 de marzo – 2 de abril. 19 pp.

Muñoz-Sáez A, H Choe, R Boynton, P Elsen, J Thorne 2021 Climate exposure shows high risk and few climate refugia for Chilean native vegetation. Science of the total environment 785 artículo 147399

Murcia C. 1996. Edge effect in fragmented forest: implications for conservation. Tree 10: 58 - 62

Myers N, RA Mittermeier, CG Mittermeier, GAB da Fonseca, J. Kent. 2000 Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853 – 858

Navarro-Cerrillo R, R Santelices, A Ruiz, A Cabello. 2013. Morphoanatomy of *Nothofagus alessandrii* seeds and its use in the variability of populations. Gayana Bot. 70(1): 101 - 109

Ogden J, G Stewart, R Allen. 1996. Ecology of New Zealand *Nothofagus* Forests. Pág. 25 – 82. In: Th. Veblen, R. Hill & J. Read (eds.) The ecology and biogeography of *Nothofagus* forests. Yale University Press. 403 pp

Olivares P, J San Martín, R. Santelices. 2005. Ruil (*Nothofagus alessandrii*) estado del conocimiento y desafíos para su conservación. CONAMA, Región del Maule. 55 pp.

Ormazábal C, I Benoit. 1986. El estado de conservación del género *Nothofagus* en Chile. Ministerio de Agricultura Corporación Nacional Forestal. 48 pp y anexos

Ormazabal Y, C Avila, C Mena, Y Morales, O Bustos. 2013. Caracterización y cuantificación de fragmentos de bosque nativo, en un sector, del secano interior de la Región del Maule, Chile. Ciência Florestal, Santa Maria, Brasil 23(3): 449-460

Palma K. 2004 Evaluación de la degradación de los fragmentos vegetacionales de *Nothofagus alessandrii*, “Ruil”, en el período 1991-2003, en la VII Región del Maule. Tesis Ingeniería Forestal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Talca

Panti C 2019. Southern beech (*Nothofagaceae*) fossil leaves from the Río Turbio Formation (Eocene–? Oligocene), Santa Cruz Province, Argentina. Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat., n.s. 21(1): 69-85

Pereira I, J San Martín. 1998. Flora líquénica corticícola en un bosque caducifolio de *Nothofagus alessandrii* de Chile central. Cryptog. Bryol. Leichenol. 19(1): 59 – 72

Pereira I, G Palfner, J San Martín, O Bustos, P Gómez, T Cabrera. 2013. Bases para definir estrategias y prácticas de manejo sustentable del bosque nativo, usando el estado de conservación de líquenes, algas y hongos superiores . Informe Proyecto 065/2012 financiado por Fondo de Investigación del Bosque Nativo, Corporación Nacional Forestal, Santiago. 84 pp.



Picca Pl. 1998. Estudio exomorfológico y anatómico de las inflorescencias de las especies austromericanas del género *Nothofagus* Bl. (Fagaceae). Tesis de posgrado Ciencias Biológicas Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Universidad d Buenos Aires, Argentina. 222 pp

Pisano E. 1982. Comunidades vegetales vasculares de la isla Hornos (Archipiélago del Cabo de Hornos, Chile). Ans. Inst. Pat. Punta Arenas (Chile) 13: 125 - 143

Poole AL. 1987 Southern beches. Wellington, New Zealand. 148 pp

Quiroz I, A Hernández, E García, H Soto, M González. 2011. Establecimiento de Especies Nativas en la Comuna Curepto, Predio la Montaña. Asesoría de Investigación a Transnet. Concepción. Instituto Forestal 67 p

Quiroz I. 2013. Producción de Plantas y Técnicas de Plantación de Ruil (*Nothofagus alessandrii*). Taller XV Concurso Investigación e Información Ambiental 2012 Línea Temática: Conservación de la Biodiversidad. Presentación

Quiroz I, J Hernández, M Pincheira, R Rubilar, M Acevedo, E Cartes, M Gonzalez, O Soto. 2015. Valoración de prácticas silviculturales para la regeneración de bosques de preservación de Ruil. Informe 017/2012 financiado por Fondo de Investigación del Bosque Nativo, Conaf e Infor, Concepción. 120 pp.

Quiroz I, Espinoza S, Yáñez M, Magni C. 2021. The use of shelters improves growth and survival of the endangered *Nothofagus alessandrii* after 5 years in a Mediterranean drought-prone site. Ecological Engineering 164 (2021) 106220. <https://doi.org/10.1016/j.eco-leng.2021.106220>

Ramírez C, C San Martín, A Oyarzún, H Figueroa. 1997. Morpho-ecological study on the South American species of the genus *Nothofagus*. Plant Ecology 130 (2): 101- 109

Read J., M Brown. 1996. Ecology of Australian *Nothofagus* Forests. Pág. 131- 181 In: Th. Veblen, R. Hill & J. Read (eds.) The ecology and biogeography of *Nothofagus* forests. Yale University Press. 403 pp

Read J, G Hope. 1996. Ecology of *Nothofagus* Forests of New Guinea and New Caledonia. Pág. 200 – 256. In: Th. Veblen, R. Hill & J. Read (eds.) The ecology and biogeography of *Nothofagus* forests. Yale University Press. 403 pp

Reiche C. 1941. Contribución al conocimiento de las Hayas chilenas. Holmbergia 3(6): 1 – 24.

Rocuant L. 1984. Efecto de giberelina y tiourea en la germinación de semillas de especies del género *Nothofagus*. Bosque 5(2): 53 – 58

Rodríguez R, O Matthei, M Quezada. 1983. Flora arbórea de Chile. Edit. Universidad de Concepción, Concepción. 408 pp

Rodriguez G. 1990. Propagación de *Nothofagus* chilenos por medio de semillas. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales Universidad de Concepción. Agro-Ciencia 6(2): 123 – 129



Rodríguez R, M Quezada. 2003. Fagaceae. Pág. 64 -75. In C. Marticorena & R. Rodríguez Flora de Chile Vol. 2(2) Berberidaceae – Betulaceae Universidad de Concepción, Concepción. Impresos Siglo Veintiuno, Concepción.

Rodríguez R, A. Marticorena (eds.). 2019. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. Edit. Universidad de Concepción, Concepción. 424 pp.

Romero E. 1980. Arquitectura foliar de las especies sudamericanas de *Nothofagus* B. Bol. Soc. Arg. Bot.19(1-2):289 – 308

Romero E. 1988. Momentos importantes en la evolución de *Nothofagus* Bl. Monografías de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Simposio de *Nothofagus* 10: 15 - 23

Russell G, E Faúndez, H Niemeyer. 2004. Selection of *Nothofagus* Host Trees by the Aphids *Neuquenaphis staryi* and *Neuquenaphis edwardsi*. *Journal of Chemical Ecology* **30**: 2231–2241

Sáez C. 2004. Glosario de términos palinológicos. *Lazaroa* 25: 93 -112

Sancho G, J Viera, L Ihierlegui. 2017. Nuestros bosques australes: ¿una historia de conexiones y azar? Museo de La Plata, *Revista Museo* 29: 65-70

San Martín J, H Figueroa, C Ramírez. 1984a. Fitosociología de los bosques de ruil (*Nothofagus alessandri* Espinosa) en Chile Central. V Reunión Nacional de Botánica, La Serena, Chile 25-30.09.1984. Programa y Resúmenes: 94

San Martín J, D Contreras, R Deus. 1984b. Sinecología de los bosques de *Nothofagus alessandri* en Chile. XXVII Reunión Anual Sociedad de Biología de Chile Punta de Tralca, Chile 11-15.11 1984 . Arch. Biol. Med. Exp. 17(2): 178

San Martín J, H Figueroa, C Ramírez. 1984c. Fitosociología de los bosques de Ruil (*Nothofagus alessandrii*) en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 57(2): 171-200

San Martín J, C Ramírez. 1987. Fitosociología de los *Nothofagus* en la zona mesomórfica de Chile. *Bosque* 8(2): 121- 125

San Martín J., C Ramírez. 1988. Distribución del género *Misodendron* en Chile. VII Reunión Nacional de Botánica. Valparaíso, Chile. Programa y Resúmenes: 79

San Martín J. 1990. Patrones estructurales y de distribución de la vegetación boscosa nativa en relación con la topografía de la cordillera de la costa de Chile Central. Informe Proyecto de Fomento Interno 7/86 Universidad Católica del Maule. 78 pp.

San Martín J, V Mourgues, C Carreño. 1991. Catastro actualizado de la distribución y estado de conservación de los bosques de ruil en la VII Región. Informe Proyecto Investigación y Desarrollo Forestal, Conaf, Chile

San Martín J, A Troncoso. 1993. Especies de *Nothofagus* (Fagaceae) en la depresión intermedia de la 7ª Región (Chile Central. *Bosque* 14(1): 37 – 44

San Martín J, C Donoso. 1995. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile. Cap. 8: 153 – 168. En: J. Armesto, C. Villagrán & MK Arroyo (eds) Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago

San Martín, J, C. Sepulveda. 2002 Diagnóstico del estado actual de los fragmentos de *Nothofagus alessandrii*, "Ruil", Fagaceae (=Nothofagaceae), de la Región del Maule, Chile Central. Universidad de Talca - Comisión Nacional del Medio Ambiente. Informe 45 pp

San Martín J, R Santelices, R Henríquez. 2013. *Nothofagus alessandrii* Espinosa Ruil Familia Nothofagaceae. Pág. 391 – 401. In: C. Donoso (ed.) Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia. 688 pp.

Santelices R, R. Navarro Cerrillo, F Drake. 2009. Caracterización del material forestal de reproducción de cinco procedencias de *Nothofagus alessandrii* Espinosa, una especie en peligro de extinción. Interciencia 34(2): 113 - 120

Santelices R, R Navarro-Cerrillo, F Drake. 2011. Propagation and Seedling Cultivation of the Endemic Species *Nothofagus alessandrii* Espinosa in Central Chile. Restoration Ecology 19(2): 177 – 185

Santelices R, F Drake, C Mena, R Ordenes, R Navarro-Cerrillo. 2012. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. Ciencia e Investigación Agraria 39(3): 521-531.

Santelices R, A Cabello, F Navarro-Cerrillo. 2013. Propagación y cultivo de plantas de *Nothofagus* mediterráneos característicos del bosque Maulino como herramientas de la restauración o la repoblación forestal. Cap. 3: 38 - 54 In: P. Donoso & A. Promis (eds) Silvicultura en bosques nativos avances en la investigación en Chile, Argentina & Nueva Zelanda. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia. Vol 1: 1- 228

Serra MT, R Gajardo, A Cabello. 1986. *Nothofagus alessandrii* Espinosa "Ruil" (Fagaceae) especie en peligro. Ficha Técnica de Especies Amenazadas Depto de Silvicultura y Manejo Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile, y Departamento de Area Silvestres Protegidas Programa de Protección y Recuperación de la Flora Nativa de Chile, CONAF. 32 pp.

Stevens-Rumann CS, KB Kemp, PH E Higuera, BJ Harvey, MT Rother, DC Donato, P Morgan, TT. Veblen. 2018. Evidence for declining forest resilience to wildfires under climate change. Ecology Letters 21(2): 243 - 252

Swenson U, R Hill, S Mcloughlin. 2001 Biogeography of *Nothofagus* Supports the Sequence of Gondwana Break-up. Taxon 50(4): 1025 -1041

Tanai T. 1986. Phytogeographic and phylogenetic history of the genus *Nothofagus* B.. (Fagaceae) in the southern hemisphere. Jour. Fac. Sci. Univ. Ser. IV 21(4): 505 – 582

Thompson K, JP Grime. 1979 Seasonal variation in the soil seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. Journal of Ecology 67: 893-921.



Torres T, M Rallo. 1981. Anatomía de troncos fósiles del cretácico superior de Pichasca, en el norte de Chile. Anais II Congresso Latinoamericano Paleontología, Porto Alegre, Brasil. Vol. 2: 385 – 398

Torres T. 1984. Identificación de madera fósil del terciario de la Isla Rey Jorge, Islas Shetlan del Sur, Antártica. Memoria III Congreso Latinoamericano de Paleontología, México. 555 – 564

Troiani H, A Prina, W Miño, M. Tamame, L Beinticinco. 2017. Botánica, morfología, taxonomía y fitogeografía. Universidad Nacional de la Pampa, La Pampa Argentina. 326 pp

Troncoso A. y J. San Martin. 1988. Ampliación de área para diversas especies de plantas vasculares en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule. Bol. Mus. Nac. Hist. Nat., Chile, 41: 45 – 56

Troncoso A. 1991. Paleomegaflora de la formación de Navidad, Miembro Navidad (Mioceno) en el área de Matanzas, Chile Central Occidental. Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile, 42: 131-168

Urban O. 1934. Botánica de las plantas endémicas de Chile. Soc. Imp. Y Lit. Concrpción, Concepción. 292 pp.

Valencia D, J Saavedra, J. Brull, R Santelices. 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 Bot. 75(1): 531- 534

Van Steenis CG. 1953. Results of the Archbold expeditions Papuan *Nothofagus*. Journal of the Arnold Arboretum 34: 301 – 374

Van steenis CG. 1971. Nothofagus, key genus of plantgeography, in time and space, living and fossil, ecology and phylogeny. Blumea 19: 65 – 98

Vargas-Silva G. 2019. Biomecánica de los árboles: crecimiento, anatomía y morfología. Instituto de Ecología AC México Maderas y Bosques 25(3): e2531712. doi: 10.21829/myb.2019.2531712 (18 páginas)

Vázquez F, R Rodríguez. 1999. A new subspecies and two new combinations of *Nothofagus* Blume (Nothofagaceae) from Chile. Botanical Journal of the Linnean Society 129: 75 - 83

Villagrán C, J. Armesto. 2005. Fitogeografía histórica de la Cordillera de la Costa de Chile. Cap. 5: 99- 119. In: C. Smith-Ramírez, J. Armesto & C. Valdovinos Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. 708 pp.

Villagrán C, L. Hinojosa. 2005. Esquema biogeográfico de Chile. Cap.33: 551 – 577 . En: J. Llorente & J. Morrone (eds.) "Regionalización Biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines". Ediciones de la Universidad Nacional Autónoma de México, Jiménez Editores, México, 577 pp.

Wiedenbrug W. 1948. Maderas chilenas: contribución a su anatomía e identificación. Lilloa 16: 263 – 338, 101 fotografías y 29 láminas

Wu J. 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. Landscape Ecology 28(6): 999 - 1023



CAPÍTULO III

COMPONENTES DEL ECOSISTEMA



1. EL PERFIL BIOCLIMÁTICO DEL TERRITORIO DEL BOSQUE DE N. ALESSANDRII Y LAS AMENAZAS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Fernando Santibáñez Q. y Paula Santibáñez V.

1.1 Factores Genéticos del Clima Costero

El clima de la costa chilena, aparte de su marcada característica oceánica, recibe la influencia de dos factores genéticos fuertemente determinantes: la presencia del Anticiclón del Pacífico Sur Oriental (APSO) y de la corriente marina fría de Humboldt.

El APSO genera una fuerte determinante climática hacia la aridez, por cuanto bloquea la entrada de los frentes provenientes desde el SO que se generan en el anillo circumpolar. Este bloqueo tiene una oscilación estacional debido al desplazamiento del APSO hacia el Sur en verano, lo que acarrea la aridez típica del Norte, varias centenas de kilómetros hacia el Sur. Durante el invierno, el APSO se retira hacia posiciones más boreales, permitiendo la entrada de los frentes portadores de lluvia hacia la Zona Central.

Junto con el bloqueo de los frentes, el APSO genera una inversión térmica cuya altura varía entre los 800 y 1200 metros. El aire descendente que provoca la alta presión de los anticiclones, se comprime y se calienta en la medida que desciende. Al aproximarse a la superficie oceánica fría, este calentamiento no solo se detiene, sino que la tendencia del perfil térmico se invierte, es decir, el aire está más frío mientras más próximo a la superficie del océano se encuentra. Esta inversión de las temperaturas en las primeras centenas de metros crea condiciones de extrema estabilidad atmosférica puesto que el aire más frío y pesado se sitúa en la parte inferior de la atmósfera, impidiendo toda actividad convectiva.

Esta “capa de inversión”, constituida de aire frío y pesado, atrapa el vapor que emana de la superficie del océano, impidiéndole remontar hacia la alta troposfera, por lo que se forma una capa de nubes tipo estratocúmulos, bajas y de poco espesor, la que se sitúa próxima al techo de la inversión térmica.

Contribuye a la formación de esta nubosidad, la existencia de la corriente fría de Humboldt, que genera aguas particularmente frías sobre toda la costa. Es frecuente que este efecto refrigerante provoque la condensación del vapor de agua que arrastran las brisas costeras, generando neblinas densas o “camanchacas” que penetran varios kilómetros por el continente. Especialmente notable es la formación de estas neblinas, en los secto-



res elevados de la costa que se encuentran muy próximos al mar. En estos casos el relieve provoca un brusco ascenso de las masas que vienen del mar cargadas de vapor, forzando el pequeño enfriamiento que es necesario para generar la condensación y la aparición de neblinas costeras. Esta neblina alcanza tal frecuencia en ciertos lugares favorables, que se forman comunidades vegetales que se benefician del aporte de agua que la condensación de la neblina hace sobre las hojas. Esto le da un carácter noblemente más húmedo a la costa chilena en relación con la pluviometría real.

El carácter oceánico del clima esta presente a todo lo largo de la costa, cuyos climas están fuertemente regulados por las brisas provenientes del océano Pacífico. El clima es el típico de las costas occidentales subtropicales, es decir, con diferentes grados de aridez, alta humedad atmosférica y sin variaciones importantes de la temperatura. La costa chilena es varios grados más fresca que lo que le correspondería según su latitud.

La costa de la Región del Maule tiene rasgos claramente marítimos, con veranos medianamente frescos, con temperaturas máximas del mes más cálido situadas entre 20 y 29°C en distancias no superiores a los 30 Km. Las temperaturas mínimas de julio se sitúan entre los 5 y 7°C, lo que denota el carácter templado de los inviernos, con baja incidencia de heladas (1 a 6 heladas/año).

En el año se registran acumulaciones de días-grado entre 1200 a 1800 Dg, con un periodo de receso vegetativo de 3 a 4 meses, entre mayo y agosto.

El régimen hídrico se caracteriza por tener de 5 meses secos ($P < 0.5$ ET) en sectores cercanos al litoral a 7 meses secos en sectores interiores. El periodo húmedo ($P > 1$ ET) se extiende entre 4 y 5 meses (mayo a septiembre). Junto con el gradiente pluviométrico latitudinal, se produce un gradiente de evapotranspiración que crece desde el litoral hacia el interior, lo que contribuye a generar una gran diversidad de condiciones hídricas. El déficit hídrico ($P-ET$ anuales) se sitúa entre los 700 mm/año en los lugares más húmedos y los 1000 mm/año en los más secos. El índice de humedad anual va desde algo ligeramente inferior a 0.5, hasta un valor de 0.8, lo que dejaría a la zona de distribución de *N. alessandrii* en una condición de tendencia mayormente subhúmeda según el índice UNEP. La figura 1 muestra el diagrama ombrotérmico del sector.



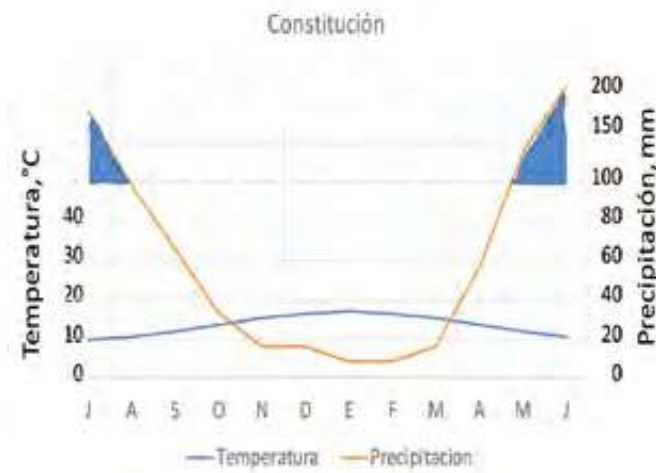


Figura 1. Diagrama ombrotérmico de Constitución

Las costas occidentales de los continentes tienden a tener un clima más estable y fresco que sus homólogos orientales. Esto, como consecuencia de las frías aguas marinas que se aproximan al continente por sus flancos occidentales. El efecto del océano frío se refleja en un litoral extraordinariamente nuboso, con un ciclo diario de nubosidad cumuliforme que mantiene cubierto los cielos hasta avanzadas horas de la mañana, retirándose completamente luego del mediodía. El contraste de temperaturas entre el mar frío y el continente calentado por la radiación solar en verano, hace que se produzcan vientos locales de mar a continente como producto de la convección continental que crea una succión de aire marino que hace penetrar la brisa varios kilómetros tierra adentro.

El aire fresco y húmedo arrastrado por la brisa marina, reduce las demandas evaporativas, lo que favorece la mantención de la humedad en el suelo por más tiempo luego de las lluvias. Como producto de esto, la costa chilena exhibe una vegetación más abundante que lo que sería esperable para iguales pluviometrías en situaciones más interiores.

Dada la suavidad de los regímenes térmicos, la poca incidencia de temperaturas extremas y regularidad general del clima, el factor más decisivo en la determinación de la evolución de la vegetación es la humedad estival. La severidad y la longitud de la estación estival seca es el rasgo climático más determinante de la evolución latitudinal de las comunidades vegetales en la costa chilena. En este sentido puede observarse que los gradientes climáticos trasversales, es decir de costa a interior, son frecuentemente más acentuados que los gradientes latitudinales, especialmente en lo referente a los grados de aridez. Por detrás de las elevaciones costeras se produce un efecto Foehn o “sombra de lluvia” que hace que las laderas orientales se presenten notablemente más secas que las occidentales. Igualmente, los sectores orientales, al estar más abrigados de la brisa costera, son más fríos en invierno y más cálidos en verano. Esto genera gradientes vegetacionales de mar hacia el interior prácticamente en todas las latitudes.



1.2 Los Nuevos Escenarios que Enfrentaría *N. alessandrii* Durante el Siglo XXI

El territorio ocupado por *N. alessandrii* mantiene un clima con un carácter fuertemente marítimo. Por su localización costera, se verá fuertemente afectado por una posible declinación de la precipitación en las próximas décadas. La mayor parte de los modelos regionales del clima, proyectan una posible reducción de las precipitaciones del orden de 20 a 30% en los próximos 50 años. Igualmente hay una probabilidad importante de que aumente la frecuencia de años secos, creando una sequía crónica que puede afectar seriamente a la sobrevivencia de muchas especies.

La mayor parte del territorio de *N. alessandrii* se encuentra actualmente en el rango de los 785 a 930 mm/año de lluvia. En el escenario 2050, este valor baja al rango de 681 a 784 mm/año (figuras 2a y 2b). Las temperaturas máximas de enero se sitúan actualmente entre los 23 y 27°C, mientras que en escenario futuro lo hacen entre 24 y 29°C (figuras 3a y 3b). Es muy probable que estos cambios se vean acompañados por un aumento de la nubosidad y del contenido de vapor del aire, al igual que un aumento en la ventosidad debido a la presencia de un anticiclón más expandido y cercano a las costas, especialmente en verano. Las temperaturas mínimas invernales variarán desde 5 a 7°C actuales hasta situarse en el rango de 6.5 a 7°C en todo el territorio (figura 4a y 4b).

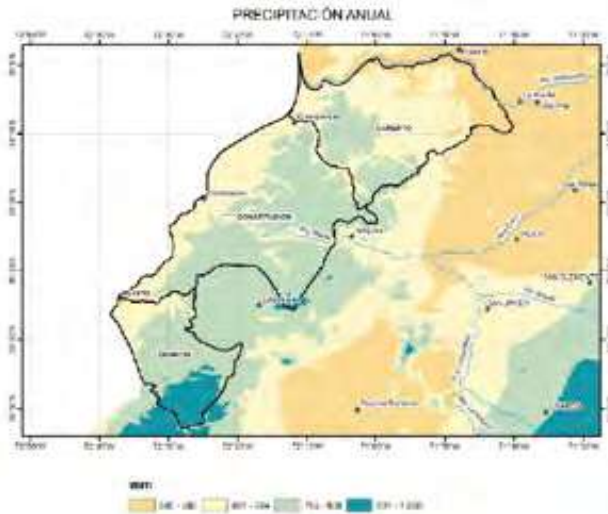


Figura 2a. Precipitación anual actual (2020)



Figura 2b. Precipitación anual futura (2050)

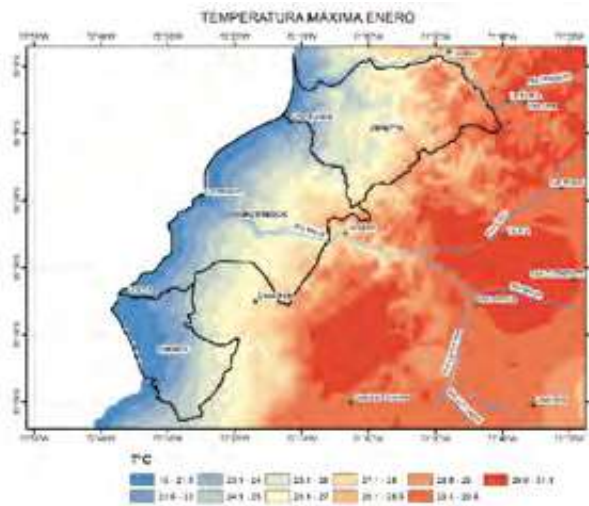


Figura 3a. Temperatura máxima del mes más cálido (2020), en el territorio geográfico de *N. alessandrii*.



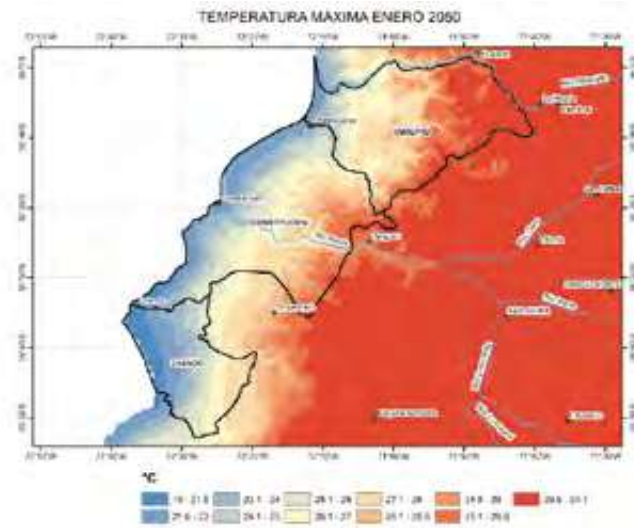


Figura 3b. Temperatura máxima del mes más cálido futura (2050), en el territorio geográfico de *N. alessandrii*.

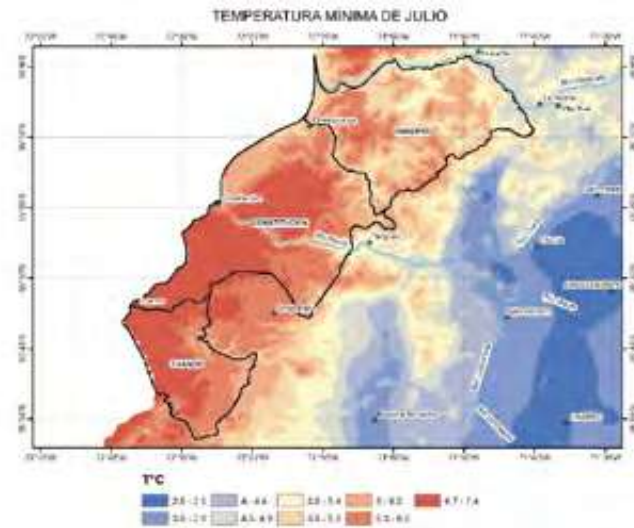


Figura 4a. Temperatura mínima del mes más frío (2020), en el territorio geográfico de *N. alessandrii*.



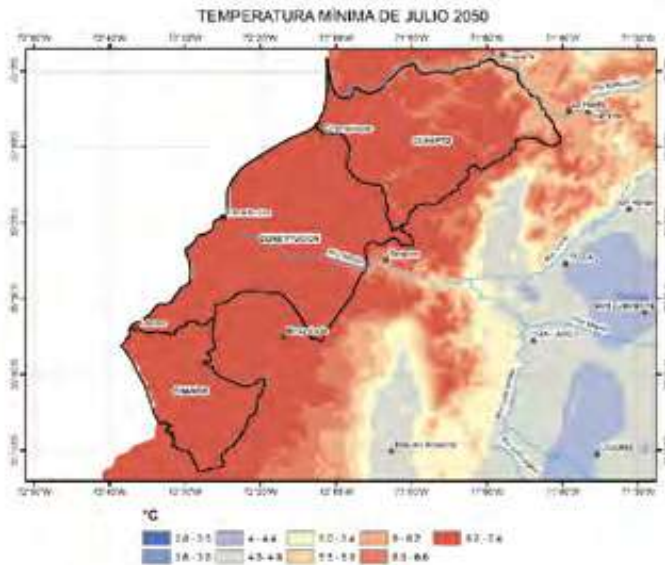


Figura 4b. Temperatura mínima del mes más frío futura (2050), en el territorio geográfico de *N. alessandrii*.

1.3 El Perfil Bioclimático del Bosque de *N. alessandrii*

1.3.1 Factores climáticos que podrían contribuir al estrés bioclimático de esta especie

El alza que ha venido teniendo la temperatura, parece haberse acelerado a partir de los años 80 y, particularmente, a partir de los años 2000. La velocidad que podrían estar tomando estos cambios es infinitamente superior a la velocidad con que las especies podrían reaccionar adaptándose a una nueva condición bioclimática no conocida por ellas en los siglos precedentes (Serra-Díaz *et al.* 2014). Las especies bioclimáticamente más especializadas, como *N. alessandrii*, probablemente tienen un menor margen de adaptación, en general, son especies sin grandes habilidades competitivas cuando se encuentran en comunidades multispecíficas, por dicha razón han acomodado su hábitat a climas rústicos donde pocas especies podrán compartir el territorio.

Los modelos de cambio climático global sugieren que, de aquí a fines del siglo, la temperatura aumentaría en el orden de los 2°C en el sector costero de Maule. Un cambio de esta magnitud puede ser bioclimáticamente significativo para muchas especies, considerando que en los últimos 10.000 años la temperatura no ha variado más que algunas décimas de grado. Se suma a este cambio, un cambio de régimen de lluvia que está haciendo más secos y prolongados los veranos, lo que puede generar un efecto potenciador entre el estrés térmico y el hídrico a que estarían quedando sometida esta especie. Es muy probable



que *N. alessandrii* no tenga una respuesta para una adversidad climática como esta, para la cual no hay respuestas evolutivas de corto plazo. Esto la puede exponer a niveles de estrés que afecten su capacidad de crecer y reproducirse lo que puede tener consecuencias ecológicas insospechadas (Vennetier *et al.* 2007). Un clima algo más estresante puede a su vez, debilitar los mecanismos normales de defensa de las especies frente a los agentes biológicos que les amenazan. La comprensión de esto permitirá establecer las mejores estrategias de conservación de esta especie frente a posibles amenazas del ambiente físico o biológico. La sustentabilidad de una especie no depende de uno o varios factores que actúan por separado, sino más bien a una acción sistémica que conjuga interacciones que es necesario comprender antes de establecer una estrategia para enfrentar el problema.

1.3.2 Los factores climáticos que determinan el estrés bioclimático de una especie

Para determinar los niveles de estrés que un escenario de cambio climático puede crear para una especie o un ecosistema, es necesario establecer el espectro actual de tolerancia bioclimática de estos. Partimos de la hipótesis que existe una fuerte determinante climática en la distribución geográfica de una especie (Luoto *et al.* 2005; Sikes *et al.* 1996). Los principales aspectos que determinan la distribución geográfica y la adaptabilidad de las especies frente al clima son: el régimen térmico estival, el régimen térmico invernal y el déficit hídrico estival (Marino *et al.* 2011). La caracterización del régimen térmico estival se hace a través de la temperatura máxima del mes más cálido, que determina el grado de calidez del verano. El rigor del invierno puede representarse a través de la temperatura mínima del mes más frío y la sequía estival a través del déficit hídrico anual (precipitación menos evapotranspiración). De este modo las tres características del clima desde donde se origina algún grado de estrés son:

- Calidez del verano (temperatura máxima del mes más cálido)
- Rigor del invierno (temperatura mínima del mes más frío)
- Grado de aridez (déficit hídrico anual)

Si bien la dispersión geográfica de una especie depende no sólo del clima sino de otras determinantes como interacciones bióticas, cambios evolutivos del entorno y la habilidad competitiva de cada especie (Pearson y Dawson 2003), estas tres variables parecen fuertemente determinantes en la distribución de las especies.

1.3.3 El Bioclima del *N. alessandrii*

Para establecer el perfil bioclimático de la especie se superpuso la distribución geográfica de la especie (según el catastro de la vegetación nativa) con una malla climática constituida de puntos cada 1 Km. En cada uno de los puntos esta malla se vincula a una base de datos donde se encuentra el valor de las variables clave descritas en el punto anterior.



A partir de esta superposición se construye un histograma de frecuencias de la presencia de la especie frente a intervalos de la variable climática. El supuesto básico es que la frecuencia más alta ocurre en los intervalos donde la variable climática es más favorable, lo que implica menores niveles de estrés (índice de hábitat=1 u óptimo bioclimático). Contrariamente, el intervalo máximo de distribución queda definido por la presencia de la especie en los menores y mayores valores de la variable analizada. Se supone que no hay individuos viviendo fuera de este intervalo máximo. Este análisis se repite para cada una de las variables climáticas, de modo que se obtienen 3 histogramas independientes, los que delimitan los rangos bioclimáticos tolerados por la especie. El supuesto básico es que la especie no tiene condiciones competitivas fuera de este intervalo, asumiéndose un estrés máximo (=1). El índice de hábitat es entonces = 1-índice de estrés bioclimático (figura 5).

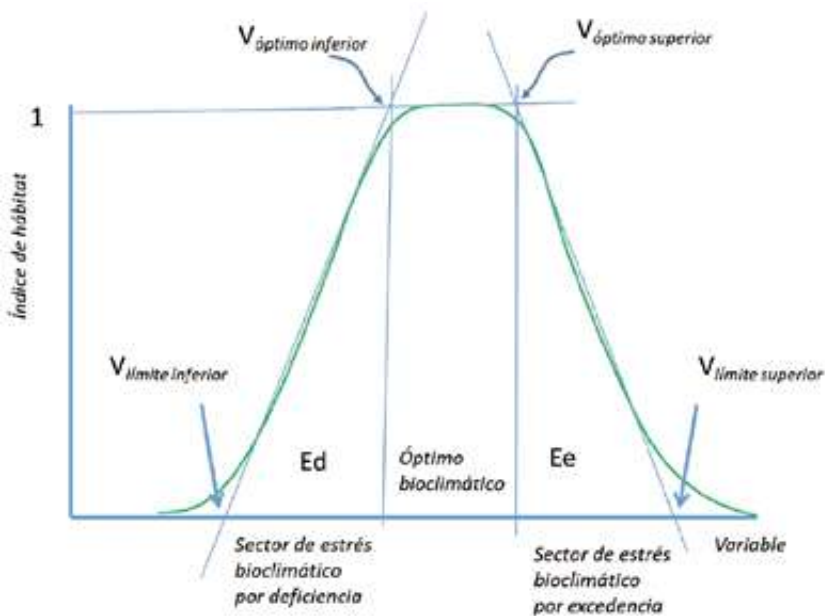


Figura 5. Ejemplo de histograma bioclimático de una especie. Parámetros utilizados en el protocolo de evaluación del estrés bioclimático de una especie o un ecosistema.

Considerando que el intervalo de mayor frecuencia sería el rango menos estresante para la especie, y que los valores extremos mínimos y máximos de la distribución estarían asociados a máximos niveles de estrés tolerado, se establece una función lineal que hace crecer el estrés entre los valores extremos de la distribución y los bordes inferiores y superiores del intervalo considerado no estresante.

N. alessandrii es una especie que evolucionó en climas marítimos, habiendo establecido rangos de tolerancia estrechos, que le han permitido reducir la competencia con



otras especies adaptadas a climas con veranos más cálidos. La mayor parte de su territorio tiene una temperatura máxima en enero de 25 a 27°C, es decir, unos 3 a 4°C más fresco que los sectores interiores de la región. En el otro extremo, *N. alessandrii* habita territorios con temperaturas mínimas invernales entre 5 y 7°C en julio. Estos datos revelan las preferencias de la especie por climas poco fríos en invierno y poco cálidos en verano.

Las figuras 6a, 6b y 6c, muestran el perfil bioclimático del área de distribución del *N. alessandrii*, tanto para la línea base como el perfil que adoptaría su territorio hacia el año 2050. Se aprecia un claro "calentamiento cercano a los 2°C, dejando a una parte del territorio por sobre los 30°C, situación que hoy no es conocida por esta especie. A esto se agrega un desplazamiento del régimen térmico invernal, que deja más de un 50% del territorio con temperaturas por sobre los 7.2°C, situación tampoco conocida por esta especie. Tanto ese estrés térmico de verano, como el calentamiento de los inviernos pueden inducir disfuncionalidades ecofisiológicas que afecte la capacidad competitiva y causen una aguda regresión de la especie. Estas disfuncionalidades se expresan a través de un crecimiento anual más discreto, disminución de la canopia, caída prematura de hojas, disminución del contenido de clorofila y, en ciertos casos infertilidad floral. Estos cambios de régimen térmico se potenciarán a futuro con un aumento de la aridez, la que se debiera expresar con un aumento del déficit hídrico del orden de 100 mm/año y un posible alargamiento de la estación seca, lo que puede conducir a situaciones que las especies no están preparadas para enfrentar, llegando a la mortalidad de individuos en sitios más expuestos a la sequía (Blackman *et al.* 2012).

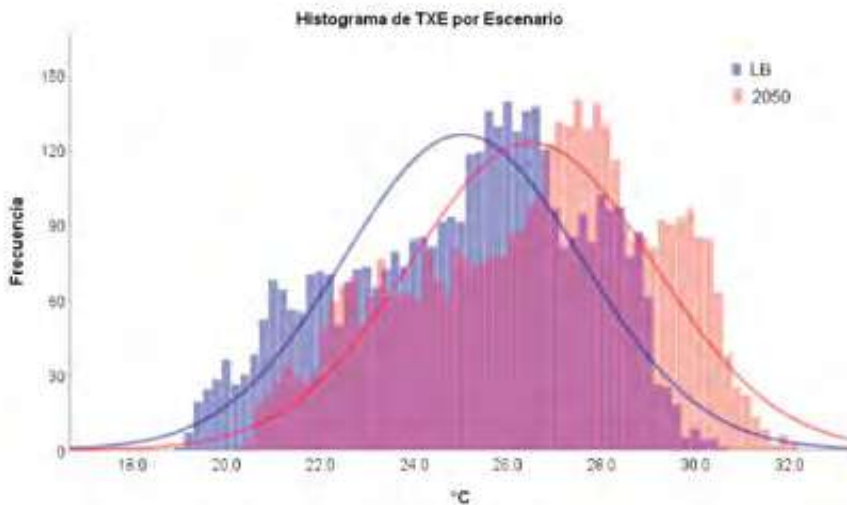


Figura 6a. Distribución de la temperatura máximas del mes más cálido actual (LB) y futura (2020 y 2050) en el territorio del *N. Alessandrii*.



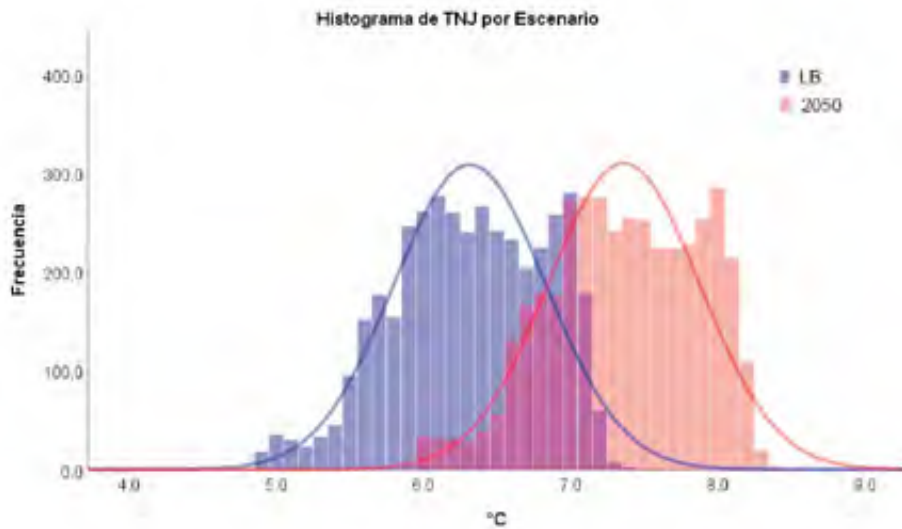


Figura 6b. Distribución de la temperatura mínima del mes más frío actual (LB) y futura (2020 y 2050) en el territorio de *N. alessandrii*.

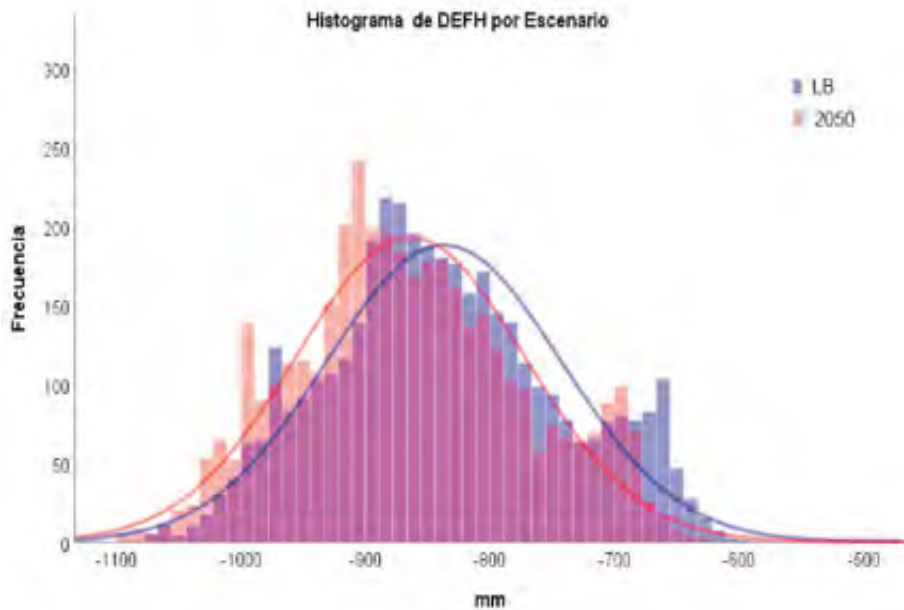


Figura 6c. Distribución del déficit hídrico actual (LB) y futuro (2020 y 2050) en el territorio del *N. alessandrii*.



Las variaciones climáticas, cuando ellas ocurren en plazos breves, se constituyen en factores de estrés si se considera que fuerzan a las especies a adaptarse a situaciones nuevas que no estaban incorporadas en su patrón genético, por lo que perderían sustento climático en el futuro (Mandar *et al.* 2008). Esto es lo que ha forzado a las especies a evolucionar constantemente a través de la historia geológica de La Tierra.

El problema actual deriva del hecho que, producto de la acción humana, muchas especies, como es el caso de *N. alexandrii*, han visto reducida su área de dispersión, lo que les ha disminuido la variabilidad genética natural desde donde obtienen las variantes de la adaptación. La consecuencia de lo anterior, es que en la actualidad los cambios climáticos, más que una fuerza evolutiva, se están transformando en una amenaza si se considera la diezmada capacidad de respuesta de las comunidades vegetales. Una pequeña parte de las comunidades, particularmente aquellas que en la actualidad están en condición subóptima por temperatura, pueden ver mejoradas las condiciones de vida, siempre que los cambios negativos del régimen pluviométrico no anulen este posible efecto positivo. En la mayor parte de los casos las condiciones pueden empeorar, cual es el caso de las comunidades que actualmente están en situación óptimas, caso que solo puede esperar un deterioro en su hábitat climático (Berry *et al.* 2002). En el caso de las áreas que ya están sometidas a condiciones de estrés por excedencia de temperatura o de déficit hídrico, ellas arriesgan de sufrir una acentuación de los niveles de estrés, al desplazarse las condiciones climáticas hacia valores aún más alejados del intervalo actual. En topografías complejas esto tenderá a producir relictos o parches que, por condiciones locales, mantienen menores niveles de estrés que la mayor parte del territorio (Triverdi *et al.* 2008).

La evaluación del estrés se hace en una escala de 0 a 1. Valores negativos indican una mejora en las condiciones bioclimáticas.

Estrés por deficiencia (E_d) y por excedencia (E_e) se calculan según las ecuaciones siguientes:

$$E_d = 1 - \frac{(V_i - V_{\text{límite inferior}})}{(V_{\text{óptimo inferior}} - V_{\text{límite inferior}})}$$

$$E_e = 1 - \frac{(V_{\text{límite superior}} - V_i)}{(V_{\text{límite superior}} - V_{\text{óptimo superior}})}$$

Cada variable fue calificada según el rango en que se encontraba en cada punto de la malla, según el protocolo siguiente:



Estrés estival (E_{est})

- Si $V < V_{límite inferior}$ entonces $E_{est} = 1$
- Si $V_{límite inferior} < V < V_{óptimo inferior}$ entonces $E_{est} = 1 - \frac{(V_i - V_{límite inferior})}{(V_{óptimo inferior} - V_{límite inferior})}$
- Si $V_{límite inferior} < V < V_{óptimo inferior}$ entonces $E_{est} = 1 - \frac{(V_i - V_{límite inferior})}{(V_{óptimo inferior} - V_{límite inferior})}$
- Si $V_{óptimo inferior} < V < V_{óptimo superior}$ entonces $E_{est} = 0$
- Si $V_{óptimo inferior} < V < V_{óptimo superior}$ entonces $E_{est} = 0$
- Si $V_{óptimo superior} < V < V_{límite superior}$ entonces $E_{est} = 1 - \frac{(V_l - V_{límite superior})}{(V_{límite superior} - V_{óptimo superior})}$
- Si $V_{óptimo superior} < V < V_{límite superior}$ entonces $E_{est} = 1 - \frac{(V_l - V_{límite superior})}{(V_{límite superior} - V_{óptimo superior})}$
- Si $V > V_{límite superior}$ entonces $E_{est} = 1$
- Si $V > V_{límite superior}$ entonces $E_{est} = 1$

Este protocolo fue aplicado a cada variable en cada punto de la malla climática utilizada. De esta forma, en cada punto geográfico se dispuso del valor de cada una de los 3 estreses considerados. De este modo, se tuvo un estrés inducido por las temperaturas altas del verano (E_{est}), por el rigor del invierno (E_{inv}) y por el grado de aridez del verano (E_{arid}). Luego se integraron mediante un modelo aditivo en el que cada uno de ellos aporta al estrés global en que se encuentra la especie.

El índice de estrés bioclimático integrado se obtuvo entonces según la relación siguiente:

$$IE_b = \alpha * E_{est} + \beta * E_{inv} + \gamma * E_{arid}$$

α, β y γ son coeficientes de ponderación para cada una de las 3 fuentes de estrés bioclimático. En el caso de la Araucaria hemos considerado iguales ponderaciones.

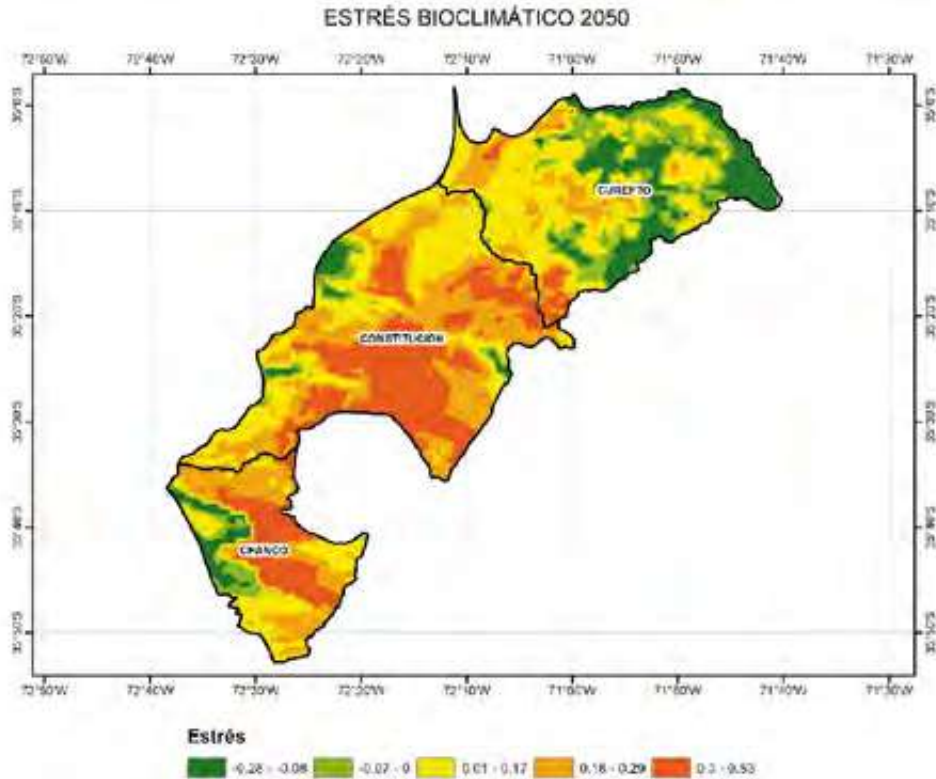
IE_b a su vez fue estandarizado entre 0 y 1 dividiendo la suma por 3

$$IE_b = \frac{IE_b}{3}$$

Aplicando la metodología descrita, hemos calculado las variaciones de los niveles de estrés bioclimático que esta especie podría sufrir hacia la mitad de este siglo. Para esto hemos tomado la información del Atlas Agroclimático de Chile (Santibáñez *et al.* 2017). En términos cualitativos, consideramos que un nivel alto de estrés es el que se sitúa por sobre 0.60, uno medio entre 0.30 y 0.59 y uno bajo el que está por debajo de 0.30.



Cambios esperados en los niveles de estrés bioclimático para *N. alessandrii* hacia el año 2050. En amarillo-rojo áreas donde se esperan aumentos del estrés y en verde, áreas de disminución del estrés (figura 7).



Nivel alto de estrés mayor a 0.60, medio entre 0.30 y 0.59 y bajo menor 0.30.

Figura 7. Cambio en el nivel de estrés bioclimático hacia el año 2050, comparado con la situación actual en el territorio de *N. alessandrii*

1.4 Perspectivas para una Adaptación y/o Conservación de *N. alessandrii* bajo los Nuevos Escenarios Bioclimáticos

Considerando las amenazas que representa el cambio climático para esta especie, es fundamental la creación de áreas de protección asistida. Para ello se deberán encontrarse sectores del territorio nacional donde las condiciones a futuro, bajo la influencia de un cambio climático, sean similares a las del territorio histórico de esta especie. Para hacer esto más efectivo, se deberá contar con un reconocimiento de la variabilidad genética de la especie (ecotipos), de modo de rescatar el máximo de esta variabilidad dentro de las posibles áreas de conservación.

Como una manera de adaptar a la especie dentro de su misma área de distribución actual, sería recomendable ubicar sitios menos expuestos a la radiación solar y más ventilados y húmedos, que puedan se replantados con esta especie (Rehfeldt *et al.* 2015). Esto constituiría una medida de protección asistida dentro de su misma área de distribución actual (Hodgson *et al.* 2011).



1.5 Bibliografía

Berry PM, TP Dawson, PA Harrison, RG Pearson. 2002. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland, *Global Ecology & Biogeography* (2002) 11, 453–462.

Blackman ChJ, TJ Brodribb, GJ Jordan. 2012. Leaf hydraulic vulnerability influences species bioclimatic limits in a diverse group of woody angiosperms. *Oecologia* (2012) 168:1–10 DOI 10.1007/s00442-011-2064-3.

Hodgson JA, CD Thomas, S Cinderby, H Cambridge, P Evans, JK Hill. 2011. Habitat re-creation strategies for promoting adaptation of species to climate change. *Conservation Letters* 4 (2011) 289–297 Copyright and Photocopying: c 2011 Wiley Periodicals, Inc

Luoto M, J Pöyry, RK Heikkinen, K Saarinen. 2005. Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography*, (Global Ecol. Biogeogr.) (2005) 14, 575–584.

Mandar R, W Trivedi, PM Berry, MD Morecroft, TP Dawon. 2008. Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology* 14, 1089–1103, DOI 10.1111/j.1365-2486.2008.01553

Marino J, M Bennett, D Cossios, A Iriarte, M Lucherini, P Pliscoff, C Sillero-Zubiri, L Villalba, S Walke. 2011. Bioclimatic constraints to Andean cat distribution: a modelling application for rare species. *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) (2011) 17, 311–322

Pearson RG, T Dawson. 2003. Blackwell Publishing Ltd. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. *Global Ecology & Biogeography* (2003) 12, 361–371.

Rehfeldt GE, JJ Worrall, SB Marchetti, NL Crookston. 2015. Adapting forest management to climate change using bioclimate models with topographic drivers. *Forestry* 2015; 88, 528–539, doi:10.1093/forestry/cpv019.

Santibáñez F, P Santibáñez, C Caroca, P Gonzalez. 2017. Atlas Agroclimático de Chile. Universidad de Chile. Tomo1: Zonas desérticas; Tomo 2: Zonas Hiper-áridas; Tomo 3: Zonas Áridas y subhúmedas secas; Tomo 4: Zonas Sub húmedas; Tomo 5: Zonas húmedas Templadas; Tomo 6: Zonas húmedas frías. 1150 pp.

Serra-Díaz JM, J Franklin, M Ninyerola, FW Davis, AD Syphard, HM Regan, M Ikegami. 2014. Bioclimatic velocity: the pace of species exposure to climate change. *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) (2014) 20, 169–180

Sykes MT, IC Prentice, W Cramer. 1996. A Bioclimatic Model for the Potential Distributions of North European Tree Species Under Present and Future Climates. *Journal of Biogeography* (1996) 23, 203–233



Trivedi M, PM Berry, MD Morecroft, TP Dawson. 2008. Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology* 14, 1089–1103, DOI 10.1111/j.1365-2486.2008.01553.

Vennetier M, B Vilá, E Liang, F Guibal, A Taahbet, C Gadbin-Henry. 2007. Impact of climate change on pines forest productivity and on the shift of a bioclimatic limit in Mediterranean area. In : Leone V. (ed.), Lovreglio R. (ed.). *Proceedings of the international workshop MEDPINE 3: conservation, regeneration and restoration of Mediterranean pines and their ecosystems*. Bari: CIHEAM, p. 189- 197 (Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens; n. 75) <http://om.ciheam.org/article.php?IDPDF=800330>.





2. SUELOS EN LOS BOSQUES DE RUIL

Jorge Toro V.

El suelo es una mezcla organizada de materia orgánica y mineral, creada en respuesta a la actividad de los organismos, del clima, de numerosos procesos geológicos y la química atmosférica, los cuales actúan en forma simultánea sobre y bajo la superficie del suelo, (Richter y Markewitz 1995).

Se ha reconocido desde hace mucho tiempo, que el suelo es el hábitat de numerosas comunidades de microorganismos que ocupan distintos horizontes y descomponen la materia orgánica y facilitan la recirculación de la mayoría de los elementos químicos de la biósfera (Binkley 2006, Kimmins 1997, Ugolini y Edmonds 1983, Waring y Schlesinger 1985, Mills *et al.* 2017).

En base a estos antecedentes, muchos ecólogos han considerado que el suelo constituye la unidad central en la evolución de los ecosistemas terrestres (Sánchez 1994) desde que se desencadenó una coevolución entre el suelo y los ecosistemas, hace aproximadamente 300 millones de años (Algeo *et al.* 1995).

Esta coevolución también ocurrió en la Cordillera de la Costa de Chile, como por ejemplo, en la región del Maule, donde los suelos se han formado a lo largo de millones de años, evento que ha sido acompañado por otro proceso paralelo, en el cual la vegetación ha experimentado numerosas etapas sucesionales (Villagrán *et al.* 1995, Veblen *et al.* 2007) hasta alcanzar una etapa clímax donde tres especies de *Nothofagus*: *N. glauca* (hualo), *N. alessandrii* (ruil) y *N. obliqua* (roble) se constituyeron en las especies principales de dichos ecosistemas. (Corvalán 1965, San Martín y Donoso 1995).

Actualmente, los bosques de Ruil y Hualo-Ruil se distribuyen en fragmentos desde el sur del río Mataquito en la localidad de Huelón, comuna de Curepto, 35° 05' latitud sur, 72° 04' longitud oeste hasta El Corte, Reserva Nacional Los Ruiles, comuna de Chanco, 35° 49' latitud sur y 72° 31' Longitud oeste (Donoso y Landaeta 1983, San Martín y Sepúlveda 2002). Según San Martín *et al.* (1991) y Bustamante y Castor (1998) quedan solamente 13 sectores con 185 fragmentos que ocupan en total 350 ha. ¿Cuáles son las causas de esta severa disminución y del riesgo de desaparición total?

Una muy intensa actividad antropogénica ocurrida en los últimos doscientos años (Maino 1996), junto a un cambio climático acelerado, han alterado el equilibrio dinámico de estos ecosistemas, afectando a especies como *Nothofagus alessandrii* (ruil) y *Gomorte-*



ga keule (queule) las cuales, al parecer, estarían fuera de sus umbrales ecológicos originales, (Smith-Ramírez 2004).

Ruil ha ocupado estos nichos ecológicos desde épocas geológicas muy tempranas y en climas muy diferentes al actual, evolucionando frente a condiciones ambientales variables, (San Martín *et al* 1991, Hill 1991). Gandolfo (1994) ha sugerido que *N. variabilis*, *N. elongata* y *N. serrulata*, serían las especies fósiles que parecen relacionadas con *N. alessandrii*, *N. alpina* y *N. obliqua* y que este género no es monofilético, es decir no han evolucionado de un descendiente común. La propuesta se opone a la hipótesis generada de cladogramas donde ruil integra el subgénero *Fuscospora* monofilético (Hill y Dettmann 1996).

Actualmente, ruil se encuentra en pequeños bosquetes fragmentados y esta especie, junto con el keule, está en peligro de extinción.

Una de las señales más notables de este fenómeno, ha sido la disminución de la superficie total ocupada por ruil, que no supera las 350 ha (San Martín *et al.* 1991, San Martín y Donoso 1995, Bustamante y Castor 1998). Se han propuesto varias hipótesis de trabajo para resolver este problema. Una interpretación del rol del suelo en estos ecosistemas y las alteraciones experimentadas, podría contribuir a desarrollar una estrategia que incremente la resiliencia de esta especie.

2.1 Factores que Influyen en la Formación de Suelos

Los suelos son el producto de la actividad sincronizada y permanente de cinco factores que inician el proceso de transformación del material parental en cuanto éste emerge a la superficie. Los materiales parentales presentan una variada composición química, con edades y orígenes muy diversos, e influyen en forma muy significativa en las cantidades y tipos de arcilla que se producen, participando en las características y propiedades de los suelos que se desarrollan (Jenny 1941, 1980, Brady y Weil 2008).

El clima, por medio de las precipitaciones y la temperatura, inicia el modelado progresivo del paisaje, disipando sobre la superficie rocosa la energía cinética que trae el agua -lluvia, trabajando sobre los microporos, fallas, fisuras y grietas producidas por el tectonismo local y regional. A medida que transcurre el tiempo, aumenta la tasa de meteorización de las rocas y se esculpen los sistemas de drenaje, formando paulatinamente los valles, quebradas y ríos, mediante una actividad incesante, donde el tiempo va marcando las sucesivas etapas de formación del suelo Birkeland (1999).

En conjunto con la actividad climática, los organismos colonizan las rocas, ocupando los microporos, fisuras y diaclasas y desintegrándolas paulatinamente. La formación de un suelo es un evento que puede demorar miles o millones de años, tal como ha ocurrido en la cordillera de la costa (Figura 1).





Figura 1. Corte y perfil de un suelo formado hace millones de años. Serie San Esteban, cordillera de la costa, norte río Itata (J. Toro 2019)

El clima, mediante las precipitaciones y la temperatura, actúa incesantemente sobre el material geológico, cumpliendo un triple papel: lo meteoriza, lo modela permanentemente para construir el relieve y participa en la generación de hábitats que serán ocupados por organismos, apoyando así el proceso evolutivo (Ugolini y Edmonds 1983).

A medida que transcurre el tiempo, la actividad sincronizada de los cinco factores: geología, relieve, clima, organismos y tiempo, progresa inexorablemente. Los suelos evolucionan al igual que la vegetación que está sobre ellos. Los suelos alcanzan un estado de desarrollo y maduración al mismo tiempo que lo hace la vegetación cuando esta llega a un estado de clímax, creándose en cada ecosistema un delicado equilibrio dinámico, que se altera cuando algún factor externo lo desestabiliza (Jenny 1980, Buol *et al.* 1997, Brady y Weil 2008).

2.1.1 Factores que contribuyen a la formación de suelos en la Cordillera de la Costa, Región del Maule

Los suelos distribuidos en la Cordillera de la Costa y en la zona cubierta por bosques de hualo y ruil, tuvieron como material parental a rocas cristalinas precámbricas cuyas edades fluctúan entre los 550 y 900 millones de años, (Corvalán 1965, Ramos 1989). Al sur de los 34° Lat. Sur, estas rocas formaron una extensa unidad geológica conocida como Basamento Cristalino de Chile Central que está formada por rocas metamórficas y graníticas (Aguirre 1965, SERNAGEOMIN 2003).



En 1983 se definieron dos formaciones metamórficas dentro del Basamento que se diferencian por el grado de metamorfismo y mineralogía que exhiben. Ambas unidades se conocen como los Complejos Las Toscas y Dóllimo, las que están dispuestas en forma paralela de norte a sur (Gana y Hervé 1983).

El complejo Dóllimo ocupa el sector occidental y su composición mineralógica sustenta la actividad de los organismos que han evolucionado en esa zona. Presenta una composición mineralógica consistente en cuarzo, moscovita, biotita, albita, clorita, epidota, óxidos de hierro y grafito, lo que proporciona recursos nutricionales adecuados para que la vegetación se establezca y evolucione participando además activamente en la formación de los suelos (Gana y Hervé 1983).

El clima, durante los millones de años que han transcurrido, ha sido muy variable. Las lluvias provenientes del Océano Pacífico, han contribuido a meteorizar el material geológico, lo que ha permitido generar sustratos apropiados que han facilitado la invasión de nuevas colonias de macro y microorganismos, incrementando su diversidad (Smith-Ramírez 2004)

Simultáneamente, el clima participa en la transformación de paisaje, actuando sobre las zonas de debilidad que presentan las redes de fallas tectónicas, fracturas y diaclasas, que se han originado y continúan apareciendo debido a la presión constante de la placa de Nazca contra la placa Sudamericana, plegando y basculando las rocas metamórficas de la costa (Corvalán 1965, Gana y Hervé 1983).

La prolongada acción erosiva del agua se refleja ahora en la topografía predominante, con formas redondeadas y suaves que se observan en los cerros y colinas de la Cordillera de la Costa, cuyas alturas no superan los 800 m. (Veit y Garleff 1995).

Inicialmente, la superficie rocosa fue colonizada por organismos como algas, líquenes, musgos y bacterias, quienes dieron comienzo al proceso biogeoquímico de meteorización de las rocas (Ugolini y Edmonds 1983).

Los organismos que más adelante habitarán sobre y bajo la superficie del suelo, actúan en forma sincronizada con el clima y la topografía. Tienen entre sus roles: construir la biomasa, acumularla y transformarla, contribuyendo al desarrollo del perfil y al establecimiento de nuevas especies vegetales, cuyos sistemas radiculares van ocupando distintas profundidades, en tanto que los componentes aéreos se acomodan en distintos niveles o doseles sobre la superficie. Todos los organismos participan activamente en los procesos biogeoquímicos de todos los ecosistemas, (Kimmins 1997).

Hay claras evidencias de que algunas especies de *Nothofagus* ocuparon distintos sectores de América del Sur, Australia y Antártica cuando el continente Gondwana constituía una gran unidad que durante millones de años abarcó África, América del Sur, Antártica, Australia e India. En consecuencia, el género *Nothofagus* tuvo la oportunidad y el tiempo necesario para evolucionar y ocupar nuevos nichos ecológicos antes que se produjera la separación de las placas tectónicas y formación de los continentes (Gandolfo 1994).



N. alessandri, ruil, fue una de las especies del género *Nothofagus* que evolucionó al parecer, en la Antártica y fue extendiéndose a otros lugares, hasta llegar a la región del Maule donde se estableció tempranamente en los suelos metamórficos. Sudamérica tendría solamente una especie viviente que representa al linaje ancestral: el ruil o *Nothofagus alessandri* (Gandolfo 1994).

En estos nuevos ecosistemas, hoy fragmentados, han interactuado diversas especies de *Nothofagus*, tales como *N. glauca*, hualo; *N. obliqua*, roble; *N. alessandrii*, ruil; *N. leonii*, huala, con especies de diferentes géneros como *Sophora microphylla*, pelú; *Aristotelia chilensis*, maqui; *Cryptocarya alba*, peumo, (Ormazábal y Benoit 1987, San Martín *et al.* 1991, Smith-Ramírez 2004).

El aporte de nitrógeno al suelo sea por simbiosis de bacterias y leguminosas hospedantes o por bacterias libres, ha sido poco estudiado en esta región. *Sophora microphylla*, pelú, actualmente denominada *Sophora cassioides* que junto a otros arbustos como *Sophora macrocarpa* y *Adesmia elegans*, así como las trepadoras *Vicia nigricans*, *Lathyrus magellanicus*, *L. cabrerianus* y la herbácea *Lotus subpinnatus*, son integrantes de la flora de leguminosas del ecosistema hualo-ruil.

La fijación biológica de nitrógeno, es efectuada por un limitado número de bacterias, actinomicetos y cianobacterias (Brady y Weil 2008). En el proceso de las reacciones bioquímicas que ocurren en todos los ecosistemas, el gas inerte N_2 es transformado a nitrógeno reactivo y queda disponible para el uso de todos los organismos permitiendo así sustentar la vida en el planeta:

Otro aspecto que ha sido poco estudiado en los ecosistemas hualo – ruil está relacionado con la simbiosis entre hongos, bacterias y raíces de las diferentes especies forestales.

Actualmente, los bosquetes fragmentados de ruil se encuentran en laderas expuestas al sur, sureste y suroeste, ocupando el dosel superior (San Martín y Donoso 1995).

Puede inferirse, que ruil desarrolló una estrategia ventajosa de sobrevivencia-al ocupar únicamente los sectores protegidos de la radiación solar directa, formando rodales en microclimas donde predominan temperaturas más bajas que las que se encuentran en sectores planos y en laderas con exposiciones norte, noroeste y noreste. Además, es capaz de interactuar con una vegetación acompañante siempreverde (ver capítulo de bioclima en este texto).

Las tasas de evapotranspiración en ruil y las especies acompañantes, son más bajas que las tasas de evapotranspiración de la vegetación establecida en laderas con exposición norte, Esta ha sido una interesante estrategia de sobrevivencia, considerando que ruil es una especie de origen antártico (Landsberg 1986, San Martín y Donoso 1995).

2.1.2 Series de suelo en los bosquetes de hualo - ruil

Como resultado de la incesante y sincronizada actividad de los cinco factores formadores de suelo, hoy la Cordillera de la Costa de la región del Maule está cubierta por un manto conformado por las siguientes series de suelo: Constitución KT, Curanipe CPE, San Esteban ET y sectores No reconocidos NR y rocosos R. La serie Constitución abarca



la mayor superficie y se dispone de norte a sur; por el costado occidental y en dirección norte-sur, se encuentra la serie Curanipe de origen sedimentario marino y a continuación hacia el sur hacia la octava región se extiende la serie San Esteban de origen granítico.

Antiguamente, todos estos suelos se definían aplicando la nomenclatura de los Grandes Grupos de Suelo, definiendo los suelos como rojos de la costa (Peralta 1971), suelos transicionales (Roberts y Díaz 1959-1960) o suelos policíclicos (Pinochet 1995).

La nomenclatura usada actualmente en la mayoría de los países, fue propuesta por el Servicio de Conservación de USA, Soil Taxonomy (1999) que definió 12 Órdenes de suelo con representación en todo el planeta.

De acuerdo con la clasificación actual, el suelo que ocupa la mayor superficie de la cordillera de la Costa en la región del Maule pertenece a la Serie de Suelos Constitución y se ubica en el orden de los Alfisoles (Soil Taxonomy 1975, Soil Survey Staff 2006).

Los suelos de la serie Constitución, se caracterizan por estar fuertemente meteorizados, presentar un horizonte diagnóstico B en el cual se han acumulado arcillas silicatadas, mediante un prolongado proceso de iluviación. La capacidad de intercambio catiónico es mayor al 35% de saturación de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+}).

IREN (1964) describió una calicata representativa de la serie Constitución, en un sector ubicado a 27 km por el camino de Chanco a Constitución. El perfil tiene un espesor mayor a 80 cm. Entre los 0 a 30 cm de profundidad, la textura es arcillo-arenosa y desde los 30 a los 80 cm la textura es arcillosa densa; la estructura es de bloques subangulares medios a grandes. El horizonte diagnóstico es Bt argílico que corresponde a suelos del orden Alfisol. El pH en el horizonte superficial es moderadamente ácido (pH 6.0) y cambia a fuertemente ácido en el subsuelo (pH 5.4). La aplicación de agua oxigenada H_2O_2 a los 80 cm de profundidad, generó una reacción positiva, confirmando la presencia de materia orgánica.

IREN (1964) indica además que, en esta Serie, se encuentran algunas fases de suelo diferenciadas por texturas, pedregosidad, erosión y espesor del perfil.

Por otra parte, Stolpe (2006), describió otro perfil de suelo de la serie Constitución, localizando la calicata en la ortofoto 3096 Cero Cato. A diferencia de lo descrito por IREN, (1964), el espesor útil del suelo supera los 150 cm. El pH en todo el perfil es fuertemente ácido 5,4. Se distinguen dos horizontes B de texturas arcillosas que se ubican entre los 25 y 90 cm, con un porcentaje de bases cercano a 30%. Un horizonte C se encuentra entre los 90 y 150 cm.

Otro estudio de suelos, se efectuó en el año 2010, en el sector La Montaña o Macal, comuna de Curepto. Esta área permaneció durante milenios cubierta con bosques de hualo y ruil, los cuales fueron cortados y el suelo destinado a uso agrícola. En el año 2010, el sector fue rozado, para forestarlo nuevamente con especies nativas. Se apreciaba una erosión de manto muy severa en toda el área (Toro 2010).



En este lugar, se excavaron tres calicatas, encontrándose que los tres perfiles de suelo estaban truncados. El horizonte A había desaparecido por erosión y en la superficie se encontraba un horizonte B₂ con una textura arcillosa muy densa, con películas de arcilla que recubrían las estructuras de bloques subangulares medianos y firmes.

La parte más superficial del horizonte B, se halla ahora bajo la influencia directa del clima y de los organismos, en un ambiente muy diferente al que predominaba miles de años atrás. Estos dos factores, iniciaron de inmediato los procesos de transformación del antiguo horizonte B, propiciando el desarrollo de un delgado horizonte orgánico O1 y de un incipiente horizonte B/A. Este proceso indica que está ocurriendo un nuevo proceso de génesis de suelo. El Tabla 1 muestra el porcentaje de arcilla en todo el perfil. Esta textura tiene un porcentaje de 45% de arcilla en el horizonte B/A y aumenta entre 47% y 49% en el horizonte B2t₁ y B2t₂.

Tabla 1. Propiedades físicas del perfil de suelo, sector La Montaña, Curepto.

Espesor	Granulometría %			Clase	Dens. Ap.
(cm)	Arena	Limo	Arcilla	Textural	Mg/m ³
B/A 10-17	33,1	21,9	45,0	Arcilloso	1,41
B2t ₁ 17-71	28,9	21,9	49,1	Arcilloso	1,43
B2t ₂ 71 +110	26,8	26,0	47,2	Arcilloso	1,45

Fuente: Toro 2010.

Los contenidos de arcilla y materia orgánica juegan un papel importante en la capacidad de retención de agua de los suelos debido a las cargas eléctricas negativas que presentan.

El agua aprovechable varía entre 10,4 % y 12%. En las actuales condiciones climáticas, este suelo almacena una baja cantidad de agua que no le permite abastecer plenamente a la vegetación nativa.

Tabla 2. Agua aprovechable por horizonte, sector La Montaña, Curepto.

Horizontes	0,1	0,33	1	3	5	15	A. A
(cm)	Atmósferas						(%)
B/A 0-17	30,7	26,1	22,5	19,2	17,2	15,7	10,4
Bt ₁ 17-71	36,7	32,0	27,1	23,2	21	19,7	12,3
Bt ₂ 71+110	35,3	29,9	25,8	21,8	19,6	17,9	12,0

Fuente: Toro 2010.



Para estimar el potencial ecológico existente e intentar la recuperación del bosque con características similares, se calculó la capacidad estanque (Ce) del suelo. El suelo almacena un volumen de agua de 187,6 m³/ha. Como el promedio de precipitaciones es de 700 mm/año, puede recibir 7.000 m³/año de precipitación efectiva. Sin embargo, la pérdida de los horizontes causada por la erosión redujo la capacidad de infiltración y retención del ecosistema original, aumentando la tasa de escurrimiento.

Tabla 3. Capacidad de almacenamiento de agua por horizonte, sector La Montaña, Curepto.

Horizontes	CC	PMP	A. A	Dens. Ap.	Ce
(cm)	(%)			Mg/m ³	m ³ /ha
B/A 0-17	26,1	15,7	10,4	1,41	24,9
Bt ₁ 17-71	32,0	19,7	12,3	1,43	94,9
Bt ₂ 71+110	29,9	17,9	12,0	1,45	67,8
Espesor total					187,6

Fuente: Toro 2010.

En la Figura 2, se observa el horizonte B/A y la distribución lateral de las raíces.



Figura 2. Perfil de suelo, desarrollado sobre material metamórfico Serie Constitución, sector La Montaña, Curepto (Toro 2010).



2.1.3 Procesos fundamentales en la formación de suelo de la serie constitución

Los actuales perfiles de suelo son el resultado de la actividad de cuatro procesos claves que han actuado a lo largo de millones de años. Durante todo este periodo, se formaron gradualmente los horizontes y se definieron sus propiedades físicas, químicas, biológicas e hídricas. Este proceso constructivo se efectuó dentro de un entorno espacio - tiempo muy acotado, actuando sobre un material parental específico y un relieve definido.

A partir del mismo material parental, pueden desarrollarse diferentes suelos, según sea la topografía y organismos que predominen en cada unidad de paisaje. Esto permite definir diversos nichos ecológicos, de acuerdo con la altitud del sector, el tipo y forma de las pendientes y la exposición de ellos a la radiación (Jenny 1980).

Los procesos que van construyendo el suelo y diferenciando sus distintos horizontes son cuatro: adiciones, pérdidas, transformaciones y translocaciones. Ellos interactúan en el tiempo con ritmos y tasas diferentes y están regulados permanentemente por el clima, especialmente la precipitación efectiva y el régimen de temperatura.

Las adiciones

Corresponden a aportes orgánicos que se depositan anualmente sobre el suelo. Forman un estrato o capa, que va aumentando en grosor a medida que llegan nuevos aportes. Las capas con material fresco, son atacadas de inmediato por una miríada de microorganismos que, según el clima predominante, los desintegran y descomponen a una tasa determinada. De esta manera, se forman los horizontes orgánicos sobre el suelo mineral.

Los aportes también provienen del subsuelo, producto de las nuevas raíces de reemplazo de los sistemas radiculares antiguos que han cumplido su vida útil y aportan materia orgánica y luego humus.

Desde la atmósfera, llegan permanentemente adiciones que son depositadas en forma periódica sobre el suelo: agua y gases disueltos como nitrógeno N_2 , oxígeno O_2 , vapor de agua H_2O , dióxido de carbono CO_2 . (Kimmins 1997).

En la costa de la región del Maule, ocurre otra adición diaria realizada por la brisa marina que hacia el interior transporta vapor de agua, sales de diferentes composiciones, como carbonato de calcio y borato. La mayoría de los bosques fragmentados de ruil como la Montaña o Macal cerca de Curepto, por ejemplo, se encuentran próximo al litoral distante a 16 km en línea directa.

En cuanto la vegetación adquiere una determinada arquitectura: forma de copa, biomasa foliar y altura, puede capturar matinalmente en sus copas el vapor de agua y sales que trae la brisa marina y condensar el agua, dirigiéndola hacia la superficie del suelo. Estos aportes de agua, calcio y boro, en el largo plazo, representan una contribución significativa para la actividad fisiológica y bioquímica de los ecosistemas.



También debe tomarse en cuenta, las adiciones provenientes de los residuos vegetales que se depositan regularmente sobre la superficie del suelo: hojas, semillas, ramillas, corteza y restos de fauna. Este es el material básico, que contribuye sustancialmente a la formación de los horizontes orgánicos y su reposición anual.

Un estudio de Rivera y Valdés (1984) efectuado en la Reserva Nacional Los Riles de Chanco, Cauquenes, cordillera de la costa, concluyó que el aporte de la hojarasca de ruil fue de 1.979 kg/ha/año, en tanto que hualo aportó 2.600kg/ha/año.

En cuanto se depositan los residuos vegetales sobre el suelo, de inmediato se activan los procesos de desintegración y descomposición mediados por los macro y microorganismos que construirán los horizontes orgánicos e irán desarrollando las diversas propiedades físicas-químicas del suelo. Estas adiciones son periódicas y reemplazan a los materiales que están en los procesos de fermentación y humificación y que son movilizados hacia el interior del suelo para mezclarse con los horizontes minerales. Este proceso bioquímico es muy importante para mantener la estabilidad de los ecosistemas.

Pedrasa (1989) en 1988-1989 realiza una exhaustiva investigación en un bosque fragmentado de hualo- ruil de la comuna de Empedrado. Los ejemplares de ruil presentaron una edad promedio de 84 años y un DAP de 24,9 cm.

En trampas ad hoc, capturó mes a mes los residuos provenientes desde los distintos doseles para determinar el aporte de biomasa, como también la composición química de ella.

También identificó la existencia de un humus tipo Mull, caracterizada por la presencia de tres estratos típicos de este tipo de humus: Ol hojarasca, Of fermentación y Oh humificación. Observó además que gran parte del Oh se movilizaba hacia el horizonte mineral A durante julio y agosto 1988.

El aporte anual de biomasa de la hojarasca fue de 3.134,2 kg/ha/año. Este material contenía 28,2 kg/ha de nitrógeno, 4,6 kg/ha de fósforo, 7,3 kg/ha de potasio, 45,4 kg /ha de calcio y 7,9 kg/ha de magnesio. Estos nutrientes retornan anualmente al suelo y representan una fracción de lo absorbido por el sistema radicular en la construcción de la biomasa del ecosistema. Los nutrientes son reutilizados por los organismos que viven en estas capas y absorbido por las raíces que continúan participando en el ciclaje de nutrientes.

En el interior del suelo, también se acumula materia orgánica, la que ocupa gran parte del volumen de suelo. Este material corresponde al aporte de las raíces, las cuales una vez que han cumplido con su ciclo vital, se descomponen y transforman en humus, liberando nutrientes y otras sustancias que se distribuyen dentro del suelo y son absorbidos por microorganismos y por las raíces que están en actividad.

Según Satoo y Madgwick (1982), en sitios forestales de calidad media a alta, la materia orgánica que se acumula en el subsuelo equivale al 30% a 40 % de la biomasa aérea. Por consiguiente, este suelo está recibiendo continuamente un significativo aporte de ma-



teriales y de energía, que contribuye a la mantención de la biomasa de microorganismos que participan en los ciclos biogeoquímicos, aumenta la retención de agua y construyen los distintos horizontes del suelo.

Pérdidas en el sistema suelo

Debido a que el suelo es un sistema abierto, junto con los permanentes aportes de materia y energía, también ocurren salidas o pérdidas, tanto por la parte inferior del perfil, como por la superficie. En el primer caso, el agua al movilizarse hacia el interior del perfil traslada por lixiviación diversas sustancias coloidales hacia las napas subterráneas.

Entre las sustancias que son translocadas y se incorporan a las aguas subterráneas, sales minerales, materia orgánica particulada, óxidos de hierro, arcillas y numerosos ácidos orgánicos producidos por microorganismos y raíces de las plantas. Este es un proceso que ocurre habitualmente.

Las pérdidas generadas en la superficie del suelo pueden agruparse en dos tipos: Por una parte, la corta y traslado de la madera fuera del sitio, que representa un volumen significativo de nutrientes exportado del lugar. Estas pérdidas han sido constantes desde hace más de 200 años. Según Maino (1996), la madera de hualo y ruil se ha exportado desde fines del siglo XVII.

El uso de la madera como combustible y construcción en la costa de la región del Maule ha sido extremadamente intenso. A medida que se eliminaba el bosque, el suelo desnudo, comenzó a erosionarse y los sedimentos se desplazaron hacia las corrientes de agua y fueron depositándose en el mar. La erosión de manto ha sido implacable y ha contribuido a suavizar aún más las laderas. Trabajando con la información que entregan las tablas 3 y 4 de este capítulo, se estima que sólo en la serie Constitución, durante los últimos doscientos años, se ha perdido una masa equivalente a 12.000 ton/ha de suelo (Toro 2021).

Todas las pérdidas o salidas del sistema suelo, son el resultado de quemas periódicas realizadas para explotar los bosques, y habilitar terrenos para otros usos. Lamentablemente se eliminó además un volumen significativo de suelo que contenía materia orgánica, humus, coloides minerales, nutrientes y microorganismos que formaban los horizontes orgánicos y minerales. De esta manera, cada cierto tiempo, se interrumpió el ciclaje de nutrientes reduciendo la capacidad de carga empobreciendo los suelos.

Transformaciones

En la serie Constitución, la materia orgánica y los minerales primarios que se encontraban en las rocas, fueron desintegrados y modificados para formar humus y distintos tipos de arcillas principalmente del tipo 2:1 smectitas y del tipo 1:1 caolinitas.



Los subproductos que resultaron del proceso anteriormente descrito, se recombinaron para formar nuevos minerales, que corresponden a tipos adicionales de arcillas silicatadas e hidróxidos de hierro y aluminio.

Stolpe (2006) indica que en el horizonte C la roca se encuentra muy meteorizada con presencia de una matriz franco-arcillosa, de color rojo, que permite el desarrollo radicular y su actividad. La presencia de óxidos hidratados de hierro es el causante de esa coloración rojiza y corresponde a procesos geoquímicos que ocurren en el perfil de suelo.

La rizósfera es el volumen de suelo que está en contacto directo con los sistemas radicales de la vegetación e interactuando con la población microbiana que las rodea. Las raíces liberan aminoácidos, carbohidratos, vitaminas, aumentando el número de bacterias y otros microorganismos que viven alrededor de cada sistema radicular. Este aumento en la actividad metabólica microbiana acelera la meteorización de los minerales y la comunidad microbiana se va enriqueciendo con la llegada de especies que fijan el nitrógeno atmosférico o hidrolizan en nitrógeno orgánico a amonio (Kimmins 1997).

La presencia de raíces, indica que hay presencia de oxígeno y también de dióxido de carbono CO_2 derivado de la respiración de las plantas y exudado por las raíces. Este CO_2 se combina con el agua para formar ácido carbónico H_2CO_3 y luego, otra reacción produce carbonato de calcio $\text{HCO}_3^- + \text{H}^+$ acidificando y continuando los procesos de meteorización y generación de suelo.

La formación de las estructuras en los distintos horizontes, es un proceso paulatino. En este proceso las partículas de arcillas, limo y arcillas son agrupadas, a medida que el humus, las sustancias mucilaginosas, las sales y óxidos, cementan las partículas con el propósito de formar estructuras de diferentes tamaños y formas. Como menciona Stolpe (2006) en la serie Constitución predominan los bloques subangulares y masivas en el subsuelo (IREN 1964).

Translocaciones

Este proceso involucra el desplazamiento de coloides orgánicos e inorgánicos dentro del perfil de suelo. En este desplazamiento, se desplazan en diferentes direcciones: lateralmente, dentro del mismo horizonte o verticalmente hacia horizontes de niveles más profundos o hacia niveles superiores.

El agua es el principal agente de translocación. Puede desplazarse hacia abajo impulsada por la fuerza de gravedad o moverse hacia arriba mediante la acción capilar. Los materiales que se desplazan por el perfil son partículas de arcillas dispersas, humus, sales disueltas y sustancias orgánicas (Brady y Weil 2008)

Algunos organismos del suelo, como las lombrices trasladan el material sintetizado en los horizontes orgánicos para mezclarlos con los horizontes A y B.

De esta manera, y de acuerdo con lo anteriormente descrito se van formando los diferentes horizontes, en que intervienen los procesos de eluviación (desplazamiento de



sustancias hacia abajo, típico del horizonte A) e iluviación (acumulación de sustancias en el horizonte B) y meteorizando el horizonte C (Richter y Markewitz 1995).

El horizonte Bt es un sector dentro del perfil de suelos que como resultado de un proceso de iluviación puede acumular arcillas, humus, óxidos de hierro. Esta composición caracteriza a este horizonte como diagnóstico argílico y permite incluirlo en el Orden Alfisoles.

2.2 Impacto de los Factores de Formación de Suelos Bajo Rodales de Hualo y Ruil

Las características principales de los suelos de la Serie Constitución, fueron descritas por IREN (1964) y Stolpe (2006). Otras descripciones más detalladas se realizaron en otras dos localidades: la primera en la comuna de Empedrado, en el interior de un bosque de ruil de 84 años, (Pedrasa 1989) y la segunda en la comuna de Curepto, en un suelo que estuvo cubierto con bosques de ruil - hualo y luego explotado, quemado, reemplazado para uso agrícola y ahora ha sido forestado con hualo y ruil, (Toro 2010).

2.2.1 Suelo en la comuna de Empedrado

Este suelo se encuentra bajo una cubierta forestal cuyo dosel superior está ocupado por ruil 67%, hualo (6%) y roble (8%). En el dosel medio se encuentran peumo, lingue, olivillo, naranjillo, litre y avellano. Este bosque es de segundo crecimiento y se encuentra en una ladera con exposiciones sur-oeste y sur-este. La pendiente es muy pronunciada, con un 58% de inclinación. La edad promedio del ruil es de 84 años y es un bosque coetáneo, que ha sufrido incendios y cortas frecuentes de las principales especies. La regeneración corresponde a renovales de segundo crecimiento, a partir de tocones. No se observó regeneración por semillas.

El suelo tiene un espesor de 50 cm con un horizonte C muy meteorizado. La profundidad es mediana, considerando la pendiente existente y la erosión provocada por los frecuentes incendios y la explotación de los bosques. La textura en los tres horizontes es franco arcilloso.

El contenido de materia orgánica M.O. es alto en los dos primeros horizontes y disminuye casi en un 50% en el tercer horizonte. El pH es moderadamente ácido en el primer horizonte y fuertemente ácido en los dos más profundos. La elevada acidez de cada horizonte, propicia un ambiente químico adecuado para acelerar la tasa de meteorización de los minerales, la tasa de hidrólisis y la solubilidad del aluminio y hierro, los cuales retienen el fósforo.

La tabla 4, muestra que la disponibilidad de nitrógeno como NO_3 es baja, el fósforo, según el método de Olsen, presenta una muy baja disponibilidad en el segundo y tercer horizonte. En cambio, la disponibilidad de boro está en niveles adecuados. Esto puede ser el resultado del aporte periódico de la brisa marina. De acuerdo con la textura que predomina en dichos horizontes la densidad aparente se encuentra en niveles adecuados.



Tabla 4. Contenido nutricional del suelo y propiedades asociadas.

Horizonte	M.O	pH	N	P	B	Da
	(%)		mg/kg			Mg/m ³
1	6,10	5,8	11,7	7,9	0,98	0,90
2	5,05	5,4	13,5	0,85	0,93	1,11
3	2,45	5,5	10	1,75	0,80	1,40

Fuente: Pedrasa, 1989

La capacidad de intercambio catiónico CIC puede definirse como la cantidad de cationes que son retenidos por los coloides del suelo. Está en relación directa con el porcentaje y tipo de arcilla y de humus que tenga cada horizonte.

En el primer y segundo horizonte, la CIC es más alta, debido a la presencia de un mayor porcentaje de humus. En cambio, en el tercer horizonte, aunque tiene la misma textura, la disminución de materia orgánica redujo la CIC disminuyendo la fertilidad del suelo.

En el primer horizonte, la suma de bases (S.B) es del 52% y se considera de fertilidad media. Este nivel de fertilidad disminuye en profundidad, ya que la suma de bases va disminuyendo.

Las relaciones entre Ca/Mg, Ca/K, Mg/K deben encontrarse dentro de ciertos rangos para evitar competencia entre ellos y no afectar la absorción de estos nutrientes.

Para este suelo, las relaciones entre los cationes de intercambio se encuentran en un nivel adecuado. Por ejemplo, en el primer horizonte, la relación Ca/Mg es de 4,4, la de Ca/K es de 25 y la de Mg/K es 5,25. De acuerdo con el estándar que utiliza INIA Chillán, la relación Ca/Mg debe estar entre 2 y 5, la relación entre Ca y K cuando es menor a 30 es adecuada y la relación Mg/K es aceptable cuando fluctúa entre 3 y 18.

Tabla 5. Capacidad de Intercambio catiónico y suma de bases en el suelo de la comuna de Empedrado.

Horizonte	CIC	Ca	K	Mg	Na	S.B
		cmol+/kg				(%)
1	32,0	12,5	0,54	2,84	0,31	52,81
2	25,8	5,31	0,34	1,97	0,31	30,7
3	17,7	5,0	0,32	1,69	0,24	40,9

Fuente: Pedrasa, 1989.



2.2.2 Suelo en la comuna de Curepto

Este sector, a diferencia del descrito en Empedrado, estuvo cubierto por bosques hualo- ruil- peumo durante muchísimos años, sin embargo, hace algunas décadas fue coruado y reemplazado por cultivos agrícolas. Ahora existe la intención de forestarlo con las mismas especies originales como hualo- ruil- peumo. El relieve es parejo, con una pendiente general del 10% y una exposición sureste.

La erosión eliminó los horizontes orgánicos y parte del suelo mineral. Como resultado queda expuesta la parte superior del horizonte B₂ y sujeto a la acción de los factores climáticos y los organismos del suelo.

Por esta razón, se destaca como primer horizonte un B/A de 17 cm de espesor, en el que predominan las características del horizonte B sobre las del A.

El contenido de materia orgánica es bajo en el primer horizonte B/A y muy bajo en los dos horizontes subyacentes. La distribución del carbono total en el perfil de suelo muestra una tendencia similar a la del nitrógeno total, por cuanto disminuyen a medida que aumenta la profundidad del suelo.

En cambio, la relación C/N cuando es menor a 10 indica una situación de equilibrio entre estos dos elementos, permitiendo a los organismos disponer de nitrógeno para sus procesos de crecimiento. En todo el perfil la textura arcillosa es homogénea al igual que el pH que es moderadamente ácido.

Tabla 6. Propiedades relacionadas con el capital nutricional en el suelo, de la comuna de Curepto.

Espeor (cm)	M.O.	C tot	N tot	C/N	pH
	(%)				
B/A 0-17	3,1	1,24	0,12	10,3	5,8
B2t ₁ 17-71	1,2	0,42	0,06	7,3	5,9
B2t ₂ 71 +110	1,0	0,28	0,05	5,7	6,0

Según los estándares internacionales (Reuter y Robinson 1997), la disponibilidad de nitrógeno N es baja en todo el perfil, disminuyendo en profundidad. Una concentración media de nitrógeno NO₃ se encuentra entre 20 y 40 mg/kg y una concentración alta sobre 40 mg/kg.

La disponibilidad de fósforo P, según el método de Olsen, es mediana en el primer horizonte y baja en los dos horizontes subyacentes. La concentración es media cuando se encuentra entre 8 y 16 mg/kg. Por otra parte, la disponibilidad de potasio K es adecuada cuando su valor es superior a 100 mg/kg. Se observa una deficiencia severa de potasio en el subsuelo.



Tabla 7. Concentración de macronutrientes en el perfil de suelo de la comuna de Curepto

Esesor	N	P	K	S
(cm)	mg/kg			
B/A 0-17	6,23	8,43	172,3	5,1
B2t ₁ 17-71	4,60	5,83	61,5	24,4
B2t ₂ 71 +110	5,83	5,83	41,73	24,3

En relación con los microelementos, las concentraciones de boro B y Cinc Zn son bajas en todo el perfil. Una concentración adecuada para boro y cinc debe ser mayor a 1,0 mg/kg. En cambio, los microelementos hierro Fe y manganeso Mn tienen concentraciones muy altas en todos los horizontes. Un comportamiento diferente exhibe el cobre Cu porque la concentración es alta en el primer horizonte y disminuye a niveles bajos en los dos horizontes subyacentes.

La ausencia de los horizontes orgánicos, interfiere en el funcionamiento del ciclaje de nutrientes. Los flujos que se movilizan desde los horizontes L, F y H se han interrumpido afectando el capital nutricional del suelo y la actividad de los microorganismos.

Tabla 8. Concentración de micronutrientes en el perfil de suelo de la comuna de Curepto

Esesor	B	Cu	Zn	Fe	Mn
(cm)	mg/kg				
B/A 0-17	0,35	1,87	0,24	38,6	94,07
B2t ₁ 17-71	0,19	0,20	0,04	8,3	25,19
B2t ₂ 71 +110	0,12	0,14	0,05	6,7	17,63

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) expresa la cantidad de cargas negativas que están disponibles en el suelo, principalmente en las arcillas y humus y que retienen nutrientes y agua. La baja actividad puede tener origen en la presencia de arcillas tipo 1:1 caolinitas.

Predomina en los tres perfiles un horizonte B diagnóstico kándico caracterizado por presentar una baja capacidad de retención de cationes, inferior a 16 cmol/kg. Este suelo presenta una capacidad de intercambio inferior a 10 cmol/kg, lo que se considera baja y es típica de suelos muy pobres.

La relación Ca/Mg en el perfil, fluctúa entre 2,63 y 1,90, lo que representa un bajo nivel de calcio respecto al magnesio.



La relación Ca/K es adecuada cuando es inferior a 30 y deficiente en potasio cuando esa relación supera el valor de 30. De acuerdo a la Tabla 7 en el tercer horizonte se observa una deficiencia de potasio.

Tabla 9. Capacidad de intercambio catiónico y cationes de intercambio en suelo de la comuna de Curepto

Espesor (cm)	CIC	Ca	K	Mg	Na	S. B (%)
		cmol+/kg				
B/A 0-17	5,02	3,06	0,52	1,16	0,13	97,9
B2t ₁ 17-71	6,86	4,55	0,16	1,92	0,09	97,9
B2t ₂ 71 +110	7,60	4,80	0,11	2,52	0,13	99,5

2.3 Dinámica de Las Transformaciones en Suelos Bajo los Fragmentos Boscosos de Ruil

El trabajo de Pedrasa (1989) en el sector de Empedrado, permitió conocer la dinámica nutricional de un bosque fragmentado, coetáneo, de 84 años. Aquí el componente principal es el ruil y está acompañado por hualo, roble y otras especies distribuidas en diferentes estratos. El capital nutricional del suelo no es muy elevado, debido a la interrupción del ciclaje de nutrientes causado por incendios periódicos y por la explotación de los árboles para madera, leña y carbón.

El suelo donde se asienta este bosque ha evolucionado a partir de roca metamórfica de gran espesor y estos procesos de meteorización continúan activos. El horizonte B es arcilloso y puede retener agua para alimentar la vegetación durante el periodo estival. Se desconoce la profundidad que pueden alcanzar las raíces de estos árboles. A modo de ejemplo en una investigación conducida por Schenk y Jackson (2002) demostró que, en el ecosistema estudiado por ellos, la mayoría de las raíces se encontraban en los primeros 100 cm y que otras se hallaban entre los 3 y 6 m y en ciertos casos hasta 20 m de profundidad.

La investigación desarrollada por Pedrasa (1989), permitió comparar el suelo con otro de origen similar, ubicado en el sector de La Montaña, comuna de Curepto. En este último, el bosque fue explotado y más adelante cambiado su uso forestal a uso agrícola. Las tres calicatas tenían sus perfiles truncados por la erosión desencadenada por la explotación del bosque, las quemas y el cambio de uso del suelo (Toro 2010). La capacidad de uso de este suelo es muy baja, presentando deficiencias nutricionales severas. Uno de los cambios más significativos ocurridos en este suelo, ha sido la modificación del horizonte *argílico* para transformarse en un horizonte *kándico*, donde la capacidad de intercambio catiónico CIC disminuyó en un 81% afectando significativamente la fertilidad del suelo.



Se ha propuesto estudiar los ecosistemas forestales considerando cuatro dimensiones, agregando a las dos tradicionales, una *dimensión espacial* para analizar profundidades mayores del perfil de suelo y una *dimensión temporal*, extendiendo el periodo de tiempo para desarrollar las investigaciones. El trabajo de Jenny (1980), ha servido como fundamento para utilizar las cuatro dimensiones en el desarrollo de estudios sobre ecosistemas forestales. Hoy, por restricciones de variada índole, las investigaciones deben acortarse en un plazo no superior a 2 o 3 años.

Si el objetivo central es evitar la extinción del ruil y de otras especies, habría que ampliar el actual enfoque metodológico para estudiar los ecosistemas y diseñar estrategias como las propuestas por investigadores como Jenny (1980), Richter y Markewitz (1995), Binkley (2015), Richter y Billings (2015). Ellos proponen agregar dos dimensiones al enfoque tradicional: la dimensión temporal y la profundidad física del suelo. La crítica que hizo Tansley (1935) acerca de los estudios de ecosistemas forestales que aplican una metodología reduccionista, continúa vigente.

Para fundamentar la incorporación de una tercera dimensión, que es la profundidad del suelo, Richter y Markewitz (1995) aportaron los resultados de una investigación que se realiza en la estación experimental Cahoun, en un ecosistema de pino taeda de 40 años. El material parental es parecido al que existe en la cordillera de la costa de la región del Maule y con una edad geológica muy similar. Los autores comunicaron que el horizonte C presenta un espesor superior a 8 m, y supera el espesor conjunto de los horizontes O, A y B. Este horizonte C muestra una mayor concentración de dióxido de carbono CO_2 , y de ácido carbónico H_2CO_3 , que los horizontes superiores y que el pH es inferior a 3,9. Este ambiente bioquímico influye en una alta tasa de meteorización del material parental. El estudio de los ciclos biogeoquímicos que ocurren dentro del suelo, de la actividad de los microorganismos en la zona de la rizósfera, del enraizamiento que se produce a mayores profundidades, puede aportar información valiosa para entender la evolución de los ecosistemas, para optimizar el manejo de los ecosistemas forestales, de las cuencas y para aumentar la resiliencia de todos ellos.

En las investigaciones sobre los bosques fragmentados de ruil y hualo-ruil y en general en todos los trabajos sobre ecosistemas forestales en Chile, la caracterización de los suelos se ha remitido principalmente a describir las propiedades físicas, químicas y biológicas de los perfiles dentro de los primeros 100 cm., sin tomar en cuenta las interrelaciones y procesos bioquímicos que se producen en la relación suelo-planta-atmósfera. Aunque el concepto de ecosistema es muy importante en ecología, todavía se separan sus componentes para estudiarlos en forma aislada. Para disminuir el riesgo de desaparición que enfrentan el ruil y el queule, sería útil el cambio de enfoque de los estudios, y adoptar los puntos de vista de investigadores quienes están sugiriendo otras metodologías desde hace más de cuatro décadas.



2.4 Bibliografía

Aguirre L. 1965. El basamento cristalino precámbrico. Págs. 6 – 18. In: C. Ruiz, L. Aguirre, J. Corvalán, C. Klohn, E. Klohn, B. Levi. Geología y yacimientos metalíferos de Chile. Instituto de Investigaciones Geológicas, Santiago. 305 pp.

Algeo T, R Berner, J Maynard, S Scheckler. 1995. Late Devonian oceanic anoxic events and biotic crises: "Rooted" in the evolution of vascular plants. Geological Society of America GSA Today 5(45): 44-56.

Binkley D. 2006. Soils in Ecology and ecology in soils. Section III Cap. III pág.: 259 -278. In: B. Warkentin (ed.). Footprints in the soil. 1st edition Amsterdam, the Netherlands: Elsevier Science. 572 pp.

Birkeland P. 1999. Soils and geomorphology. New York Oxford University Press. 3rd ed. 430 pp

Brady N, R Weil. 2008. The Nature and Properties of Soils 14th ed. Upper Saddle River NJ. Pearson Prentice Hall. 965 pp.

Buol S, F Hole, R Mccracken, R Southard. 1997. Soil genesis and classification. Iowa State University Press, Ames. 527 pp.

Bustamante R, C Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. Biodiversity and Conservation 7: 1607 – 1626.

Corvalán J. 1965. Geología de Chile. En: Geografía Económica de Chile CORFO. Santiago. Págs. 35-81.

Donoso C, E Landaeta. 1983. Ruil *Nothofagus alessandrii* a threatened Chilean tree species. Environmental Conservation 10: 159-162.

Gana P, F Hervé. 1983. Geología del basamento cristalino en la Cordillera de la Costa entre los ríos Mataquito y Maule, VII Región. Revista Geológica de Chile N°19-20: 35- 56

Gandolfo MA. 1994. Evolución del género *Nothofagus* blume basada en su morfología foliar comparada. Tesis de Doctor en Ciencias Biológicas Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 165 pp. http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_2638_Gandolfo.pdf

Hill RS. 1991. Tertiary *Nothofagus* (Fagaceae) macrofossils from Tasmania and Antarctica and their bearing on the evolution of the genus. Bot. J. Linn. Soc. 105: 73-112.

Hill R, M Dettmann. 1966. Origin and diversification of the genus *Nothofagus*. Cap. 2: 11 – 24. In Th. Veblen, R. Hill & J. Read (eds). The ecology and biogeography of *Nothofagus* forest. Yale University Press New Haven and London. 403 pp.

INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN DE RECURSOS NATURALES CORFO (IREN). 1964. Suelos: DeD scripciones Proyecto Aerofotogrametrico. Chile/O.E.A./ B.I.D. Pub. N° 22: 391 pp.



Jenny H. 1941. Factors of Soil Formation: A system of Quantitative Pedology. McGraw-Hill Co. 281 pp.

Jenny H. 1980. The Soil Resource. Origin and Behavior. Springer Verlag New York, Heidelberg Berlin. Vol. 37. 378 pp.

Kimmins J. 1997. Forest Ecology: A Foundation for Sustainable Management. 2nd Ed. Prentice Hall, Inc. 596 pp.

Landsberg J. 1986. Physiological Ecology of Forest Production. Academic Press, London Sydney. 198 p.

Maino V. 1996. La navegación del Maule; una conexión con el exterior 1794-1896. Ed. Los Diez. Santiago.

Mills B, S Batterman, K Field. 2017. Nutrient acquisition by symbiotic fungi governs Palaeozoic climate transition. Phil. Trans. R. Soc. B 373: 20160503.

Ormazabal C, I Benoit. 1987. El estado de conservación del género *Nothofagus* en Chile. Bosque 8(2): 109 – 120.

Pedrasa M. 1989. Producción de biomasa y circulación de nutrientes en un rodal de *Nothofagus alessandrii*. Tesis. Facultad de Ciencia Agrarias y Forestales. Universidad de Chile. Santiago. 112 p.

Peralta M. 1971. Suelos de Regiones Naturales de Conservación. Escuela de Ingeniería Forestal Facultad de Agronomía Universidad de Chile. Bol. Tec. 24: 50 pp.

Pinochet F. 1991. Los suelos forestales de la región del Maule. Revista Universum. Universidad de Talca, 6: 33-46.

Ramos V. 1989. The Birth of Southern South America. American Scientist 77(5): 444 – 450.

Reuter D, J Robinson (eds). 1997. Plant Analysis, an Interpretation Manual. Second Ed. Collingwood, Vic.: CSIRO Publishing. Australia 572 pp.

Richter D, D Markewitz. 1995. How deep is soil? Bioscience 45, (9): 600-609

Richter D, S Billings. 2015. One Physical System: Tansley's ecosystem as Earth's critical zone. *New Phytologist* 206 (3): 900-912.

Rivera M, M Valdés. 1984. Movimiento de nitrógeno en *Nothofagus alessandrii* y *N. glauca*. Seminario de Título en Biología. Departamento de Biología y Química. Fac. de Ciencias, Universidad de Talca, Talca. 44 pp.

Roberts RC, C Díaz. 1959/1960. Los grandes grupos de suelos en Chile. Agricultura Técnica 19/20: 7 – 399.

Sanchez P. 1994. Tropical soil fertility: towards the-second paradigm. Transactions of 15th



World Congress of Soil Science. Inaugural and State of the Art. Conference Symposia International Society of Science Soil. Acapulco, México. 1: 65-68.

San Martín J, V Mourgues, A Villa, C Carreño. 1991. Catastro actualizado de la distribución y estado de conservación de los bosques de ruil en la VII Región. Informe Proyecto de Investigación y Desarrollo Forestal. CHI/89/003 Corporación Nacional Forestal. 30 pp y anexo de cartas.

San Martín J, C Sepúlveda. 2002. Diagnóstico del estado actual de los fragmentos de *Nothofagus alessandrii*, "Ruil", Fagaceae (Nothofagaceae) de la Región del Maule, Chile Central.

San Martín J, C Donoso. 1995. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile. In: Armesto JJ, C Villagrán & MK Arroyo (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. Pág. 153-168.

Satoo T, H Madgwick. 1982. Forest biomass. Forestry sciences. Springer, Netherlands. 182 pp.

Schenk H, R Jackson. 2002. Rooting depths, lateral root spreads and belowground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. Journal of Ecology 90: 480-494.

SERNAGEOMIN. 2003. Mapa geológico de Chile. Publicación geológica digital, No. 4 (CDROM, versión 1.0). Servicio Nacional de Geología y Minería, Santiago, Chile.

Smith-Ramírez C. 2004. The Chilean Coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. Biodiversity and Conservation 13: 373-393. Kluwer Academic Publisher. Printed in the Netherlands.

SOIL CONSERVATION SERVICE. 1975. Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Service U.S. Department of Agriculture. 754 pp.

SOIL SURVEY STAFF. 1999. Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. 2nd ed. Agric. Handb. No. 436, USDA Natural Resources Conserv. Serv., Washington, D.C., U.S. Govt. Print. 886 pp.

SOIL SURVEY STAFF, 2006. Keys to Soil Taxonomy, 10th edition., United States Department of Agriculture, Washington. D.C. USA. 341 pp.

Stolpe N. 2006. Descripciones de los Principales Suelos de la VIII Región de Chile. Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción, 84 pp.

Tansley AG. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16: 284-307.

Toro J. 2010. Suelos Predio la Montaña – Curepto. Informe Pp 58-66. In: I. Quiroz. Establecimiento de especies nativas en la comuna Curepto, predio la Montaña. Instituto Forestal, Sede Concepción

Toro J. 2021. Suelos bajo los bosquetes de Ruil. 21 pp Cap. X In: José San Martín (Eds.) Los bosques relictos de Ruil; Ecología, diversidad y experiencias en restauración. En preparación.



Ugolini F, R Edmonds. 1983. Soil Biology. I. Concepts and Interactions. Pág. 193 - 231 In: L. Wilding, N. Smeck and G. Hall (eds). Pedogenesis and Soil Taxonomy Elsevier Science Publisher, Amsterdam, The Netherlands.

Veblen T, K Young, A Orme (eds). 2007. The physical geography of South America. Edited by Oxford University Press, Inc. 448 pp.

Veit H, K Garleff. 1995. Evolución del paisaje cuaternario y los suelos en Chile Central-Sur. In: J. Armesto., C. Villagrán y M. Kalin Arroyo, (Eds.). Ecología de los bosques nativos de Chile. Ed. Universitario, Santiago. 477 pp.

Villagrán C, P Moreno, R Villa. 1995. Antecedentes palinológicos acerca de la historia cuaternaria de los bosques chilenos. Cap. 3. In J. Armesto, C. Villagrán y M. Kalin Arroyo (Eds.). Ecología de los bosques nativos de Chile. Ed. Universitario. Santiago, Chile.

Waring RH, WH Schlesinger. 1985. Forest ecosystems: concepts and management. Richard H. Waring and William H. Schlesinger. Academic Press, London, 340pp.



3. ORGANIZACIÓN VERTICAL DE LA ESTRUCTURA FLORÍSTICA Y VEGETACIONAL DE RUILARES

José San Martín A.; Pedro Garrido V. y Persy Gómez de la F.

3.1 Estructura Vertical de los Bosques de Ruilares

Uno de los atributos estructurales de los bosques nativos con una composición mixta es la diferente ubicación de las especies en la dimensión vertical. Estos niveles representan categorías de altura evidenciando la estrategia diferenciada en la captura de los recursos (Lusk y Ortega 2003). El ordenamiento espacial de las especies en el plano vertical determina la formación de niveles, capas o estratos reflejando un desarrollo complejo del bosque.

A pesar de la alteración física en los bosques de ruil en algunos de ellos aún se evidencia la condición de una disposición multiestratificada de las especies como también en el tipo y diversidad en el ordenamiento espacial y temporal (Aguirre *et al.* 2003). En la composición se destaca el carácter multiespecífico (Gómez, 2019) con participación de un promedio cercano a treinta especies por inventario expresada como diversidad alfa. El tipo de especies de los bosques de ruil está definido también por el origen del bosque y arribo ligado a eventos geológicos y paleoclimáticos (Troncoso *et al.* 1988) y en la actualidad por la influencia de la acción del hombre y el cambio climático. Cada especie contribuye con unos pocos o varios individuos con edades diferentes definiéndose como bosque de estructura multietánea, disetánea o incoetánea. En la estructura vertical las especies se organizan ocupando una definida posición en respuesta al patrón de crecimiento, microclima interior y las interacciones interespecíficas en las capas, niveles o estratos. Los bosques de ruil presentan una organización vertical y una heterogeneidad propia de una complejidad ecosistémica definiendo una estructura compleja. La observación de los ecosistemas de ruil sugieren que tanto la organización vertical como la horizontal y la composición están influidas por factores de origen antrópico por sobre los procesos naturales de dinámica sucesional.

Fisionómicamente los ruilares están definidos por la abundancia de ruil que domina en cobertura y crecimiento no como única especie sino asociada a otras siempreverdes que se visibilizan en el período otoño-inverno cuando ruil pierde sus hojas dado su carácter caducifolio. En la dinámica de crecimiento los árboles del bosque pasan por los diferentes estratos del bosque. Así es que, en el estado de plántulas, por ejemplo, ocupan el estrato herbáceo, luego el arbustivo y finalmente el arbóreo dominante (San Martín, 2019).

En los párrafos siguientes se analiza la estructura de los ruilares según la organización vertical y composición de cada uno de los estratos distinguiendo: estrato arbóreo, arbustivo,



herbáceo, y musinal (revisar capítulo de plantas epífitas no vasculares en el texto) interconectados por trepadoras. La focalización es en las especies nativas y endémicas de cada estrato y no en las introducidas dado que no pertenecen a la estructura del bosque.

3.1.1 Estrato arbóreo

El estrato arbóreo está definido por la forma de crecimiento árbol fisionómicamente dominante con la mayor altura vertical. El conjunto de las copas, configuran un dosel o cobertura que al interceptar la insolación, viento y lluvia mantienen un microclima interno con niveles térmicos, humedad relativa y radiación diferentes al exterior. El bosque y su microclima interior representan un hábitat para otras especies dando origen a un ecosistema perdurable en el tiempo (San Martín y Gómez, 2007). La cobertura de copa es usada también para definir y delimitar el concepto de bosque como “terreno con una cubierta de copas de árboles de más de un 20% de la superficie” (FAO, 1992 citado por Pérez 2002). Este estrato y la dominancia de una o más especies define su nombre informal como bosque de hualo, bosque de ruil, bosque de raulí, bosque de coigüe, etc. Así mismo la altura de crecimiento de los ejemplares arbóreos, sus edades y funcionalidad foliar contribuyen a su caracterización como bosques de 30 m de altura, bosque de 200 años, bosques caducifolios o bosques siempreverdes. La dominancia de una o más especies en función de su tamaño, cobertura o densidad, así como la posición ecológica y topográfica representan los criterios para la tipificación de los bosques nativos del país como tipos forestales en los cuales ruil se incluye en el Tipo Forestal Roble-Hualo costero señalado como bosquetes o bosquesillos de *Nothofagus alessandrii* “ruil” (Donoso 1981a). Una descripción general del ambiente físico y biológico lo aporta Donoso así como la autoecología (1981b, 2006).

De las 123 especies de árboles nativos citados para Chile (Rodríguez *et al.* 1983), en la Región del Maule se encontrarían 64 (52%) (San Martín y Gómez 2007) de las cuales 33 (51,6 %) integran el estrato arbóreo de los bosques de ruiles, incluido el híbrido *Nothofagus leonii* “huala” (Donoso 1971, Donoso y Landrum 1976) (Tabla I). La focalización del análisis de la composición del dosel arbóreo es en las especies nativas.

En el ambiente se puede observar que a causa de la matriz de plantaciones forestales circundantes los ruilares están en un proceso de invasión biológica por especies arbóreas exóticas o introducidas como *Pinus radiata* “pino” y *Eucalyptus globulus* “eucalipto” y, en algunos sitios, *Acacia dealbata* “aromo chileno” (San Martín y Donoso 2006). Estas especies son categorizadas como invasoras (Pauchard *et al.* 2008, Aguilera *et al.* 2015, Gómez *et al.* 2011, 2012, 2019) y de ellas la mejor respuesta regenerativa la tiene *Pinus* (Gómez y Garrido 2018) por sus atributos de alta productividad de semillas y eficiente dispersión por anemócora y ausencia de predadores o controladores biológicos. En el presente análisis no se incluyen los elementos invasores mencionados, pero una mayor descripción se presenta en el capítulo de invasiones biológicas).

En la estructura del dosel de los bosques de ruiles, y según el origen biogeográfico, participan 18 especies nativas (54,5 %) y 15 endémicas (45,5 %). Como endémicas de Chile central están *Nothofagus alessandrii* “ruil”, *N. glauca* “hualo” y el híbrido *N. leonii* “huala” (Tabla 1 y Figura 1)



Desde el punto de vista de la funcionalidad de las hojas prevalecen las siempreverdes con 27 especies (81,80 %) y sólo 6 caducifolias (18,20 %) (Tabla 1 y Figura 2).

Sin embargo, a nivel del paisaje dominan los elementos de hojas caducas con *N. alessandrii* "ruil", *N. glauca* "hualo", *N. obliqua* "roble" y el híbrido *N. leonii* "huala" y a niveles del dosel superior se agregan elementos siempreverdes de tipo mésico y esclerófilo seguido de las caducifolias *Aristotelia chilensis* "maqui" y *Embothrium coccineum* "notro". Esta última especie ocupa el estrato arbustivo.

Tabla 1. Catálogo de las especies arbóreas nativas y endémicas del estrato arbóreo de los bosques de ruil (E) según familia (F), funcionalidad foliar (FF), origen biogeográfico (O) y hábitat (H), mésico (M), xérico-esclerófilo (E) e higrófilo (Hi).

E	F	FF	O	H
<i>Nothofagus alessandrii</i>	Nothofagaceae	Caducifolia	Endémico	M
<i>Nothofagus glauca</i>	Nothofagaceae	Caducifolia	Endémico	M
<i>Nothofagus obliqua</i>	Nothofagaceae	Caducifolia	Nativo	M
<i>Nothofagus leonii</i> x	Nothofagaceae	Caducifolia	Endémico	M
<i>Nothofagus dombeyi</i>	Nothofagaceae	Siempreverde	Nativo	M
<i>Aristotelia chilensis</i>	Elaeocarpaceae	Caducifolia parcial	Nativo	E
<i>Embothrium coccineum</i>	Proteaceae	Caducifolia parcial	Nativo	M
<i>Aextoxicon punctatum</i>	Aextoxicaceae	Siempreverde	Nativo	M
<i>Amomyrtus luma</i>	Myrtaceae	Siempreverde	Nativo	M
<i>Archidasyphyllum diacanthoides</i>	Asteraceae	Siempreverde	Nativo	M
<i>Azara integrifolia</i>	Salicaceae	Siempreverde	Endémico	E
<i>Citronella mucronata</i>	Cardiopteridaceae	Siempreverde	Endémico	E
<i>Cryptocarya alba</i>	Lauraceae	Siempreverde	Endémico	E
<i>Drimys winteri</i>	Winteraceae	Siempreverde	Nativo	Hi
<i>Escallonia pulverulenta</i>	Escalloniaceae	Siempreverde	Endémico	E
<i>Gevuina avellana</i>	Proteaceae	Siempreverde	Nativo	M
<i>Griselinia jodiniifolia</i>	Griselinaceae	Siempreverde	Endémico	M
<i>Kageneckia oblonga</i>	Rosaceae	Siempreverde	Endémico	E
<i>Laurelia sempervirens</i>	Atherospermataceae	Siempreverde	Endémico	M
<i>Lithrea caustica</i>	Anacardiaceae	Siempreverde	Endémico	E
<i>Lomatia dentata</i>	Proteaceae	Siempreverde	Nativo	M
<i>Lomatia ferruginea</i>	Proteaceae	Siempreverde	Nativo	Hi
<i>Lomatia hirsuta</i>	Proteaceae	Siempreverde	Nativo	M
<i>Luma apiculata</i>	Myrtaceae	Siempreverde	Nativo	M
<i>Luma chequen</i>	Myrtaceae	Siempreverde	Endémico	Hi



E	F	FF	O	H
<i>Maytenus boaria</i>	Celastraceae	Siempreverde	Nativo	E
<i>Myrceugenia exsucca</i>	Myrtaceae	Siempreverde	Nativo	Hi
<i>Persea lingue</i>	Lauraceae	Siempreverde	Nativo	M
<i>Peumus boldus</i>	Monimiaceae	Siempreverde	Endémico	E
<i>Pitavia punctata</i>	Rutaceae	Siempreverde	Endémico	M
<i>Podocarpus saligna</i>	Podocarpaceae	Siempreverde	Endémico	M
<i>Quillaja saponaria</i>	Quillajaceae	Siempreverde	Nativo	E
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	Verbenaceae	Siempreverde	Nativo	M

La riqueza de 33 especies arbóreas más un híbrido está en relación con la topografía, la humedad del hábitat, la integridad del bosque y la regulación extractiva.

De este modo, hacia el extremo norte de la distribución de ruil (Curepto) en ambiente más cálido y seco la diversidad de árboles es menor respecto a la cantidad observada en la parte media (Constitución) así como en Empedrado y Chanco donde aumenta la diversidad. En Curepto son frecuentes los árboles esclerófilos como *Lithrea caustica* "litre", *Quillaja saponaria* "quillay", *Azara integrifolia* "corcolén", *Peumus boldus* "boldo".

En sitios protegidos y sustrato húmedo como quebradas y laderas de exposición sur y variantes, se encuentran las especies siempreverdes de hábitat méxico como *Laurelia sempervirens* "laurel", *Nothofagus dombeyi* "coigüe", *Persea lingue* "lingue", *Guevuina avellana* "avellano", *Lomatia dentata* "avellanillo", *Lomatia hirsuta* "radal", *Embothrium coccineum* "notro", etc. Luego en suelos mullidos y con brotes de agua se agregan elementos higrofilos como *Lomatia ferrugínea* "romerillo", *Myrceugenia exsucca* "pitra", *Luma chequen* "chequén" y *Drimys winteri* "canelo" (Olivares et al. 2005).

Desde el punto de vista ecológico en base a la relación de las plantas con el agua y los factores de suelo y clima (Warming 1895 citado por Daubenmire (1988) es posible determinar hábitat xerófito, higrofito y mesófito. De acuerdo a ello, las especies del estrato arbóreo en el bosque de ruil incluyen elementos méxicos con 19 especies (57,6 %), seguido de 10 esclerófilos (30,3) y 4 higrofilos (12,1 %) (Tabla 1 y Figura 3).

La altura de crecimiento de los árboles depende del sitio y la perturbación estimándose un promedio para ruil y hualo de 25 a 30 m. En laderas y quebradas la copa presenta cobertura homogénea. En general el estrato superior es dominado por *N. alessandrii* "ruil" y en algunas situaciones la dominancia es compartida con hualo que es lo típico del bosque maulino costero.

Sin embargo, a causa de las diferencias del crecimiento en altura de los árboles se observa una disposición vertical de copas en dos estratos: uno superior y otro intermedio.

El estrato superior es ocupado por elementos caducifolios como *N. alessandrii* "ruil", *N. glauca* "hualo", el híbrido *N. leonii* "huala", *N. obliqua* "roble" y en las quebradas húmedas las especies siempreverdes *N. dombeyi* "coigüe" y *Laurelia sempervirens* "laurel". También en este



estrato participan elementos esclerófilos como *Cryptocarya alba* "peumo" y *Quillaja saponaria* "quillay". En el nivel intermedio del dosel se pueden encontrar especies siempreverdes de las proteáceas *Gevuina avellana* "avellano", *Lomatia dentata* "avellanillo" y *Lomatia hirsuta* "radal", seguido de *Persea lingue* "lingue", *Azara integrifolia* "corcolén", *Archidasyphyllum diacanthoides* "trevo", *Lithrea caustica* "litre", *Peumus boldus* "boldo", *Kageneckia oblonga* "bollén", *Maytenus boaria* "maitén", *Escallonia pulverulenta* "corontillo", *Citronella mucronata* "naranjillo" (Rodríguez y Quezada 2003, San Martín *et al.* 2006). En sitios húmedos o protegidos es posible encontrar *Pitavia punctata* "pitao" y *Podocarpus saligna*, "mañío de hoja larga".

Por otro lado, y a causa de que en el plano horizontal los árboles muestran espaciamiento, excepcionalmente el dosel puede alcanzar el cierre de copa (100 % de cobertura de suelo). La situación más frecuente es que la cobertura sea de 70 a 80 %, es decir, los bosques de ruiles no son sombríos favoreciendo la entrada de radiación solar con mayor calentamiento del suelo y por caída de las hojas una ventilación interior en el período de receso. Tal organización del bosque favorece el desarrollo de especies herbáceas y arbustivas.

Considerando como criterio el tipo de hábitat en la composición del estrato arbóreo se encuentran especies méxicas, esclerófilas e higrófilas.

Con la menor representatividad se encuentran árboles de ambientes húmedos o higrófilos, en suelos saturados de agua como *Myrceugenia exsucca* "pitra", *Luma chequen* "chequén", *Lomatia ferrugínea* "romerillo", *Drimys winteri* "canelo", *Pitavia punctata* "pitao" y *Nothofagus dombeyi* "coigüe". Esta última especie por su altura de crecimiento y desarrollo de copa monopoliza el espacio desplazando a las otras. Este grupo higrófilo y azonal, junto a otras especies, forman unidades siempreverdes ubicadas en depresiones de la cordillera de la costa y también en suelos planos del valle central, tales como los bosques de canelo y Mirtáceas, localmente conocidos como "Montes" (San Martín *et al.* 1988).

Luego en sitios más secos o xéricos se agregan especies esclerófilas propias de un ambiente mediterráneo entre ellas 10 especies como *Citronella mucronata* "naranjillo", *Kageneckia oblonga* "bollén", *Lithrea caustica* "litre" (Figura 3), *Quillaja saponaria* "quillay" (Figura 4), *Azara integrifolia* "corcolén", *Cryptocarya alba* "peumo", *Aristotelia chilensis* "maqui", *Peumus boldus* "boldo", *Maytenus boaria* "maitén" y *Escallonia pulverulenta* "corontillo". La alta diversidad de especies esclerófilas en los ruilares representa una invasión del bosque original (San Martín & Sepúlveda 2002). Este avance de las especies esclerófilas hacia los bosques de ruiles es histórica iniciándose a fines del mioceno medio y, supuestamente, con inicio del clima mediterráneo (Villagrán y Hinojosa 1997).

La presencia de elementos esclerófilos propios de clima mediterráneo en bosques antiguos y relictos como en los fragmentos de ruiles sugiere la hipótesis que los fragmentos y el bosque se encontrarían en un estado de transición sucesional hacia una vegetación esclerófila. Este proceso puede potenciarse por una eventual limitación de la competencia de los ruiles, la disminución de la superficie de los fragmentos y la influencia del cambio climático.



Finalmente el grupo de ambiente mésico participa con 19 especies con cinco *Nothofagus*, cuatro proteaceae, agregándose *Laurelia sempervirens* “laurel”, *Archidasyphyllum diacanthoides* “trevo”, *Pitavia punctata* “pitao”, *Podocarpus saligna* “maño de hoja larga”, *Aextoxicon punctatum* “olivillo”, *Griselinia jodinifolia* “patagua valdiviana”, *Amomyrtus luma* “luma”, *Luma apiculata* “arrayán”, *Rhaphithamnus spinosus* “espino negro” y *Persea lingue* “lingue” (San Martín & Ramírez 1986, San Martín *et al.* 2013).

Desde el punto de vista biogeográfico en las especies arbóreas de los ruilares participan elementos endémicos, neotropicales y austral – antártico (Villagrán 2018). *Nothofagus* tendría un origen austral-antártico y supuestamente, algunas especies migraron hacia Chile central. La ubicación de las especies está asociada a una unidad biogeográfica descrita como Provincia de Chile central y Distrito Maulino con el encuentro de la Región Neotropical y Región Antártica (Cabrera y Willink 1973). Para el Distrito Maulino se destaca el carácter transicional de los bosques con la presencia especies de *Nothofagus* endémicos entre ellos *N. alessandrii* “ruil” y *N. leonii* “huala” y elementos del bosque valdiviano, *Aextoxicon punctatum* “olivillo”, *Archidasyphyllum diacanthoides* “trevo”, *Laurelia sempervirens* “laurel” y *Nothofagus dombeyi* “coihue”. Estas especies son características en ruiles de la microcuenca del río o estero Curanilahue del extremo sur de la distribución de la especie (Chanco) y su presencia recuerda al bosque valdiviano. Se agregan también elementos de origen tropical como *Cryptocarya alba*, *Persea lingue*, *Citronella mucronata* y otras subtropicales. Al grupo anterior se agregan árboles esclerófilos como *Luma apiculata* y *Azara integrifolia*, arbolito frecuente en rodales degradados.

Como especies arbóreas de antiguo origen y linajes con paleoflora gondwanica están *Nothofagus* junto a las Proteaceae *Gevuina avellana* “avellano”, *Lomatia dentata* “avellanillo” (Figura 1), *Lomatia hirsuta* “radal” (Figura 2) y *Drimys winteri* “canelo” (Hinojosa y Villagrán 1997, San Martín *et al.* 2006, Villagrán 2018).

Finalmente, el cambio climático genera un impacto global que atenta contra la persistencia e integridad de los ruilares así como para la vegetación nativa con sequía y modificaciones en el patrón de las precipitaciones (Muñoz-Sáez *et al.* 2021) aunque ya los efectos en el bosque esclerófilo de la zona central se hacen notar y describen como pardeamiento o browning (Miranda *et al.* 2020). En este ambiente se favorece el avance de las especies del bosque esclerófilo. Más aún, producto de este fenómeno, se estima que el género *Nothofagus*, decrecería de 98.000 a 87.000 km², y donde *N. alessandrii* (ruil) también disminuiría en superficie y problemas en su regeneración sexual (Alarcón & Cavieres 2015).





Figura 4. *Lomatia dentata* gondwánica



Figura 5. *Lomatia hirsuta* gondwánica



Figura 6. *Lithrea caustica* esclerófila



Figura 7. *Quillaja saponaria* esclerófila



Figura 8. *Azara integrifolia* esclerófila



Figura 9. *Luma apiculata* méxico



3.1.2 Estrato arbustivo

El estrato arbustivo incluye especies propias de la estructura de los bosques de ruil y que no se encuentran en la matriz o entorno. Los arbustos son especies leñosas aquí delimitadas hasta 3 m de altura, aunque en climas óptimos se extienden a 5 m (FAO 1998) y contribuyen a la complejidad de la estructura del bosque siendo dependientes del hábitat o microambiente y de la cobertura de copas. Su composición, naturaleza de las especies, distribución y ecología es una oportunidad para caracterizar el estado de conservación e integridad física y ecología del ecosistema bosque. En el lenguaje popular los arbustos se identifican con el nombre de matas y que incluye a los árboles en la etapa juvenil.

El estrato arbustivo junto a herbáceas y trepadoras de bajo crecimiento (menor que un arbusto) son parte también de la estructura del sotobosque. El sotobosque es definido como la comunidad de especies de hierbas, arbustos, trepadoras e incluso pequeños árboles con desarrollo cerca del suelo y bajo el dosel del bosque (Olivares 2018) y resumidas como formas de vida hemicriptófitos y fanerófitos (Promis *et al.* 2013).

De acuerdo a los inventarios históricamente realizados en los bosques de ruiles, el tipo, diversidad y riqueza de especies está en relación con la frecuencia e intensidad de la perturbación. Cuando la cobertura del dosel es degradada y baja la densidad poblacional de los árboles aumenta la cantidad poblacional de arbustos junto con el cambio de la composición del sotobosque. Tal proceso, ecológicamente descrito como efecto de borde (Romero-Torres y Varela 2011) y explicado por avance de la matriz hacia el interior del bosque dentro de los cuales los más vulnerable son los fragmentos de ruil. En ruiles el efecto de borde muestra diferencias. Si la matriz circundante es matorral o bosque esclerófilo los cambios del sotobosque a nivel del borde son mayores respecto de si la matriz es una plantación. En la región costera maulina los bosques y fragmentos de ruil, en general, están inmersos en plantaciones forestales (Bustamante *et al.* 2005) con ausencia de una franja transicional o ecotono entre el bosque nativo y la plantación. Este hecho sugiere que la dinámica del efecto de borde es mínima lo cual contribuye a la persistencia de la composición del sotobosque, es decir, tiende a estabilizarse.

De acuerdo a los inventarios florísticos históricos en ruiles se ha encontrado una riqueza de 41 especies arbustivas nativas y endémicas que comparado con otros bosques no es menor (Tabla 2) pudiendo incluso desarrollarse bajo plantaciones de *Pinus* (Gómez *et al.* 2009). En este resultado se excluyen las especies de origen introducido o exóticas como *Rosa rubiginosa* "rosa mosqueta", *Teline monspessulana* "retamillo" y *Cytissus striatus* "retamo", siendo tratadas algunas de ellas en el capítulo de invasiones biológicas de este texto. Así mismo se omiten las especies arbóreas y trepadoras que en una etapa de su crecimiento ocupan el estrato arbustivo.

Los arbustos presentan una mayor diversidad, distribución y cobertura de suelo en bosques de ruil semiabierto y donde la radiación lumínica es superior respecto a otro bosque con dosel cerrado.

La distribución horizontal y abundancia de las especies de arbustos está en relación con la iluminación que entra al bosque y el grado de conservación. Esta situación se observa



en bosques y fragmentos de ruil aislados por las plantaciones donde son favorecidas especies como *Gaultheria insana* (Figura 1) y *Ugni molinae* (Figura 2) a veces mezcladas y otras segregadas. Ambos elementos son frecuentes y característicos del bosque maulino creciendo en forma abundante también en bosques de hualo, *Notohofagus glauca*.

El análisis biogeográfico de las especies arbustivas indica la participación de 23 endémicas (56,1 %) seguido de 18 nativas (43,9 %). Este alto número de especies leñosas de arbustos junto con los árboles contribuye a validar la hipótesis de refugio que a la latitud de los 35° por efecto de la glaciación produjo reducción de los bosques dejando en el área costera un elevado número de endemismos respecto a otras zonas del país (Armesto *et al.* 1994).

Las especies del estrato arbustivo más frecuentes de encontrar son *Gaultheria insana* y *Ugni molinae*. Otros elementos son *Sophora macrocarpa* (Fotografía 3), *Viola portalesia* (Fotografía 4), *Ribes punctatum*, *Myoschilos oblongum* (Fotografía 5), *Gaultheria phillyreifolia*, *Senna stipulacea* (Fotografía 6), *Tristerix corymbosus* como hemiparásito en *Aristotelia chilensis*, *Azara integrifolia* y con escaso número de individuos, *Myrceugenia obtusa* (Fotografía 7). En sitios húmedos con suelo saturado *Fuchsia magellanica* (Fotografía 8), *Azara serrata* (Fotografía 9), *Escallonia rubra* y *Desfontainia fulgens* (Fotografía 10). En sitios asoleados y márgenes del bosque son frecuentes *Podanthus ovatifolius* (Fotografía 11), *Retanilla ephebra*, *Colliguaya dombeyana*, *Colliguaya odorífera*, *Myoschilos oblongum*, *Calceolaria dentata* (Fotografía 12), *Calceolaria integrifolia*, *Calceolaria meyeniana*, *Colletia ulicina* (Fotografía 13), *Colletia hystrix*, *Acrisione denticulata*, *Gochnatia foliolosa* (Fotografía 14), *Eupatorium glechonophyllum*, *Eupatorium salvia*, *Gardoquia multiflora*, *Baccharis concava*, *B. racemosa*, *B. linearis* y *Teucrium bicolor* (Fotografía 15). Entre los arbustos raros se encuentran *Scutellaria valdiviana*, *Ugni candollei*, *Sarmienta scandens*, *Mitraria coccinea*, *Adesmia elegans*, *Adesmia bijuga* (Fotografía 16), *Jovellana violaceae*, *Solanum crispum* y *Tepualia stipularis*.

Tabla 2. Lista de especies arbustivas inventariadas en bosque de ruil según familia, posición en el bosque y origen biogeográfico.

Especie	Familia	Posición en bosque	Origen
<i>Acrisione denticulata</i>	Asteraceae	Borde	Nativa
<i>Adesmia bijuga</i>	Fabaceae	Borde	Endémica
<i>Adesmia elegans</i>	Fabaceae	Interior	Endémica
<i>Azara serrata</i>	Salicaceae	Interior	Endémico
<i>Baccharis concava</i>	Asteraceae	Borde	Endémico
<i>Baccharis linearis</i>	Asteraceae	Borde	Nativo
<i>Baccharis racemosa</i>	Asteraceae	Borde	Nativo
<i>Calceolaria dentata</i>	Calceolariaceae	Claros y borde	Nativo
<i>Calceolaria integrifolia</i>	Calceolariaceae	Claros y borde	Nativo
<i>Calceolaria meyeniana</i>	Calceolariaceae	Claros y borde	Endémico



Especie	Familia	Posición en bosque	Origen
<i>Chiropetalum berterianum</i>	Euphorbiaceae	Interior	Endémico
<i>Colletia ulicina</i>	Rhamnaceae	Borde y claros	Endémico
<i>Colliguaya dombeyana</i>	Euphorbiaceae	Borde	Endémico
<i>Colliguaya odorifera</i>	Euphorbiaceae	Borde	Endémico
<i>Desfontainia fulgens</i>	Columelliaceae	Borde	Nativo
<i>Escallonia rubra</i>	Escalloniaceae	Borde e interior	Endémico
<i>Eupatorium glechonophyllum</i>	Asteraceae	Borde	Nativo
<i>Eupatorium salvium</i>	Asteraceae	Borde	Endémico
<i>Fuchsia magellanica</i>	Onagraceae	Borde e interior	Nativo
<i>Gardouquia multiflora</i>	Lamiaceae	Borde	Endémico
<i>Gaultheria insana</i>	Ericaceae	interior	Nativo
<i>Gaultheria phillyreifolia</i>	Ericaceae	Interior	Nativo
<i>Gochnatia foliolosa</i>	Asteraceae	Borde	Nativo
<i>Griselinia jodinifolia</i>	Griselinaceae	Borde	Endémico
<i>Jovellana violaceae</i>	Calceolariaceae	Borde	Endémico
<i>Mitraria coccinea</i>	Gesneriaceae	Interior	Nativo
<i>Myoschilos oblongum</i>	Santalaceae	Borde	Nativo
<i>Myrceugenia obtusa</i>	Myrtaceae	Borde e interior	Endémico
<i>Podanthus ovatifolius</i>	Asteraceae	Borde	Endémico
<i>Retanilla ephedra</i>	Rhamanaceae	Borde	Endémico
<i>Ribes punctatum</i>	Grossulariaceae	interior	Nativo
<i>Sarmienta scandens</i>	Gesneriaceae	Borde	Endémico
<i>Scutellaria valdiviana</i>	Lamiaceae	Interior	Endémico
<i>Senna stipulaceae</i>	Fabaceae	Interior	Endémico
<i>Solanum crispum</i>	Solanaceae	Borde e interior	Nativo
<i>Sophora macrocarpa</i>	Fabaceae	Borde e interior	Endémico
<i>Tepualia stipularis</i>	Myrtaceae	Borde	Nativo
<i>Teucrium bicolor</i>	Lamiaceae	Borde y claros	Endémico
<i>Tristerix corymbosus</i>	Loranthaceae	Borde y claros	Nativo
<i>Ugni candollei</i>	Myrtaceae	Interior	Endémico
<i>Ugni molinae</i>	Myrtaceae	Interior	Nativo
<i>Viola portalesia</i>	Violaceae	Borde e interior	Endémico





Figura 9. *Gaultheria insana*



Figura 10. *Ugni molinae*



Figura 11. *Sophora macrocarpa*



Figura 12. *Viola portalesia*



Figura 13. *Myoschilos oblongum*



Figura 14. *Senna stipulacea*





Figura 15. *Myrceugenia obtusa*



Figura 16. *Fuchsia magellanica*



Figura 17. *Azara serrata*



Figura 18. *Desfontainia fulgens*



Figura 19. *Podanthus ovatifolius*



Figura 20. *Calceolaria dentata*





Figura 21. *Colletia ulicina*



Figura 22. *Gochnatia foliolosa*



Figura 23. *Teucrium bicolor*



Figura 24. *Adesmia bijuga*

3.1.3 Trepadoras

Las trepadoras representan un grupo de plantas características tanto en bosques tropicales como templados y popularmente se engloban con el nombre de enredaderas. Inicialmente la tendencia del concepto fue diferenciar entre lianas y trepadoras. Es así como las lianas incluían plantas sin estructuras adherentes o sujetadoras que pueden elevar su crecimiento por flexibilidad de sus tallos los cuales rodeaban al soporte, mientras las trepadoras incluían plantas que alcanzaban altura con ayuda de órganos de sujeción especiales. En la actualidad ambos términos se emplean como sinónimos dejando de lado las diferencias entre ellas.

Al establecerse y crecer bajo el dosel arbóreo las trepadoras resuelven el problema de alcanzar la luz con adaptación estratégica de la morfología y fisiología con un crecimiento que les permite alcanzar altura apoyándose en otras plantas arbustivas o arbóreas próximas al punto de origen. Pueden incluso alcanzar la altura de los árboles. También pueden hacerlo en soportes inertes como rocas, piedras o fustes de árboles muertos en pie (Gonzá-



lez 2010, Winkler 2014). La estrategia de las trepadoras de requerir un apoyo y necesidad de contacto físico con el soporte sugiere una dependencia y encasillamiento como parásitos estructurales (Stevens 1987). En algunos casos pueden cubrir el dosel del bosque en su etapa de crecimiento como *Muehlenbeckia hastulata* “quilo” en bosques higrófilos.

Se ha encontrado que la distribución y abundancia de trepadoras estaría relacionada con la disponibilidad de luz considerándose como especies luz demandante lo cual explicaría su ausencia cuando el dosel es cerrado, así como su opción de desarrollo en el borde o cuando el bosque es semiabierto como es el caso de los ruilares. Igualmente, el desarrollo dependería de la edad del hospedero, dado que en árboles de grandes diámetros del tronco las trepadoras bajan en cantidad y diversidad (González 2010) respecto a bosques jóvenes o en renovales. Para bosques templados lluviosos del sur del país se ha observado que las trepadoras muestran tolerancia diferencial a la falta de luz, así como opción por un forófito u hospedero y con abundancia en bosques primarios respecto a los secundarios (Pincheira-Ulbrich 2011) prefiriendo bosques siempreverdes respecto a los caducifolios

Para potenciar el apoyo en el hospedero las trepadoras además de su alta tasa de crecimiento desarrollan estructuras de sujeción como espinas, zarcillos foliares o caulinares, raíces adventicias, haustorios o simplemente yacer en el soporte del hospedero.

A nivel de hábitat, es decir, a escala de los bosques de ruil se han registrado 30 especies (Tabla III) lo que es una riqueza considerable y cercana al valor de las 33 especies arbóreas.

De acuerdo al origen biogeográfico, las 30 especies de trepadoras están distribuidas en 14 endémicas (21,4 %) y 16 nativas (53,4 %) indicando el rol conservativo del bosque y hábitat (Troncoso y San Martín 1988).

En cuanto a la consistencia, hay trepadoras herbáceas perennes, leñosas y anuales. Como trepadora anual parásita por ausencia de clorofila está *Cuscuta chilensis* (Figura 9) observada en tallos de *Azara integrifolia* siendo las restantes especies de trepadoras perennes.

El grupo de trepadoras herbáceas incluye 14 especies y el resto es de consistencia leñosa. Como herbáceas perennes están *Bomarea salsilla* (Figura 10), el grupo de las *Dioscorea* como *D. auriculata* (Figura 11), *Diocorea brachybotrya* (Figura 12), *Galium*, *Vicia nigricans* (Figura 13), *Lathyrus magellanicum* (Figura 14) y *L. cabrerianus* (Figura 14).

Como trepadoras leñosas simplemente apoyantes en los bosques de ruil se pueden encontrar *Boquila trifoliolata* (Figura 15), *Chusquea quila* (Figura 16), *Galium cotinoides*, *G. hypocarpium*, *Muehlenbeckia hastulata* (Figura 17), *Proustia pyrifolia* (Figura 18), *Lardizabala bitermata* (Figura 19). Dentro de este grupo se incluye una trepadora rara por su baja demografía que es *Ercilla spicata* (Figura 20) (Tabla 3). Una trepadora característica del bosque maulino de hualo y ruil es la frecuente presencia de *Herreria stellata* (Figura 21), leñosa y endémica de la cordillera de la costa con límite de distribución norte en el bosque mencionado y, por el sur, hasta la región de Los Lagos. Se agrega también la subarborescente *Mutisia spinosa* (Figura 22) y *Lapageria rosea* (Figura 23).



Con tallo voluble se registran 10 especies, destacando entre otras *Diplolepis menziesii* (Fotografía 17) y *Tropaeolum cilialum* (Fotografía 18). El resto de los elementos trepadores presentan órganos de sujeción como zarcillos y raíces adventicias, como *Cissus striata* (Fotografía 19), *Hydrangea serratifolia* (Fotografía 20) y *Mitraria coccinea* (Figura 21) (Tabla 3).

Tabla 3. Catálogo de especies de trepadoras en bosques de ruil según familia, estructura de sujeción y origen biogeográfico según nomenclatura de Rodríguez *et al.* 2018.

Especie	Familia	Forma de apoyo	Origen
<i>Bomarea salsilla</i>	Alstroemeriaceae	Tallo voluble	Nativo
<i>Boquila trifoliolata</i>	Lardizabalaceae	Apoyo	Nativa
<i>Chusquea quila</i>	Poaceae	Apoyo	Endémica
<i>Cissus striata</i>	Vitaceae	Zarcillo caulinar	Nativa
<i>Cuscuta chilensis</i>	Convolvulaceae	Haustorios Anual	Nativa
<i>Dioscorea auriculata</i>	Dioscoreaceae	Tallo voluble	Endémico
<i>Dioscorea brachybotrya</i>	Dioscoreaceae	Tallo voluble	Endémico
<i>Dioscorea humifusa</i>	Dioscoreaceae	Tallo voluble	Endémico
<i>Dioscorea reticulata</i>	Dioscoreaceae	Tallo voluble	Nativa
<i>Diplolepis menziesii</i>	Apocynaceae	Tallo voluble	Endémica
<i>Ercilla spicata</i>	Phytolaccaceae	Raíces adventicias	Endémica
<i>Galium cotinoides</i>	Rubiaceae	Apoyo	Endémica
<i>Galium hypocarpium</i>	Rubiaceae	Apoyo	Nativa
<i>Herreria stellata</i>	Asparagaceae	Tallo voluble	Endémico
<i>Hydrangea serratifolia</i>	Hydrangeaceae	Raíces adventicias	Nativa
<i>Lapageria rosea</i>	Philesiaceae	Tallo voluble	Endémica
<i>Lardizabala bitermata</i>	Lardizabalaceae	Zarcillo y tallo	Endémica
<i>Lathyrus cabrerianus</i>	Fabaceae	Zarcillo foliar	Nativa
<i>Lathyrus magellanicum</i>	Fabaceae	Zarcillo foliar	Nativa
<i>Luzuriaga radicans</i>	Luzuriagaceae	Raíces adventicias	Nativo
<i>Luzuriaga polyphylla</i>	Luzuriagaceae	Raíces adventicias	Endémica
<i>Mitraria coccinea</i>	Gesneriaceae	Raíces adventicias	Nativa
<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	Polygonaceae	Apoyo	Nativa
<i>Mutisia spinosa</i>	Asteraceae	Zarcillo foliar	Nativa
<i>Mutisia ilicifolia</i>	Asteraceae	Zarcillo foliar	Endémica
<i>Proustia pyrifolia</i>	Asteraceae	Apoyo	Endémica
<i>Tropaeolum cilialum</i>	Tropaeolaceae	Tallo voluble	Endémica
<i>Tropaeolum tricolor</i>	Tropaeolaceae	Tallo voluble	Endémica
<i>Vicia nigricans</i>	Fabaceae	Zarcillo foliar	Nativa
<i>Vicia sp.</i>	Fabaceae	Zarcillo foliar	Nativa





Figura 25. *Cuscuta chilensis*



Figura 26. *Bomarea salsilla*



Figura 27. *Dioscorea auriculata*



Figura 28. *Dioscorea brachybotrya*



Figura 29. *Vicia nigricans*



Figura 30. *Lathyrus magellanicum*



Figura 31. *Lathyrus cabrerianus*



Figura 32. *Boquila trifoliolata*



Figura 33. *Chusquea quila*



Figura 34. *Muehlenbeckia hastulata*



Figura 35. *Proustia pyrifolia*



Figura 36 *Lardizabala bitermata*





Figura 37 *Ercilla spicata*



Figura 38. *Herreria stellata*



Figura 39. *Mutisia spinosa*



Figura 40. *Lapageria rosea*



Figura 41. *Diplolepis menziesii*



Figura 42. *Tropaeolum ciliatum*





Figura 43. *Cissus striata*



Figura 44. *Hydrangea serratifolia*



Figura 45. Domacios *Hydrangea serratifolia*



Figura 46. *Mitraria coccinea*

3.1.4 Estrato herbáceo

En los bosques las hierbas representan el estrato inferior o bajo del sotobosque y, generalmente, documentadas en nóminas como parte de la flora, la estructura y la biodiversidad. El estrato herbáceo representa al conjunto de todas especies vasculares herbáceas, anuales o perennes, postradas, epifitas o erguidas radicales con alturas de crecimiento de hasta un metro (Gilliam 2007). La cuantificación de la riqueza de las especies puede interpretarse como indicador del estado de salud y conservación del bosque o contrariamente indicar un estado de alteración y/o degradación.

El número de especies herbáceas puede superar a la de los árboles y arbustos, aunque comparativamente su contribución en biomasa es muy inferior. Se postula que el bosque es un ambiente inadecuado para el desarrollo de hierbas y es esperable una baja diversidad florística, así como bajos tamaños poblacionales. Sin embargo, una práctica radicalizada de los lugareños en los bosques tanto de ruiles como de otras especies arbóreas, es el uso para el libre pastoreo de ganado doméstico con la finalidad de aprovechar algunas especies de gramíneas como forraje.



En los bosques de ruil, los inventarios florísticos sugieren una moderación en su tratamiento puesto que las listas documentan nóminas y no la posición en el bosque. Se ha observado que a mayor cobertura del dosel como en las áreas núcleos, el número de especies herbáceas baja drásticamente respecto a zonas perimetrales, borde y claros interiores donde contrariamente, se incrementan por la degradación del bosque a causa del floreo, caída de árboles, corta selectiva e incendios catastróficos los cuales aumentan la luminosidad y temperatura, con mineralización del suelo orgánico debido a la apertura de dosel y formación de claros (Elliot *et al.* 2014). Estas perturbaciones facilitan la recuperación de las especies propias del bosque, así como la entrada de otras ajenas a la estructura que provienen del ecotono, matorrales, praderas o plantaciones de la matriz dispersadas por el viento o animales silvestres y/o domésticos que trajinan y pastorean especies palatables como *Nassella* sp., coirones, etc. Las especies del entorno migran al interior del bosque y se agregan a las que se residen en el interior aumentando la riqueza de la biodiversidad. Tales especies tienen carácter de malezas y son tratadas como invasoras y, a causa del estado fragmentado de los bosques de ruiles, es esperable un aumento en la diversidad de hierbas. Una migración de hierbas propias del interior del bosque en dirección al entorno no se presenta.

Los bosques de ruiles son unidades caducifolias secundarias siendo más vulnerables al arribo de nuevas hierbas impropias del ecosistema bosque. Contrariamente un bosque pristino es más conservativo y resiste la invasión. Algunos bosques de ruil son resultado de una completa regeneración, posterior al uso del suelo en el pasado por agricultura de subsistencia de *Triticum aestivum*, Trigo, *Lens culinaris*, Lentejas, *Lathyrus sativus*, Chicharos (Pino-Palma y Baeza-Perry 2019 y antecedentes orales de propietarios de Curepto V. Morales). Por otro lado, la transformación del paisaje natural, la disminución de cobertura del bosque y su fragmentación han contribuido a la invasión por especies leñosas y herbáceas (Otavo y Echeverría 2017). En esta dinámica de perturbación son favorecidas hierbas introducidas o exóticas y algunas nativas. Sin embargo, en el área de distribución natural de ruil, la irregular fisiografía de la cadena montañosa con quebradas y laderas como hábitats conservan y sobreviven acantonados bosques y poblaciones de ruil. Este modelo de distribución espacial es discontinuo con poblaciones y bosques islas espacialmente separados unos de otros. En la actualidad el aislamiento es potenciado por una matriz de plantaciones de *Pinus radiata* que actúan como barrera impidiendo la conectividad física o funcional de las poblaciones. La configuración espacial descrita determina que algunos investigadores traten los remanentes de bosques y poblaciones de ruil como fragmentos. Tal escenario no sólo afecta a las especies arbóreas sino también a las especies asociadas al bosque y la pregunta es de qué forma son afectadas las hierbas y otras especies asociadas?

No es errado sostener que las especies herbáceas de un bosque son subestimadas por cuanto se tratan sólo como parte de la estructura y la biodiversidad, no lográndose aún respuestas a preguntas como: qué hacen las hierbas en un bosque?, cuál es su dinámica?, cuál es su rol e interacción con las especies leñosas de estratos superiores? (Gilliam 2007).

En los ruiles, las especies herbáceas no se desarrollan en altura de crecimiento superior a 1 m, excepto algunas bromeliáceas del género *Puya*, “chagual”, y *Lobelia tupa*, “tabaco del diablo”. La densidad poblacional es baja y rara vez la superficie ocupada es continua y homogénea.



A causa de que ya no existen bosques naturales ni prístinos de ruil sino secundarios, para el tratamiento de las especies herbáceas se diferenciaron tres estados del bosque: semiconservado, degradado y bosques incendiados.

Bosque semiconservado alcanza un desarrollo fisionómicamente uniforme en altura de crecimiento de los árboles y cobertura de copa superior al 80% según escala de Braun-Blanquet (1979), semicerrado aunque con huellas del accionar humano. El hábitat se puede considerar conservado.

Bosque degradado con crecimiento arbóreo heterogéneo y baja densidad de individuos y apertura del dosel cuyo interior recibe alta radiación solar e incremento de la temperatura diurna con pérdida del microclima, es decir, con hábitat alterado y baja diversidad de especies nativas y endémicas y aumento de otras nativas o introducidas de tipo malezas.

Bosque incendiado con pérdida total de la biomasa aérea de los estratos (arbóreo, arbustivo y herbáceo) e individuos carbonizados en pie, sustrato calcinado y ausencia de dosel.

En el análisis de las hierbas y según monitoreos e inventarios florísticos en ruiles según escala de frecuencia *ad hoc* se diferencian dos grupos de especies: uno característico con frecuencia superior al 50 % con especies residentes, y otro con frecuencia menor al valor señalado con especies transitorias y oportunistas.

El grupo característico, regularmente frecuente, es identificado como especies residentes (Gilliam 2017). En el caso de los bosques de ruil en el interior se encuentran con un microclima atmofítico aunque no son exclusivas, encontrándose también en bosques vecinos de *Nothofagus glauca*, e higrófilos de Canelo y Mirtáceas de sitios con brotes de agua en la ladera. Estas especies son además de diferente origen geográfico (Tab. I) con hábitat umbrófilo o esciófila (Donoso 1981, Daubenmire 1988) aunque otras de semisombra se posicionan en zonas de borde. Su constancia a lo largo de la distribución latitudinal por el área costera de Curepto a Chanco y bajo sombra evidencian una dependencia del hábitat del bosque sugiriendo el comportamiento de sinusías (Braun-Blanquet 1979).

Las especies de sinusía no pueden presentarse fuera de su ambiente dado que depende del microclima de un estrato superior como los árboles del bosque que al no tenerlo desaparecen. De acuerdo a lo anteriormente descrito el bosque representa un hábitat (Donoso 2014) con micrositios internos heterogéneos aprovechado por especies tolerantes a la sombra y que a microescala presentan un ordenamiento horizontal. La conservación de la integridad física del bosque mantiene el microclima propio del interior. Esta condición se pierde con la perturbación afectando la cobertura del dosel o por fragmentación el hábitat se modifica debido a cambios en la luminosidad y temperatura. Estas modificaciones abióticas favorecen a las especies fotófilas o heliófilas del exterior (Alcaraz 2012) que al establecerse en el interior incrementan la riqueza con disminución de las esciófilas (Becerra & Simonetti 2013, 2020, Rojas *et al.* 2011).



El segundo grupo con frecuencia menor al 50 % es denominado por Gilliam (2017) como especies transitorias (Tabla 1). Se comportan como oportunistas dado que se encuentran también en otras formaciones vegetales diferentes a ruil como matorral esclerófilo y bosques degradados de *Nothofagus glauca* "hualo". A causa de sus características heliófilas aumentan en cantidad y diversidad en ambientes iluminados (Donoso 1981, Daubenmire 1988) y con la fragmentación del bosque, así como en plantaciones de *Pinus radiata* (Becerra y Simonetti 2013, 2020, Rojas *et al.* 2011). Su posición es el borde de los bosques de ruil e interior en micrositios con ambientes secos, claros e iluminados. Estas especies transitorias no pertenecen a la estructura regular y al microhábitat del bosque por lo cual se les denomina también especies invasoras.

Finalmente, como especies oportunistas y también transitorias se incluye un tercer grupo separado que en la fase postincendio del bosque de ruil colonizan superficies donde antes existió el bosque. Estas especies arriban posterior a la perturbación como el mega incendio estival no controlado de enero 2017 (Tabla 1). Los registros tabulados corresponden a los primeros 6 meses posteriores al incendio, es decir, en la etapa inicial de la colonización.

Para los tres estados del bosque anteriormente mencionados, se reportan 99 especies herbáceas cuya nomenclatura, forma de vida y origen geográfico sigue a Rodríguez *et al.* (2018) (Tablas 1, 2, 3, 4, 5, 6 y 7). Considerando que las especies arbóreas son 33 con caducifolias, siempreverdes de hábitat méxico y xéricas del bosque y matorral esclerófilo, el resultado demuestra una alta biodiversidad.

La distribución del número de especies es heterogénea, encontrándose en los bosques degradados y semiconservados la mayor riqueza, mientras que la menor cantidad ocurre en la etapa inicial de la colonización en fase posincendios (Tabla 1). Al calcular la razón del número de especies de hierbas con el estimado de los árboles el valor es 3,0 estando dentro del rango de 2,0 -10,0 para bosques méxicos de otras latitudes (Gilliam 2017) (Tabla 1). Esto significa que por cada especie de árbol hay tres de hierbas. Para bosques de *Nothofagus glauca* de una localidad costera sin ruiles, Litton y Santelices (2002) documentan 62 especies herbáceas y 15 de árboles calculándose la razón en 4,1 por cada especie de árbol.

A nivel parcializado el valor del número de especies de hierbas vs árboles disminuye. Para el bosque semiconservado por cada especie de árbol se encuentran 1,4 hierbas y en el degradado 2,0 demostrando una ligera diferencia, pero con tendencia a disminuir en el primero y a aumentar en el segundo (Tabla 1).

El conjunto florístico de hierbas comprende especies nativas, endémicas e introducidas (Tabla 4). El énfasis del análisis se focaliza en las especies de los dos primeros grupos señalados.

La representatividad porcentual más alta es para las nativas (42,4 %) seguido de las endémicas (29,3 %) e introducidas (28,3 %) (Tabla 1, Figura 1). La riqueza en valores absolutos entre los diferentes estados del bosque es heterogénea y como era esperable, la condición degradada concentra la mayor cantidad con 47 especies transitorias respecto a 32 residentes en estado semiconservado del bosque (Tabla 1). Aquí se observa un segundo hecho cualitativo importante por cuanto el bosque semiconservado incluye 32 especies nativas y endémicas y el degradado 33, es decir, valores similares, pero en este último lugar se agregan 14



introducidas y ninguna en el primero (Tabla 4). En cuanto a la relación de especies herbáceas vs arbóreas para semiconservado es 1,4 especies residentes por especie de árbol y 2,0 para bosque degradado. Tal resultado valida lo observado por Becerra y Simonetti (2013, 2020) y Rojas *et al.* (2011) para otros bosques respecto a los ruiles de Chanco, provincia de Cauquenes. En un bosque semiconservado disminuye el número de especies herbáceas y mantiene al grupo de nativas y endémicas como residentes demostrando que por la condición, el bosque es un hábitat para los elementos autóctonos. Contrariamente, a mayor degradación aumenta la riqueza de especies, pero con disminución de las nativas y endémicas e incremento de las introducidas de tipo malezas. En la fase postincendio, la diversidad decae bruscamente con 5 nativas y 1 endémica respecto a las 14 introducidas. (Tabla 4).

Tabla 4. Distribución del número de especies herbáceas como residentes y transitorias (Gilliam 2017) según origen (nativas, endémicas e Introducidas) para bosques semiconservados, bosques degradados y postincendio.

Origen	Bosque				
	Semiconservado	Degradado	Postincendio	Total	%
	Residentes	Transitorias	Transitorias		
Nativas	22	15	5	42	42,4
Endémicas	10	18	1	29	29,3
Introducidas	0	14	14	28	28,3
Total	32	47	20	99	
%	32,3	47,5	20,2		100,0
N° esp. hierbas /N°esp. árbol	1,4	2,0	0,6	4,2	

En relación con las formas de vida en el estrato herbáceo participan especies anuales o terófitas, perennes y muy pocas terófitas-bianuales y terófitas-perennes (Tab. II).

Em valores absolutos, la mayor representatividad se concentra en el grupo de las perennes con 64 especies en total seguido de 28 terófitas (Tab. II). Sin embargo, una presencia relevante y con similares cantidades se observa en las terófitas para el bosque incendiado y degradado y muy bajo en el semiconservado (Fig. 2).

Tabla 5. Distribución del número de especies (valores absolutos y porcentuales totales) según forma de vida para bosques de ruiles semiconservado, degradado e incendiado.

Forma de vida	Bosque				
	Semiconservado	Degradado	incendiado	Total	%
Terófitas	2	13	13	28	28,3
Perennes	30	30	4	64	64,6
Terófitas-Bianual	0	3	2	5	5,1
Terófitas -Perenes	0	1	1	2	2,0
Total	32	47	20	99	
%	32,3	47,5	20,2		100,0



En cuanto a la relación del origen geográfico con las formas de vida prevalecen las especies perennes nativas con 22 seguido de las endémicas con 10.

3.2. Especies Herbáceas Residentes Umbrófilas y de Borde en Bosques de Ruil

En los gradientes latitudinal y altitudinal de laderas, las especies de hierbas son típicamente del piso del bosque. Excepcionalmente algunas lo hacen en el fuste o troncos de los árboles como epífitos pudiendo ser un indicador de un microclima interior sombrío y húmedo por la integridad física y conservación así como del estado de salud del bosque.

En este grupo de umbrófilas residente se encuentran desde helechos, angiospermas monocotiledóneas y dicotiledóneas o del clado eudicotiledóneas según sistema filogenético APG III y APG IV. El número de especies determinadas es 32 con una proporción de 1,4 por cada especie de árbol.

Como especies epífitas (viven sobre otra especie sin provocar daño o sin parasitarlas) características residentes (Tabla III) se pueden mencionar los helechos *Asplenium dareoides* (presente en el período invernal en sitios húmedos también en el piso o material rocoso). En laderas y quebradas sombrías tanto en el piso y/o base del tronco durante el período invernal es frecuente también la presencia de *Hymenophyllum peltatum*. Luego en sitios de poca sombra y más secos *Synammia feuillei*, “hierba del lagarto”. En el mismo grupo, pero en el piso se encuentran *Blechnum hastatum*, *Adiantum chilense*, *Adiantum sulphureum* y *Pteris chilensis*. Cuando en el interior del bosque brota agua se agregan *Blechnum chilensis*, *Blechnum mochaenum*, *Blechnum magellanicum*, *Equisetum bogotense* y la dicotiledónea o eudicotiledónea *Epilobium ciliatum* (revisar capítulo de pteridófitos de este texto).

Dentro de las angiospermas monocotiledóneas prevalecen en abundancia las gramíneas *Nassella chilensis* y *N. gigantea*. Estas especies se encuentran en claros y semisombra y cuando el bosque es libre de intervención las poblaciones son densas, pero en reducidas superficies, siendo depredadas por ganado doméstico. Estas especies regeneraron en alta densidad en un bosque de ruil postincendio. También en ambientes de sombra y humedad se agregan *Greigia sphacelata* (Fotografía 1). En sitios protegidos es posible encontrar aún la epífita *Fascicularia bicolor* (Fotografía 2) sobre material rocoso o fuste de los árboles. En sitios húmedos sombríos es frecuente la presencia de *Uncinia phleoides* y en condición escasa *Uncinia erinacea*. Ambas especies se encuentran en bosques higrófilos de Canelo y Mirtáceas de la región maullina (Troncoso & San Martín 1988) y entre trepadoras *Galium hypocarpium* y *Galium cotinoides*.

Para sitios más alterados, asoleados y secos con pocos individuos se encuentra *Selkirkia pauciflora*, que, entre los arbustos pasa inadvertida. Así mismo en semisombra están *Acaena argentea*, *Osmorhiza chilensis* (Figura 45), *Olsynium junceum* y *Stachys macraei* (Figura 46). Finalmente, en el interior del bosque y entre hojarasca e inadvertida se puede encontrar *Arachnitis uniflora* también presente en los bosques de *Nothofagus obliqua* “roble” de la precordillera andina, e igualmente en ambientes no alterados *Chiropetalum berterianum*. En superficies abiertas se desarrollan *Oxalis rosea*, *O. arenaria* (Figura 47), *Geranium core core*, *Azorella prolifera*, *Sanicula crassicaulis*, *Libertia sessiliflora* (Figura 48) y *Valeriana crispa* (Figura



49). *Chiropetalum berterianum* se ubica en semisombra y *Francoa sonchifolia* (Figura 50) propias de ambientes semihúmedos abiertos o en semisombra (Tabla 7).

Tabla 6. Listas de especies residentes en ruiles según familia, origen (N= nativo; E= endémico), forma de vida (T= terófito; P=perenne; Ep= epífita) y hábitat (B= borde; S=sombra= Ss= semisombra; C= claros) 32

Especies	Forma de vida y Familia	Nombre común	Habitat
<i>Acaena argentea</i>	N P Rosaceae	amor seco	Ss
<i>Adiantum chilense</i>	N P Pteridaceae	palito negro	S
<i>Adiantum sulphureum</i>	N P Pteridaceae	palito negro	S
<i>Asplenium dareoides</i>	N P Aspleniaceae Ep	helecho	S
<i>Azorella prolifera</i>	N P Apiaceae	hierba negra	Ss
<i>Blechnum chilense</i>	N P Blechnaceae	costilla de vaca	Ss
<i>Blechnum hastatum</i>	N P Blechnaceae	palmilla	S
<i>Blechnum magellanicum</i>	N P Blechnaceae	helecho de magallanes	Ss
<i>Blechnum mochaenum</i>	N P Blechnaceae	helecho	S
<i>Epilobium ciliatum</i>	N P Onagraceae	no conocido	C
<i>Equisetum bogotense</i>	N P Equisetaceae	limpia plata	S
<i>Fascicularia bicolor</i>	E P Bromeliaceae Ep	chupalla	B-C
<i>Francoa appendiculata</i>	E P Francoaceae	hierba del pasmo	Ss
<i>Galium cotinoides</i>	E P Rubiaceae	no conocido	Ss
<i>Galium hypocarpium</i>	N P Rubiaceae	relbún	S
<i>Greigia sphacelata</i>	E P Bromeliaceae	chupón	S
<i>Geranium core-core</i>	N P Geraniaceae	corecore	B-C
<i>Hymenophyllum peltatum</i>	N P Hymenophyllaceae Ep	helecho película	S
<i>Nassella chilensis</i>	N P Poaceae	coirón	Ss
<i>Nassella gigantea</i>	N P Poaceae	coirón	Ss
<i>Oxalis arenaria</i>	E P Oxalidaceae	culli	B-Ss
<i>Oxalis rosea</i>	E T Oxalidaceae	culli	C
<i>Olsynium junceum</i>	N P Iridaceae	huilmo	C
<i>Osmorhiza chilensis</i>	N P Apiaceae	asta de cabra	Ss
<i>Pteris chilensis</i>	E P Pteridaceae	no conocido	S
<i>Sanicula crassicaulis</i>	N P Apiaceae	no conocido	Ss
<i>Selkirkia pauciflora</i>	E P Boraginaceae	o me olvides	C
<i>Sinammia feuillei</i>	N P Polypodiaceae Ep	hierba del lagarto	Ss
<i>Stachys macraei</i>	E P Lamiaceae	hierba de Santa María	Ss
<i>Uncinea erinacea</i>	E P Cyperaceae	cortadera	S
<i>Uncinea phleoides</i>	N P Cyperaceae	quinquín	S
<i>Valeriana crispa</i>	N T Caprifoliaceae	valeriana	C
32: E= 10 N= 22			



3.3 Especies Transitorias en Praderas y Matorrales Vecinas al Bosque de Ruil

Las especies transitorias generalmente se encuentran fuera de bosque y cuando ingresan lo hacen en el borde o claros interiores, especialmente en la condición de bosque intervenido o degradado y con mayor frecuencia en estado fragmentado. No son características ni típicas de la estructura del bosque. Pueden encontrarse también en otros ambientes vegetacionales como bosques de *Nothofagus glauca* "hualo", matorrales y praderas en condiciones asoleadas, claros y bordes (Tabla 7). Su presencia contribuye a la biodiversidad, pero no son indicadoras de una calidad ambiental típica de un bosque mésico. Pueden incluir una alta diversidad de especies, pero con reducidas poblaciones. En los censos florísticos se determinaron 45 de ellas con una proporción de 2 especies de hierbas por cada árbol siendo el grupo mejor representado (Tabla 8).

Como especies nativas y endémicas aunque escasas, en sitios asoleados de praderas del entorno del bosque se pueden encontrar en el período invernal geófitas como *Oxalis perdicaria* (Figura 51) y en primavera *Calydorea xiphioides* (Figura 52), *Herbertia lahue*, *Conanthera bifolia* (Figura 53), *Solenomelus pedunculatus* (Figura 54) y las orquideas *Chloraea chrysantha*, *Chloraea longipetala*, *Chloraea gaviu* (Figura 55) y *Gavilea longibracteata* (Figura 56), *Sisyrinchium graminifolium*, *Schizanthus pinnatus* (Figura 57) y *Oxalis rosea* que también pueden encontrarse en el borde y/o claros del interior del bosque. En estos ambientes asoleados se desarrollan también individuos de *Lobelia tupa* (Figura 58) mientras en sustrato rocoso *Puya chilense* (Figura 59), *Puya alpestris* (Figura 60) y *Puya coerulea* (Figura 61). Para los bosques de Empedrado son típicas poblaciones de *Alonsoa meridionalis*. Otras especies frecuentes son *Eryngium paniculatum*, *Dichondra sericea* (Figura 62), *Chascolythrum tricuspidatum*, *Gamochaeta chamissonis* y las especies *Alstroemeria ligtu* y *A. revoluta* (Figura 63).

En praderas abiertas y claros donde existieron ejemplares de ruiles se encuentran *Margyricarpus pinnatus*, *Lotus subpinnatus*, *Oxalis persicaria*, *Lathyrus crassipes* y en sitios semihúmedos *Pasithea coerulea* y la introducida *Digitalis purpurea*. Como única especie parásita sobre *Azara integrifolia* se presenta *Cuscuta chilensis* (Figura 64).

Tabla 8. Especies herbáceas transitorias en ruiles según origen (N= nativas; E= endémicas) forma de vida (T= terófito; P= perenne; B= bianual; TB= terófito bianual) y hábitat (Bo= borde; S= sombra; Ss= semisombra; C= claros 33 N= 15 E= 18

Especies	Familia	Nombre común	Hábitat
<i>Alonsoa meridionalis</i>	N P Scrophulariaceae	flor del soldado	C
<i>Alstroemeria ligtu</i>	E P Alstroemeriaceae	flor de la culebra	B-C
<i>Alstroemeria revoluta</i>	E P Alstroemeriaceae	No conocido	B-C
<i>Arachnitis uniflora</i>	N P Corsiaceae	flor de la araña	Ss
<i>Calydorea xiphioides</i>	E P Iridaceae	lahue	C



Especies	Familia	Nombre común	Hábitat
<i>Chascolytrum subaristatum</i>	N P Poaceae	no conocido	B-C
<i>Chiropetalum tricuspidatum</i>	N P Euphorbiaceae	No conocido	Ss
<i>Chloraea chrysantha</i>	E P Orchidaceae	orquídea	B-C
<i>Chloraea gavilu</i>	E P Orchidaceae	orquídea	B
<i>Chloraea longipetala</i>	E P Orchidaceae	orquídea	B
<i>Conanthera bifolia</i>	E P T ecophilaeaceae	flor del queltehue	C
<i>Cuscuta chilensis</i>	N T Convolvulaceae	cabello de ángel	C
<i>Dichondra sericea</i>	N P Convolvulaceae	oreja de oso	B
<i>Eryngium paniculatum</i>	N P Apiaceae	chupalla	C
<i>Gamochaeta aff. chamissonis</i>	N P Asteraceae	no conocido	C
<i>Geranium bertereanum</i>	N P Geraniaceae	no conocido	C
<i>Gavilea longibracteata</i>	E P Orchidaceae	orquídea pico de loro	C
<i>Herbertia lahue</i>	N P Iridaceae	lahue	C
<i>Lathyrus crassipes</i>	N T Fabaceae	clarín	C
<i>Libertia sessiliflora</i>	E P Iridaceae	trique-trique	C
<i>Loasa triloba</i>	E T Loasaceae	ortiga	Ss
<i>Lobelia tupa</i>	E P Campanulaceae	tabaco del diablo	B-C
<i>Lotus subpinnatus</i>	E T Fabaceae	no conocido	C
<i>Margyricarpus pinnatus</i>	N P Rosaceae	perlilla	B-C
<i>Oxalis perdicaria</i>	N P Oxalidaceae	flor de la perdiz	C
<i>Oxalis rosea</i>	E T Oxalidaceae	culle	Ss
<i>Pasithea coerulea</i>	N P Asphodelaceae	azulillo	C
<i>Puya alpestris</i>	E P Bromeliaceae	chagual	C
<i>Puya chilensis</i>	E P Bromeliaceae	chagual	C
<i>Puya coerulea</i>	E P Bromeliaceae	chagualillo	C
<i>Schizanthus pinnatus</i>	E T Solanaceae	no conocido	C
<i>Sisyrinchium graminifolium</i>	N P Iridaceae	huilmo	C
<i>Solenomelus pedunculatus</i>	E P Iridaceae	no conocido	C

Como especies introducidas se registraron 14 especies (Tabla 9).



A los 30 y 60 días postincendio entre las primeras especies herbáceas exóticas que colonizan están *Senecio vulgaris*, *Lactuca serriola*, *Carduus pycnocephalus*, *Cirsium vulgare* y las gramíneas *Aira caryophylla*, *Briza minor*, *Vulpia* sp. y en forma abundante *Gastridium ventricosum* (Tabla 9).

Tabla 9. Lista de especies transitorias introducidas según familia, origen (N= nativo; E=en-démico; I= introducido), nombre común, hábitat, forma de vida (T= terófito; P= perenne; B= bianual; T-B= terófito bianual) y hábitat: B= borde; S=sombra= Ss= semisombra; C= claros. 14

Especies	Familia	Nombre común	Hábitat
<i>Aira caryophylla</i>	I T Poaceae	No conocido	B-C
<i>Anagallis arvensis</i>	I T Primulaceae	pimpinela	B-C
<i>Bellardia trixago</i>	I T Orobanchaceae	bellardia	B-C
<i>Briza maxima</i>	I T Poaceae	bolitas de toro	B-C
<i>Carduus pycnocephalus</i>	I T-B Asteraceae	cardo	B-C
<i>Cirsium vulgare</i>	I T-B Asteraceae	cardo negro	B-C
<i>Digitalis purpurea</i>	I P Plantaginaceae	dedalera	B-C
<i>Gastridium ventricosum</i>	I T Poaceae	no conocido	B-C
<i>Hypochaeris radicata</i>	I P Asteraceae	hierba del chancho	C
<i>Lactuca serriola</i>	I T-B Asteraceae	lechiguilla	B-C
<i>Rumex acetosella</i>	I P Polygonaceae	vinagrillo	B-C
<i>Sanguisorba minor</i>	I P Rosaceae	sanguisorba	B
<i>Senecio vulgaris</i>	I T Asteraceae	Hierba cana	C
<i>Sonchus oleraceus</i>	I T Asteraceae	ñilhue	B-C

3.4 Especies de Herbáceas en Postincendios

En la etapa postincendio del bosque de ruil, la cobertura del dosel no existe aumentando la cantidad de luminosidad y temperatura con disminución de la humedad relativa. El sustrato es material de ceniza por calcinación de la materia orgánica. La colonización de hierbas se favoreció por una lluvia en el mes de abril posterior a dos meses del incendio siendo las primeras especies introducidas y luego nativas. Una especie que regenera de forma explosiva e incontrolable es la conífera *Pinus radiata*.

Como especies nativas y en suelo ya formado se establecen *Calandrinia compressa* (Figura 44), *Coniza bonariensis*, *C. sumatrensis*, *Pseudognaphalium vira vira*, *Loasa triloba* (Figura 56 y Tabla 8). En el grupo de las asteraceae *Hypochaeris radicata*, *Taraxacum officinalis*.



Tabla 10. Lista de especies en fase postincendio según familia, origen (I= introducida; N= nativa; E= endémica), nombre común cuando es conocido, forma de vida T= terófito; P= perenne B= bianual hábitat (B= borde; S=sombra= Ss= semisombra; C= claros) 6

Especies	Familia	Nombre común	Habitat
<i>Calandrinia compressa</i>	N T Montiaceae	no conocido	C
<i>Coniza bonariensis</i>	N T Asteraceae	no conocido	C
<i>Coniza sumatrensis</i>	N T Asteraceae	no conocido	C
<i>Loasa acanthifolia</i>	E T Loasaceae	ortiga	C
<i>Oxalis chico</i>	N T Oxalidaceae	culle	C
<i>Pseudognaphalium viravira</i>	N P Asteraceae	viravira	C

Considerando el origen de las especies herbáceas y en las primeras etapas de la colonización postincendio dominan los elementos de origen introducido con catorce especies (Tabla VII) respecto a las nativas y endémicas con sólo 6.

Un hecho notable es que en ambientes claros del interior y en suelos ricos en materia orgánica se desarrolla en abundantes poblaciones *Loasa triloba* una ortiga endémica del país. Esta especie se observa también en semisombra bajo matorrales esclerófilos con sustrato mullido. La especie es anual y al no encontrar competencia las poblaciones monopolizan el espacio.

Las especies anteriormente mencionadas corresponden al grupo de las transitorias y oportunistas y del grupo de malezas. El monitoreo de la colonización del piso del bosque incendiado en sustrato enriquecido por las cenizas.

Tabla 11. Lista de especies introducidas en fase postincendio en ruiles según familia, origen (I= introducida; N= nativa; E= endémica), nombre común cuando es conocido, forma de vida T= terófito; P= perenne B= bianual hábitat (B= borde; S=sombra= Ss= semisombra; C= claros) 14

Especies	Origen	Forma de vida	Familia	Nombre común	Hábitat
<i>Aira caryophylla</i>	I	T	Poaceae	No conocido	B-C
<i>Briza minor</i>	I	T	Poaceae	flor de la perdiz	B-C
<i>Carduus pycnocephalus</i>	I	TB	Asteraceae	cardo	C
<i>Cirsium vulgare</i>	I	TP	Asteraceae	cardo negro	C
<i>Gastridium ventricosum</i>	I	T	Poaceae	no conocido	C
<i>Hypochaeris radicata</i>	I	P	Asteraceae	hierba del chancho	B-C
<i>Galega officinalis</i>	I	P	Fabaceae	galega	B
<i>Lactuca serriola</i>	I	TB	Asteraceae	lechuguilla	C
<i>Senecio vulgaris</i>	I	T	Asteraceae	Hierba cana	C
<i>Solanum nigrum</i>	I	T	Solanaceae	yagui	C
<i>Taraxacum officinalis</i>	I	P	Asteraceae	diente de león	C
<i>Trifolium dubium</i>	I	T	Fabaceae	trebillo	B-C
<i>Trifolium glomeratum</i>	I	T	Fabaceae	trébol	B-C
<i>Vulpia sp.</i>	I	T	Poaceae	no conocido	B-C





Figura 43. *Greigia sphacelata*



Figura 44. *Fascicularia bicolor*



Figura 45. *Osmorhiza chilensis*



Figura 46. *Stachys macraei*



Figura 47. *Oxalis arenaria*



Figura 48. *Libertia sessiliflora*





Figura 49. *Valeriana crisper*



Figura 50. *Francoa sonchifolia*



Figura 51. *Oxalis perdicaria*



Figura 52. *Calydorea xiphioides*





Figura 53. *Conanthera bifolia*



Figura 54. *Solenomelus pedunculatus*



Figura 55. *Chloraea gavilu*



Figura 56. *Gavilea longibracteata*





Figura 57. *Schizanthus pinnatus*



Figura 58. *Lobelia tupa*



Figura 59. *Puya chilensis*



Figura 60. *Puya alpestris*





Figura 61. *Puya coerulea*



Figura 62. *Dichondra sericea*



Figura 63. *Alstroemeria revoluta*



Figura 64. *Cuscuta chilensis*



Figura 65. *Calandrinia compressa*



Figura 66. *Loasa triloba*

3.5 Bibliografía

- Alarcón D, L Cavieres. 2015. In the right Place at the Right Time: Habitat Representation in Protected Areas of South American *Nothofagus*-Dominated Plants after a Dispersal Constrained Climate Change Scenario. PLoS ONE 10(3): e0119952. doi:10.1371/journal.pone.0119952.
- Alcaraz F. 2012. Temperatura, luz, atmósfera, viento. Geobotánica tema 20 Universidad de Murcia España. Apuntes docentes. 15 pp
- Aguilera N., J. Becerra, L. Guedes, C. Villaseñor-Parada, L. González & V. Hernández. 2015. Allelopathic effect of the invasive *Acacia dealbata* Link (Fabaceae) on two native plant species in south-central Chile. Gayana Bot. 72, 231-239. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432015000200007>.
- Aguirre OA, J Jiménez, H Kramer, A Akca. 2003. Análisis estructural de ecosistemas forestales en el Cerro del Potosí, Nuevo León, México. Ciencia UANL 6 (2):219-225.
- Armesto J, C. Villagrán. C Donoso. 1994. Historia del bosque templado chileno desde la era glacial a la industrial. Ambiente y Desarrollo X(1): 66 - 72
- Becerra P, J. Simonetti. 2013. Patterns of exotic species richness of different taxonomic groups in a fragmented landscape of central Chile. Bosque, Valdivia, Chile 34(1): 45 – 51
- Becerra P, J Simonetti. 2020. Native and exotic plant species diversity in forest fragments and forestry plantations of a coastal landscape of central Chile. Bosque, Valdivia Chile 41(2): 125 – 136
- Braun Blanquet, J. 1964 Fitosociología: Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones, Madrid. 820 pp.
- Bustamante R, J Simonetti, A Grez, J San Martín. 2005. La fragmentación del bosque maulino y su dinámica regeneracional: diagnóstico actual y perspectivas futuras, pp. 555-564. En: Smith C, JJ Armesto & C Valdovinos (eds) Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la cordillera de la Costa. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Cabrera, A y A Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. OEA Washington DC Serie de biología Monografía 13. 120 pp.
- Daubenmire. R. 1988 Ecología Vegetal. Tratado de la Autoecología de plantas. Edit. Limusa Noriega Editores. 496 pp.
- Donoso C. 1971. *Nothofagus leonii* Espinosa: nuevos antecedentes y una interrogante. Bol. Universidad de Chile 112: 57-61.
- Donoso C. 1981a. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Investigación y Desarrollo Forestal. Documento de Trabajo 38 FO. DP/CHI/76/003. 70 págs y anexo 25 figuras.
- Donoso C. 1981b Ecología Forestal. El bosque y su medio ambiente. Edit. Universitaria, Santiago. 369 pp.



Donoso C. 2006. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Primera edición, 678 pp.

Donoso C, L Landrum 1976. *Nothofagus leonii* hibridación e introgresión en plantaciones en plantaciones de *N. obliqua* y *N. glauca*. Boletín técnico N°36, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 29 pp.

Donoso C. 2014. Medio ambiente biótico. Cap. 4 181- 206. In: C. Donoso, M. González, A. Lara Ecología Forestal Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. Ediciones UACH. 720 pp.

Elliot K, J Vose, D Rankin. 2014. Herbaceous species composition and richness of mesophytic cove forests in the southern Appalachians: synthesis and knowledge gaps. Journal of the Torrey Botanical Society 141 (1): 39 - 71

FAO. 1998. *FRA 2000: Términos y definiciones*. Documento de Trabajo No. 1. Roma. www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp

Gilliam F. 2007. The Ecological Significance of the Herbaceous Layer. In: Temperate Forest Ecosystems Bioscience 57 (10): 1 – 14.

Gómez P, S Hahn, J San Martín. 2009. Estructura y composición florística de un matorral bajo plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile central. Gayana Bot. 66(2): 256-268.

Gómez P, R Bustamante, J San Martín, S Hahn. 2011. Estructura poblacional de *Pinus radiata* D. Don en fragmentos de bosque maulino en Chile central. Gayana Bot. 68(1): 97-101

Gómez P, R Bustamante, J San Martín. 2012. Estructura poblacional de *Teline monspessulana* (L.) K. Koch en fragmentos de bosque maulino en Chile central. Gayana Bot. 69(1), 197-200. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432012000100022>.

Gómez P, P Garrido. 2018. Regeneración masiva del árbol exótico *Pinus radiata* D. Don luego de un gran incendio en fragmentos de *Nothofagus alessandrii* (ruil) en la región del Maule, Chile central. Revista Bioinvasiones Volumen 7(1): 30-38.

Gómez P, M Murúa, J San Martín, E Goncalves, R. Bustamante. 2019. Maintaining close canopy cover prevents the invasion of *Pinus radiata*: Basic ecology to manage native forest invasibility. PLoS ONE 14(5): e0210849. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210849>.

Gómez P. 2019. Diversidad florística en los bosques de ruil. En: C Mena, Y Ormazábal, P Garrido (eds.), Ruil, biodiversidad de sus bosques, pp. 41-93. Editorial Universidad de Talca, Chile.

González A. 2010. Plantas trepadoras: abundancia, distribución y selección de hospedero. Tesis de Licenciado en Ciencias Biológicas Instituto de Ecología y Evolución, Universidad Austral de Chile Valdivia. 38 pp.

Hinojosa F, C Villagrán. 1997. Historia de los bosques del sur de Sudamérica, 1: antecedentes paleobotánicos, geológicos y climáticos del Terciario del cono sur de América. Revista



Chilena de Historia Natural 70 (2): 225-239

Litton C, R Santelices. 2002 Early post-fire succession in a *Nothofagus glauca* forest in the Coastal Cordillera of south-central Chile. *International Journal of Wildland Fire* 11 (2): 115–125

Lusk Ch, A Ortega. 2003. Vertical structure and basal area development in second-growth *Nothofagus* stands in Chile. *Journal of Applied Ecology* 2003 40 (4): 639–645

Miranda A, A Lara, A Altamirano, C Di Bellaf, M González, JJ Camarero. 2020. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators*. 115: 106401 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106401>

Muñoz-Sáez, A, H Choe, RM Boynton, P Elsen, JH Thorne. 2021. Climate exposure shows high risk and few climate refugia for Chilean native vegetation. *Science of The Total Environment* 785(1), 147399 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147399>

Olivares P, J. San Martín, R. Santelices. 2005. Ruil (*Nothofagus alessandrii*): Estado del conocimiento y desafíos para su conservación. Talca: Comisión Nacional del Medioambiente (CONAMA).

Olivares SM. 2018. Composición florística y diversidad del sotobosque en bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp et Endl.) Krasser después del retroceso de los glaciares O'higgins y Chico, Campo de Hielo Sur. Tesis Ingeniería Forestal Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza Escuela de Ciencias Forestales Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza Universidad de Chile. 72 pp

Otavo S, C Echeverría. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de biodiversidad* 88: 924 – 935.

Pauchard A, R García, E Peña, C González, L Cavieres, R Bustamante. 2008. Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biol. Invasions*. 10: 547–553. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9151-8>.

Pérez A. 2002. El bosque en la ordenación del territorio. En: J. Gastó, P. Rodrigo, I. Aránguiz (eds) *Ordenación Territorial, Desarrollo de Predios y Comunas Rurales*. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. LOM Ediciones. Santiago, Chile. 995 pp

Pincheira-Ulbrich j. 2011. Patrones de diversidad de plantas trepadoras y epifitas vasculares en el bosque lluvioso Valdiviano de Sudamérica: una síntesis entre los años 2000 y 2010. *Phyton* 80: 5 - 10

Pino-Palma R, C Baeza-Perry. 2019. Citotaxonomía de los cultivares de *Lens culinaris* Medik, Calpún-INIA y Súper Araucana-INIA. *Chloris Chilensis Año 22- N° 2*. UTL: // www.chlorischile.cl

Promis A, G Bergh, MT Serra, G Cruz. 2013. Descripción de la flora vascular en el sotobosque de un bosque patanoso y de una pradera antropogénica húmeda de *Juncus procerus* en el Valle del río Cisnes, Región de Aysén, Chile. *Gayana Bot.* 70 (1) *Concepción Bot.* 70 (1)



Concepción <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432013000100017>

Rodríguez R, O Matthei, M Quezada. 1983. Flora Arbórea de Chile. Editorial Universidad de Concepción, Concepción. 408 pp.

Rodríguez R, M Quezada. 2003. Fagaceae. En Marticorena C, Rodríguez R (Eds.) Flora de Chile 2. Universidad de Concepción. Chile. pp. 64-76

Rodríguez R, C Marticorena, D. Alarcón, C Baeza, L Cavieres, V Finot, N Fuentes, A Kiessling, MA Mihoc, A Pauchard, E Ruiz, P Sánchez, A Marticorena. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. Gayana Botánica 75(1): 1 -430.

Rojas I, P Becerra, N Galvez, J Laker, C. Bonacic, A Hester 2011 Relationship between fragmentation, degradation and native and exotic species richness in an Andean temperate forest of Chile. Gayana Bot. 68(2): 163-175

Romero-Torres M. A Varela. 2011. Efecto de borde sobre el proceso de descomposición de hojarasca en bosque nublado. Acta biol. Colomb.16(2): 155 - 174

San Martín J, C Ramírez. 1986. Los bosques de ruil de Chile Central. Sus especies vegetales y sus formas de vida. Rev. Maule. UC. 10:85-91.

San Martín J, A Troncoso, C Ramírez. 1988. Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos nativos de la Cordillera de la Costa en Chile central. Bosque 9(1): 17-33.

San Martín J, C. Donoso. 1996. Estructura florística e impacto antrópico en el Bosque Maulino de Chile. In: Armesto, J.J., Villagrán, C., Arroyo, M.T.K. (Eds.), Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. pp. 153-168.

San Martín J, C Sepúlveda 2002. Diagnóstico del estado actual de los fragmentos y poblaciones de *Nothofagus alessandrii*. Comisión Nacional del Medio Ambiente Región del Maule. Informe Técnico. 40 pp

San Martín J, R Santelices, R Henríquez. 2006. *Nothofagus alessandrii* Espinosa, Ruil. Familia: Fagaceae. En Donoso C (Ed.) *Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina, Autoecología*. Marisa Cuneo. Valdivia, Chile. pp. 390-400

San Martín J, P Gómez. 2007. Patrón de la diversidad florística y distribución horizontal de la vegetación y flora nativas de la Cordillera costera de la Región del Maule. En: Montero A, J San Martín, M Tamayo, C Muñoz (eds.) *La Cordillera de la costa en la Región del Maule*. Págs. 99-103.

San Martín J, R Santelices, R Henríquez. 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. Valdivia, Chile. pp. 391-401.

San Martín J. 2019. Los bosques de ruil. En: C Mena, Y Ormazábal, P Garrido (eds.), Ruil, biodiversidad de sus bosques, pp. 19-36. Editorial Universidad de Talca, Chile.

Olivares S. 2018. composición florística y diversidad del sotobosque en bosques de notho-

fagus pumilio (poepp et endl.) krasser después del retroceso de los glaciares o'higgins y chico, campo de hielo sur

Stevens G. 1987. Lianas as Structural Parasites: The *Bursera Simaruba* Example. *Ecology* 68(1): 77 –81

Troncoso A, C Villagrán, M Muñoz. 1980. Una nueva hipótesis acerca del origen y la edad del bosque Fray Jorge (Coquimbo, Chile). *Bol. Museo Nacional de Historia Natural* 37: 117-152.

Troncoso A, J San Martín. 1988. Ampliación de área para diversas especies de plantas vasculares en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule. *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile* 41: 45 - 56

Villagrán C, F Hinojosa. 1997. Historia de los bosques del sur de Sudamérica II: análisis fitogeográfico. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 70: 241-267.

Villagrán C. 2018. Biogeografía de los bosques subtropical-templados del sur de Sudamérica. Hipótesis históricas. *Magellania* (Punta Arenas) 46(1):

<http://dx.doi.org/10.4067/S0718-22442018000100027>

Winkler J. 2014. Herbivoría en lianas: factores que determinan el establecimiento de *Pseudaphrophora* sp. sobre *Cissus striata* en el Bosque Templado Valdiviano. Tesis Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales Universidad Austral de Chile. Valdivia. 30 pp

De la Barrera F, V Ruiz. 2017. Evaluación del impacto de los incendios de Chile Centro-Sur en el verano del año 2017. Primera entrega. International Association of Landscape Ecology (IALE) - Chile. Chile. 6 pp.

Benoit I. 1989. Libro Rojo de la Flora Terrestre de Chile. Corporación Nacional Forestal. 157 pp.

Guerrero P, R. Bustamante 2009. Abiotic alterations caused by forest fragmentation affect tree regeneration: a shade and drought tolerance gradient in the remnants of Coastal Maulino Forest. *Revista Chilena de Historia Natural* 82:413-424.

Pausas JG. 2004. La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. En: Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo (Vallejo, R. coord.). Valencia, Edit. CEAM, 47-64

Valencia D, J Saavedra, J Brull , R Santelices. 2018. Severidad de daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinosa en la Región del Maule de Chile. *Gayana Bot.* 75(1):531-534.



AGRADECIMIENTOS

El autor agradece el apoyo de los proyectos:

“Evaluación de los Efectos de los Incendios Forestales e Implementación y Monitoreo de Acciones Prioritarias de Recuperación, Conservación y Gestión de la Especie Arbórea Ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule, Ministerio del Medio Ambiente, Región del Maule (2017-2018).

“Integrated conservation of two threatened Chilean endemic trees, *Nothofagus alessandrii* and *Gomortega keule* in the coastal cordillera of central Chile” (2020-2022). Foundation Franklinia, the Global Trees Campaign and BGCI.



4. FLORA VASCULAR PTERIDOFITA

Patricio Peñailillo B.

Los helechos son un grupo de plantas terrestres de los Pteridófitos cuyo origen se remonta aprox. 420 millones de años atrás al período Silúrico del paleozoico y logran su apogeo 50 millones de años más tarde en el período Carbonífero dominando la flora terrestre (Kenrick y Crane 1997). Los recientes estudios filogenéticos muestran que los Pteridófitos son dos grupos monofiléticos distintos: a) Lycopodiophyta, los Pteridófitos más antiguos y b) Monilophyta, que agrupa a los Pteridófitos más modernos (Smith et al. 2006, Simpson 2010). Lycopodiophyta y Monilophyta son dos eslabones evolutivos intermedios entre los Briófitos (Musgos) y los Espermatófitos (Plantas con semillas como Gimnospermas y Angiospermas) (Judd et al. 2002). Para el estudio se agruparon en la división Pteridophyta que incluía a los helechos propiamente tal y grupos afines, como Lycopodios, Selaginellas e Isoetes.

Los Pteridófitos presentan novedades evolutivas importantes, como un sistema vascular desarrollado para el transporte del agua y nutrientes, la producción de esporas y un ciclo de vida con dos fases alternantes, el esporófito y el gametófito (Simpson 2010). El esporófito es la planta misma, visible a simple vista dominante con diversidad morfológica en el tamaño, patrones de ramificación, venación y composición de sus hojas. Las hojas del esporófito denominadas esporofilos cumplen funciones reproductivas puesto que llevan los esporangios agrupados en soros o en estructuras especializadas conocidos como estróbilos. En los esporangios se forman las esporas. Esto implica que los Pteridófitos son plantas que no florecen. La fase con el gametófito es subterránea, de corta vida y no visible a simple vista.

Los helechos dependen de la disponibilidad de agua y en variados hábitats exhiben diversos hábitos de vida. No obstante, los helechos tienen una gran capacidad de adecuación morfológica y fisiológica para habitar climas extremos, como los desiertos y las montañas alpinas y andinas (Hoshizaki y Moran 2010).

En la actualidad se conocen entre 10.000 a 12.000 especies vivientes de helechos cuya mayor diversidad específica se halla en los trópicos cálidos y lluviosos, disminuyendo en las zonas subtropicales a templadas y reduciéndose drásticamente hacia los ambientes fríos (Tryon y Tryon 1982, Moran 1995).



En Chile unos de los ambientes donde viven especies de helechos son los bosques como el bosque de ruil del área transicional costera entre el bosque y matorral esclerófilo y el bosque templado subhúmedo y húmedo. Aquí se encuentran bajo sombra y enraizados en el suelo o piso como también sobre el fuste o tronco con forma de vida epífita. Las plantas que se encuentran en el bosque como ya se mencionara corresponde al esporófito y su diferenciación y/o identificación se basa en la forma de las hojas como también en los esporangios. Las especies de helechos o Pteridófitos en el bosque representan parte de la biodiversidad florística e integran el nivel o estrato herbáceo. Su presencia en bosque de ruil indica que aún se mantiene un microclima húmedo sombrío generado por la cobertura del dosel o copa de los árboles muy diferente al ambiente adyacente soleado y seco. En consecuencia los helechos son buenos indicadores de la calidad de hábitat e integridad de un bosque.

4.1 Ciclo de Vida de los Helechos

Los helechos presentan “alternancia de generaciones” haplodiplóntica, es decir con una planta haploide (n) que produce gametos (n), la denominada generación gametofítica que es fotosintética, de vida libre, de tamaño pequeño y de vida corta y una planta diploide ($2n$) que produce esporas (n), denominada generación esporifítica que es la fase dominante, fotosintética y de vida libre.

Para ilustrar de forma breve el ciclo de vida de un helecho que vive en el bosque de ruil se describe el caso de *Pteris chilensis*:

- a) El esporófito diploide ($2n$), consta de un rizoma que por la cara ventral origina raíces adventicias y en la cara dorsal las hojas o frondes. En la madurez del esporófito y en el envés de las frondes se forman los esporangios agrupados en soros. Los esporangios producen esporas haploides (n) dando origen al nombre de esporófito o planta que produce esporas. Las esporas se dispersan y en el suelo germinan produciendo un nuevo gametófito (Fig.1a. a-d).
- b) El gametófito o protalo con forma de corazón es haploide (n) y en ambiente húmedo sombrío produce gametangios u órganos sexuales y gametos (n). Los órganos sexuales femeninos son los arquegonios (n) portando la oófera (n). Los órganos sexuales masculinos son los anteridios (n) y originan las células sexuales masculinas o anterozoides (n). La fecundación depende de una película de agua se forma el cigoto diploide ($2n$), el cual origina el embrión ($2n$) y éste al esporófito juvenil que, inicialmente, permanece adherido al gametófito, pero pronto se independiza y da paso a un esporófito adulto completándose el ciclo (Fig.1b. e-j).



4.2 Morfología de un Esporófito Tipo

La mayoría de los helechos presentan un tallo horizontal o rizoma. Cuando es arborescente el tallo es erecto, “leñoso” y con gran altura y en los helechos trepadores el tallo es voluble. También, hay tallos aéreos articulados con nudos y entrenudos como en los Equisetos de los cuales el más conocido es “Limpia plata”.

Las hojas de los helechos son las frondes, que pueden o no estar provistas de un pecíolo o estípite. La lámina de la hoja es simple, pinnatífida o pinnada, desde monopinnada a tetrapinnada, y en ocasiones es palmada. Las hojuelas de las láminas bipinnadas se denominan pinnas y aquellas de las láminas con mayor pinnación pínulas o últimos segmentos. En algunos helechos el raquis se ramifica pseudodicotómicamente como en la familia Gleicheniaceae. La lámina puede ser glabra o presentar tricomas o escamas. Finalmente, en los Equisetos las frondes están reducidas a escamas.

Los esporangios forman, portan y dispersan las esporas (Fig. 1a.C) constan de un pedicelo y una cápsula con un estomio, que se rompen para liberar las esporas. Un conjunto de esporangios unidos a un receptáculo corto o alargado forman los soros que pueden estar cubiertos por una lengüeta de tejido conocida como indusio. No todos los soros presentan indusios y en ocasiones, solo existe una extensión refleja del margen de la lámina que se superpone al soro denominada pseudoindusio como en los géneros *Pteris*, *Adiantum* e *Hypolepis*.



A. Esporófito adulto (2n)





B. Soros en el envés de las pinnulas

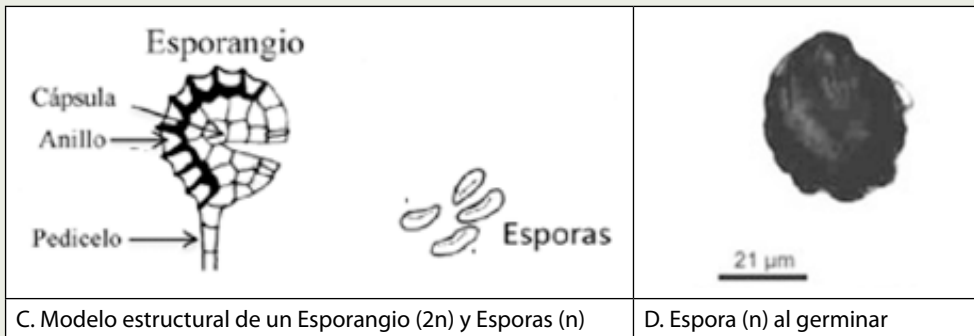
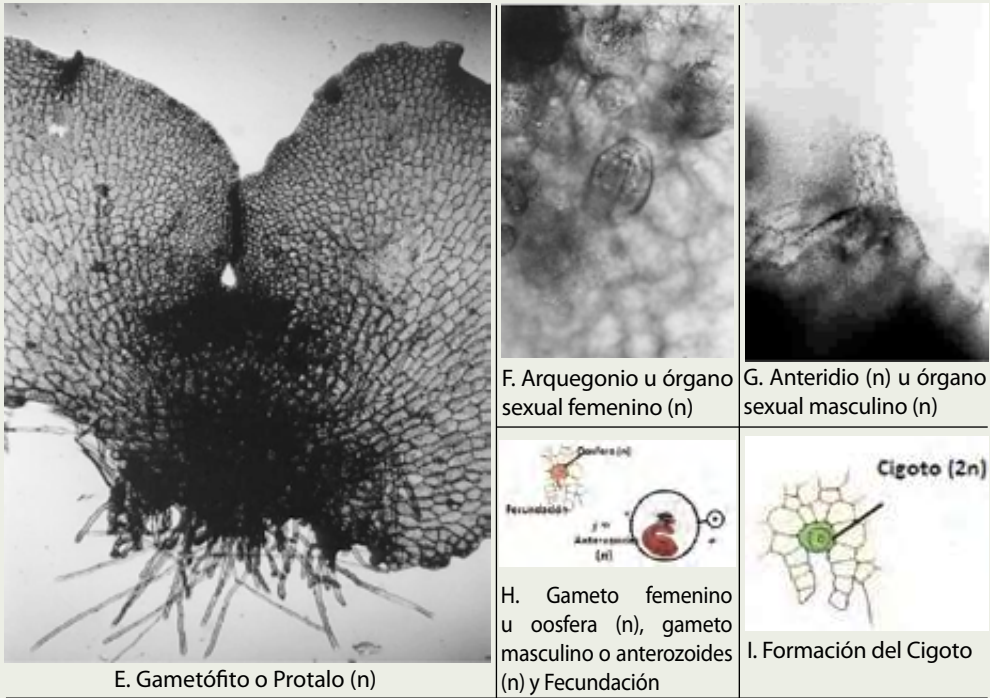


Fig. 1a. Ciclo de vida de *Pteris chilensis* desde Esporófito adulto a espora. A-D. Modificado de Letelier y Peñailillo (2007).



J. Esporófito Juvenil (2n)

Fig. 1b. Ciclo de vida de *Pteris chilensis* desde gametófito a Esporófito joven, E-J. Modificado de Letelier y Peñailillo (2007).



4.3 Importancia Ecológica de los Pteridófitos

Los helechos toleran un rango amplio de condiciones ambientales, cumpliendo una función importante en la colonización y regeneración de las comunidades vegetales como estabilizando el suelo e impidiendo el proceso de erosión. La gran capacidad de dispersión de sus esporas les permite colonizar sitios perturbados como claros de bosques originados por tempestades o incendios. Por su parte, la propagación vegetativa es también relevante para colonizar áreas perturbadas dentro del bosque. De este modo, los helechos son fundamentales y contribuyen a la restauración de ecosistemas impactados por perturbaciones tanto naturales como antropogénicas (Walker y Sharpe 2010).

Por otra parte, los helechos forman parte de la cadena trófica de algunos herbívoros como saltamontes y caracoles que cuando los niveles de toxinas que presentan son bajos comen sus hojas maduras así como los vertebrados que las depredan en su estado inmaduro. También, se sabe que las esporas ricas en lípido sirven de alimento tanto para aves y mamíferos como para invertebrados. Por lo tanto, los esporangios son fuente primaria o secundaria de alimentación y de paso una forma de dispersión de las esporas mediante zoocoría (Parry-Jones y Augée 2001).

Otra función importante de los helechos en los ecosistemas es su capacidad para mantener relaciones simbióticas con hongos y cianobacterias que ayudan a la movilización de nutrientes del suelo. Al remover con eficiencia tantos componentes orgánicos como inorgánicos de ambientes terrestres y acuáticos estas plantas actúan como fitorremediadores en los ecosistemas (Wagner 1997; Valderrama et al. 2012, 2016).

Finalmente, son capaces de proveer microhábitats como refugios y sombra para animales pequeños y plantas herbáceas.

4.4 Los Helechos y sus Usos para el Hombre

Los helechos junto a plantas afines dieron origen al carbón, el cual se utiliza hasta el día de hoy como fuente de energía para cocinar alimentos, en centrales de energía termoeléctrica y para calefacción. Otros usos populares de los helechos son los siguientes: materia prima para fertilizantes orgánicos, colorantes, fibras, perfumes, alimentos, saborizantes, medicina y como plantas ornamentales (May 1978, San Martín 1983, Wagner 1997, Hoshizaki y Moran 2010, Macaya 2008, Wickens 2001, Pardo y Pizarro 2016). A continuación se dan algunos ejemplos de los usos más relevantes:

- a) Las especies del género *Azolla* se utilizan como fertilizantes orgánicos en arrozales, pues estos helechos acuáticos son ricos como fuente de nitrógeno, debido a que viven en simbiosis con una cianobacteria (*Anabaena azollae*) capaz de fijar el nitrógeno atmosférico (Wagner 1997, Bhuwaneshwari Singh 2015);
- b) En medicina popular se utiliza la planta completa o partes de estas, como rizomas, frondes, estípites y esporas para curar la disentería, el resfrío, la hipertensión, la bronquitis, cicatrizar heridas, como purgativo, antihelmíntico, expectorante, febrífugo, depurativo, sedativo, entre otros (Muñoz et al. 1981, Rodríguez et al. 2009); y



- c) Cultivados por la belleza y delicadeza de las frondes y su diversidad de formas y colores, hacen de los helechos plantas ornamentales muy apreciadas como follaje, en jardines y para macetas de exterior e interior; existiendo cultivares hortícolas de formas variegadas con gran valor ornamental. Actualmente, este es el principal uso, siendo bien comercializados en el mercado (Hoshizaki y Moran 2010).

El cultivo de los helechos chilenos se asocia a jardines, macetas y arreglos florales (Macaya, 2004, Rodríguez et al. 2009). Para Chile se citan 18 especies de helechos nativos cultivados, destacando *Adiantum chilense*, *Blechnum chilense*, *B. hastatum*, *B. magellanicum*, *Dennstaedtia glauca*, *Lophosoria quadripinnata*, *Pteris chilensis* y *Rumohra adiantiformis*, entre otros (Sánchez 2011). Como follaje de corte se comercializan localmente: *L. quadripinnata* (Ampe), *B. chilense* (Costilla de vaca), *B. magellanicum* (Katalapi) y *Gleichenia squamulosa* (Yerba loza), los cuales son extraídos de sus hábitats con el consiguiente daño para sus poblaciones. Lo contrario sucede con *R. adiantiformis* (Helecho cuero) que se cultiva y es comercializado mundialmente (Sánchez 2011). Una evaluación de 10 especies de helechos nativos con potencial como follaje de corte y mantenidos en agua destilada demostró que *Equisetum pyramidale*, *B. chilense*, *A. chilense* var. *chilense*, *B. magellanicum*, *B. hastatum* y *Polystichum chilense* var. *chilense* tienen una mayor duración en poscosecha (13 a 7 días); en cambio, *Hypolepis poeppigii*, *Megalastrum spectabile*, *D. glauca*, y *P. chilensis* tuvieron una vida útil de 1-3 días en florero (Sánchez 2011). La vida en florero de *B. chilense* y *B. magellanicum* es mayor si se agrega al agua ácido cítrico, pues se mantiene la captación de agua por más tiempo, lo cual permite que el follaje permanezca hidratado; en cambio el ácido cítrico y el azúcar no favorecen el consumo de agua en *E. pyramidale*, que de los tres helechos estudiados es el que tiene mayor vida en florero utilizando sólo agua destilada (Sánchez y Peñailillo 2013).

4.5 Diversidad Taxonómica de la Flora Pteridofítica Asociada al Bosque de Ruil

El bosque caducifolio de ruil presenta un estrato herbáceo pobre en especies si se compara con aquel de los bosques templados lluviosos del sur de Chile. Sin embargo, existen 84 especies de hierbas. En el piso del bosque son frecuentes y abundantes, las plantas con flores o Angiospermas, *Nasella chilensis* (Coirón), *Uncinia phleoides* (Quin-Quin) y los helechos *Adiantum chilense* var. *chilense* (Palito negro) y *Blechnum hastatum* (Palmilla), helechos de amplia distribución geográfica en Chile (San Martín et al. 1984). Además, dentro de la flora Pteridofítica aparecen con menor frecuencia *Blechnum chilense* (Costilla de vaca) y *B. magellanicum* (Katalapi), ambos creciendo en sitios más húmedos y sombríos del bosque de ruil (San Martín et al. 1991, Santelices et al. 2003).

San Martín et al. (1991) registraron 186 especies de plantas vasculares en los bosques de ruil, de las cuales 13 especies pertenecen al grupo de los Pteridófitos. De este modo, los helechos comprenden un 7% de la flora del bosque de ruil (Santelices et al. 2003). Las 13 especies se distribuían en 8 géneros y 7 familias. Una revisión de los censos realizado en los bosques de ruil (San Martín et al. 1984, Gómez 2019), y un examen de los pliegos del herbario de la Universidad de Talca (UTAL) que en sus observaciones diga 'en bosque de ruil' identificaron 16



especies, 5 variedades, 12 géneros, 9 familias y 2 clases (Cuadro 1.). Las pequeñas variaciones observadas en el número de taxones entre el cuadro 1 y las entregadas más arriba son producto de la dinámica de los enfoques sistemáticos más recientes que incluyen el nivel molecular.

Al considerar la forma de crecimiento, la mayor parte de los helechos del bosque de ruil son hierbas perennes; aunque existen helechos “subarborescentes” como *Blechnum chilense* y *B. magellanicum*, un subarbusto y arbusto, respectivamente (Rodríguez *et al.* 2018).

Según su hábitat los helechos encontrados bajo el bosque de ruil son principalmente terrestres y más raramente saxícolas como *Hymenophyllum peltatum*, palustres como *B. chilense* y epífitos como *Synnamia feuillei*. Los helechos epífitos son escasos en los bosques caducifolios, pero comunes en los bosques siempreverdes (Godoy *et al.* 1981).

De las 16 especies únicamente *Pteris chilensis* es endémica, una es cosmopolita (*Hymenophyllum peltatum*) y las restantes son nativas.

El tratamiento sistemático de géneros, especies y variedades sigue a Rodríguez *et al.* (2018) y para familias y clases aquellos de Smith *et al.* (2006) y Cantino *et al.* (2007). Las descripciones se apoyan en los trabajos de Rodríguez (1995) y Rodríguez *et al.* (2009) y observaciones de campo y de los pliegos de herbario de la Universidad de Talca (UTAL). El estado de conservación de los taxones está de acuerdo al Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (RCE) procesos Octavo, Noveno, Décimo y Undécimo del Ministerio del Medio Ambiente.

Cuadro 1. Grupos taxonómicos de Helechos representados en los bosques de ruil

Clases	Familias	Géneros	Especies y Variedades
Equisetopsida	Equisetaceae	Equisetum	<i>E. bogotense</i>
Polypodiopsida	Aspleniaceae	Asplenium	<i>A. dareoides</i>
	Hymenophyllaceae	Hymenophyllum	<i>H. peltatum</i>
	Blechnaceae	Blechnum	<i>B. chilense</i>
			<i>B. hastatum</i>
			<i>B. magellanicum</i>
			<i>B. mochaenum</i> var. <i>mochaenum</i>
	Cystopteridaceae	Cystopteris	<i>C. apiiformis</i>
	Dennstaedtiaceae	Hypolepis	<i>H. poeppigii</i>
	Dryopteridaceae	Megalastrum	<i>M. spectabile</i>
		Polystichum	<i>P. chilense</i> var. <i>chilense</i>
	Polypodiaceae	Synammia	<i>S. feuillei</i>
	Pteridaceae	Adiantum	<i>A. chilense</i> var. <i>chilense</i>
			<i>A. chilense</i> var. <i>scabrum</i>
			<i>A. sulphureum</i> var. <i>sulphureum</i>
		Cheilanthes	<i>Ch. hypoleuca</i>
		Pteris	<i>P. chilensis</i>
Total	9	12	16 spp. 5 variedades



4.6 Descripción de los Helechos en el Bosque de Ruil

La flora Pteridofítica en los bosques caducifolios de ruil incluye la división Monilophyta con dos clases Equisetopsida (con una familia, un género y una especie) y Polypodiopsida (con 8 familias, 11 géneros, 16 especies y 5 variedades) (Cuadro 1.). Varias especies de los bosques de ruil son compartidas con los bosques de *Nothofagus glauca* (Hualo) y otros siempreverdes como de *Aextoxicon punctatum* (Olivillo) y *Gomortega keule* (Queule).

División **Monilophyta**

Clase 1: **Equisetopsida**

Familia **Equisetaceae**

Equisetum bogotense Kunth

Limpia plata, yerba de la plata, Kelü-lawen

Planta herbácea de hasta 35 cm de alto provista de un rizoma rastrero y tallos aéreos articulados, débiles, estriados, ásperos al tacto por la presencia de sílice. Hojas verticiladas, reducidas a escamas que se fusionan entre sí formando una vaina denticulada alrededor del tallo. Los esporofilos forman conos pediculados de 8-15 mm de largo, llamados esporangióforos; los esporofilos laterales del esporangióforo presentan un contorno hexagonal y llevan cinco esporangios peltados y el esporofilo apical es obtuso. Las esporas son verdes (fotosintéticas) y presentan cuatro cintas espatuladas higroscópicas llamadas eláteres.

Distribución: Desde América Central hasta Chile, Argentina y Perú. Planta nativa.

Hábitat. Crece en lugares húmedos, charcas y orillas de cursos de agua. En bosque de ruil se encuentra en claros siguiendo pequeños cursos de agua y/o vertientes.

Uso: Antiguamente se empleaba para pulir los objetos de plata. En medicina popular se usa como hemostático (detiene las hemorragias) y antiséptico. Además, se recomienda una infusión de la planta contra los cálculos vesicales y renales. Es un buen diurético.

Estado de Conservación: Especie aún no clasificada.

Clase 2: **Polypodiopsida**

Familia **Aspleniaceae**

Asplenium dareoides Desv. (Fig. 2 en anexo fotográfico)

Filu-lahuén

Helecho epífita o terrestre con rizoma corto, suberecto, cubierto de escamas clatradas castaño oscuras. Hojas monomorfas, de hasta 15 cm de largo; pecíolo delgado, de color negro cerca de la base y verde hacia el ápice, con pelos esparcidos, claviformes que aparecen también en el raquis; lámina de contorno deltoide, bipinnada a tripinnada verde oscura. Los últimos segmentos son enteros o lobulados-espatulados, dentados delicadamente en el ápice. Soros de uno a tres en cada segmento, ovalados cubiertos por un indusio lateral, alargado y blanquecino.



Distribución: Chile y Argentina. Planta Nativa.

Hábitat: Crece en lugares sombríos del bosque y sobre los troncos de los árboles. En la región del Maule es escaso. En períodos lluviosos prolongados se han observados individuos epífitos de este helecho higrofilo en fustes de ruil (San Martín com. pers).

Uso: Desconocido.

Estado de Conservación: En Chile continental clasificada en Preocupación Menor (LC) – Octavo Proceso D.S. 19/2012 MMA.

Familia **Hymenophyllaceae**

Hymenophyllum peltatum (Poir.) Desv. (Fig. 3 en anexo fotográfico)

Nombre vernáculo desconocido

Helecho saxícola, de 5 cm. de alto, raro de mayor altura. El rizoma es filiforme, ramificado y piloso. La hoja de lámina bipinnada son planas y glabras; las pinnas levemente arqueadas tienen en forma de abanico; el raquis es alado; los últimos segmentos van dirigidos hacia el ápice de la lámina, siendo truncados en la base y dentado en los márgenes. Los esporangios se ubican en soros insertos en segmentos reducidos próximos al raquis, se disponen de uno a cinco por pinnas, son arqueados en la base y están provistos de un indusio bivalvo de margen denticulado o a veces entero.

Distribución: Especie cosmopolita.

Hábitat: Este helecho forma un césped tupido en suelos ricos en humus. Está restringido a hábitats locales que están constantemente húmedos. Encontrado más frecuentemente quebradas y en paredones húmedos y sombríos del bosque de ruil así como la base del tronco de árboles envejecidos. Su observación es mejor en invierno contrariamente en verano se encuentra quiescente comportándose como un poiquilohídrico (Troncoso y San Martín 1988).

Uso: Desconocido.

Estado de conservación: Especie aún no clasificada.

Familia **Blechnaceae**

Blechnum chilense (Kaulf.) Mett. (Fig. 4 en anexo fotográfico)

Costilla de vaca, palmilla, quilquil, iquide

Helecho provisto de un rizoma erecto, escamoso, voluminoso y que en algunos individuos forman un pequeño tronco alcanzando un porte de subarbusto. Las hojas son dimorfas. Las estériles o trofófilas son fotosintéticas, de 50 a 150 cm de largo y con un pecíolo leñoso, acanalado que en la base porta escamas anchas, de color castaño claras. La lámina monopin-



nada porta pinnas coriáceas oval-lanceoladas, agudas en el ápice, cordadas en la base, y pecioluladas, excepto por las superiores que están casi unidas al raquis. El raquis y la vena media de la pinna portan escamas filiformes. Las hojas fértiles o reproductivas alcanzan una mayor longitud que las estériles, pero sus pinnas son más angostas. Los esporangios se ubican en cenosoros que revisten completamente la cara inferior de las pinnas y están cubiertos por un indusio submarginal, continuo, membranáceo y de margen entero o lacerado.

Distribución: Chile y Argentina. Planta nativa.

Hábitat: Es un helecho higrófilo que suele invadir el interior del bosque sombrío, especialmente en las quebradas, a orilla de cursos de agua y en sitios bajos inundados o anegados. En bosque de ruil se desarrolla en sitios muy húmedos, pantanosos y en semisombra.

Uso: Planta ornamental en jardines. En tiempos de hambruna los indígenas utilizaban el rizoma como alimento y de su médula se preparaba harina. En medicina popular se emplea para afecciones a la vista y heridas del cordón umbilical.

Estado de Conservación: En Chile continental clasificada en Preocupación Menor (LC) – Octavo Proceso D.S. 19/2012 MMA.

Blechnum hastatum Kaulf. (Fig. 5 en anexo fotográfico)

Palmilla, quilquil, arriquilquil

Helecho provisto de un rizoma rastrero, erecto o suberecto y cubierto por escamas filiformes, castaño-negruzcas. Hojas monomorfas, es decir con un solo tipo de hojas que cumple tanto la función fotosintética como reproductora, son de longitud variable y con un peciolo escamoso. La lámina monopinnada es semiherbácea a coriácea, de pinnas oblanceoladas, agudas en el ápice y falcadas o hastadas en la base. Los esporangios en cenosoros lineares, continuos o discontinuos están protegidos por un indusio papiráceo, blanquecino y de borde interno lacerado.

Distribución: Chile y Argentina. Planta nativa.

Hábitat: Es un helecho higrófilo frecuente, pero de menos exigencia hídrica que *B. chilense*. Se lo encuentra en sitios frescos del piso del bosque de ruil y hualo. En lugares sombríos o semisombríos.

Uso: Cultivado como ornamental en jardines. En medicina popular la decocción de sus hojas se usa como estimulador de la menstruación (emenagogo) y abortivo. La decocción de las raíces sirve como antiparasitario contra lombrices o vermes intestinales (vermífuga).

Estado de Conservación: En Chile continental clasificada en Preocupación menor (LC) – Octavo proceso D.S. 19/2012 MMA.



Blechnum magellanicum (Desv.) Mett. (Fig. 6 A-B en anexo fotográfico)
Katalapi

Helecho arbustivo y morfológicamente muy parecido a *B. chilense*, pero de mayor porte, con individuos arborescentes y con “troncos” de hasta 120 cm de largo, por 30 cm de diámetro. Las hojas estériles alcanzan hasta 150 cm de largo y son monopinnadas, con pinnas unidas al raquis mediante una base ancha. El pecíolo de la hoja estéril porta en su base escamas tiesas, finas pardo oscuras a negruzcas. La morfología de la base de las pinas y de las escamas de la base del pecíolo son los caracteres de diagnósticos para esta especie.

Distribución: Chile y Argentina. Planta nativa.

Hábitat: Crece de preferencia en sitios húmedos y sombríos del piso del bosque, en fondos de quebradas y a orillas de corrientes de agua. Escaso y solo en los lugares higrófilos del bosque de ruil como paredones con brotes de agua y sitios pantanosos.

Uso: Planta ornamental de jardines. El rizoma servía de alimento, en tiempos de mucha escasez, a los pueblos originarios; los tehuelches y onas comían los rizomas “estoposos”.

Estado de Conservación: Especie aún no clasificada.

Blechnum mochaenum G. Kunkel var. ***mochaenum*** (Fig. 7 en anexo fotográfico)
Iquide

Helecho provisto de un rizoma erecto, corto y cubierto por abundantes escamas. Hojas dimorfas de textura coriácea. Hojas dimorfas pinnadas. Láminas estériles monopinnadas, pinnas oblongo-lanceoladas, las basales redondeadas a casi rectas, dejando un pecíolo corto. Las hojas fértiles de pecíolos largos y de mayor longitud que las estériles, pinnas lineares, formando un ángulo agudo con el raquis. Cenosoros protegidos por un indusio blanquecino y marginal.

Distribución: Chile y Argentina. Nativo.

Hábitat: Se ubica en sitios húmedos, bajo bosques mésicos e higrófilos de canelo y Mirtáceas. Este helecho crece como helófito en micrositios pantanosos bajo sombra en bosques de ruil de Curepto (San Martín, com. pers).

Uso: Desconocido.

Estado de Conservación: Especie aún no clasificada.



Familia **Cystopteridaceae**

Cystopteris apiiformis Gand. (Fig. 8 en anexo fotográfico)

Palmilla, quilquil, iquide de la pampa

Helecho herbáceo de tamaño pequeño a mediano, provisto de un rizoma corto, rastrero cubierto por escamas. Hojas con pecíolos delicados y flexibles que portan láminas bipinnadas-pinnatífidas, aovado-lanceoladas y con venas libres que terminan en los lóbulos o en las hendiduras del margen de los últimos segmentos. Soros pequeños, redondos o en forma de copa, dorsal sobre las vénulas y protegidos por un indusio delgado, aovado o lanceolado y adheridos por su base.

Distribución: Chile, Argentina, Kerguelen y Nueva Zelandia. Nativo.

Hábitat: Lugares húmedos y protegidos del bosque de ruil de Chanco y Cauquenes, creciendo en grietas pedregosas asoleadas.

Uso: Medicinal.

Estado de conservación: En Chile continental clasificada en Preocupación Menor (LC) – Octavo Proceso D.S. 19/2012 MMA.

Familia **Dennstaedtiaceae**

Hypolepis poeppigii (Kunze) R.A. Rodr. (Fig. 9 A-B en anexo fotográfico)

Wilel-lawen, pesebre (Chiloé)

Helecho provisto de un rizoma rastrero alargado, superficial, ramificado y cubierto de pelos rojizos aterciopelados. Las hojas de textura herbácea son grandes, de 150 cm de largo presentan un contorno triangular y los pecíolos pilosos se encuentran distanciados unos de otros. La lámina tripinnada a cuadripinnatífida es de color verde claro y porta 13 a 14 pares de pinnas más o menos perpendiculares al raquis con peciólulos pilosos y últimos segmentos sésiles, lobulados y pilosos en ambas caras. Todos los ejes están cubiertos por un terciopelo rojizo. Los soros submarginales, redondeados y sin indusio están protegidos por un diente reflejo del segmento. Las esporas son bilaterales y algo elipsoidales y con una lesura linear (monolete).

Distribución: Chile y Argentina. Planta nativa.

Hábitat: Helecho higrófilo que crece en el fondo de quebradas, cursos de agua y lugares muy húmedos del bosque. En bosque de ruil es frecuente en sitios con brotes de agua y pantanosos y libres del pastoreo y pisoteo de ganado.

Uso: Como planta ornamental en jardines.

Estado de Conservación: En Chile continental clasificada en Preocupación Menor (LC) – Décimo Proceso D.S. 52/2014 MMA.



Familia **Dryopteridaceae**

Megalastrum spectabile (Kaulf.) A.R. Sm. et R.C. Moran (Fig. 10 en anexo fotográfico)

Pesebre, helecho fino

Helecho de tamaño medio a grande provisto de un rizoma erecto de hasta 8 cm de diámetro y cubierto con escamas pardas. Las hojas de 50-100 (200) cm de longitud presentan pecíolos gruesos, de la mitad del largo total de la hoja y con abundantes escamas linear-lanceoladas de color café claro. La lámina bi- a tripinnada y de contorno deltoide-ovado es herbácea a coriácea en textura y con los últimos segmentos obtusos, raramente lobulado-dentados y pilosos en ambas caras. El raquis y sus ramificaciones portan escamas lanceoladas, cortas, pardo oscuras, además de pelos blanquecinos tupidos. Los esporangios van en soros circulares sin indusio y dispuestos en número de cuatro a cinco a cada lado de la vena del segmento.

Distribución: Chile y Argentina. Planta nativa.

Hábitat: Helecho higrófilo. En ruilares crece preferentemente en el piso húmedo, sombrío y protegido.

Uso: La infusión de sus hojas con hierba de la culebra (*Fumaria agraria*) se toma como tónico.

Estado de Conservación. Preocupación Menor (LC) – Noveno proceso D.S. 13/2013 MMA.

Polystichum chilense (Christ) Diels var. ***chilense*** (Fig.4.11 A-B en anexo fotográfico)

Pelomén-lahuén

Helecho provisto de un rizoma erecto, corto y escamoso. Las hojas grandes y de hasta 140 cm de largo llevan pecíolos de un tercio del largo total de la hoja y están cubiertos en su base con escamas grandes, anchas y de color castaño oscuro. La lámina bi- a tripinnada, es de contorno ovalado-lanceolado, coriácea en textura, de un color verde claro lustroso, y con 20 a 40 pares de pinnas con un raquis cubierto por escamas. Las pinnulas son anchas, disponiéndose una próxima a la otra, su margen es dentado o entero y su ápice aristado o mucronado. La venación es anadrómica libre. Los soros circulares se distribuyen por toda la lámina y están protegidos por un indusio peltado, que frecuentemente es caduco.

Distribución: Chile y Argentina. Planta nativa.

Hábitat: En el piso del bosque, donde existan condiciones adecuadas de sombra o semisombra y humedad. De preferencia en áreas sin perturbación.

Uso: Desconocido.

Categoría de conservación: Especie aún no clasificada.

Familia **Polypodiaceae**

Synammia feuillei (Bertero) Copel. (Fig. 12 en anexo fotográfico)

Calahuala, hierba del lagarto, pillavilcún

Helecho epífito o a veces saxícola provisto de un rizoma grueso, carnoso, densamente cubierto por escamas clatradas y castañas oscuras. Las hojas glabras y de largo variable se insertan al rizoma mediante una articulación de la base foliar; los pecíolos son cilíndricos, estriados y de la mitad del largo total de la hoja. La lámina de contorno triangular es generalmente pinnatífida, a veces lobulada o entera y de textura subcoriácea; los segmentos oblongo-lanceolados presentan un ápice agudo y los márgenes dentado-crenados. Los esporangios se ubican en soros ovalados, desprovistos de indusio y en número de 6-12 pares a ambos lados de la vena media, dispuestos en un ángulo casi de 45°.

Distribución: Chile y Argentina. Planta Nativa.

Hábitat: Crece como epífito en el tronco y ramas de árboles. En lugares húmedos y sombreados del bosque.

Uso: En medicina popular la infusión del rizoma se usa en afecciones pulmonares crónicas, coqueluches, catarros gástricos, cólicos. También tiene propiedades pectorales, sudoríficas, astringentes y antisifilíticas.

Estado de Conservación: Especie aún no clasificada.

Familia **Pteridaceae**

Adiantum chilense Kaulf. var. ***chilense*** (Fig. 13 en anexo fotográfico)

Doradilla, helecho de palo negro, palito negro, culantrillo.

Helecho provisto de un rizoma rastrero, delgado y cubierto por escamas pardas. Las hojas de 15 a 40 cm de largo presentan pecíolos quebradizos, pardo-negruzcos, lustrosos y de la mitad del largo del total de la hoja. La lámina de contorno deltoide es bipinnada a tripinnada. Las pínulas pecioluladas son flabeladas, reniformes o cuneadas, glabras y con el borde superior con cuatro a siete lóbulos. La venación es dicotómica y las venas terminan entre los dientes del segmento. Los esporangios se disponen en soros reniformes u orbiculares, son marginales y están cubiertos por un pseudoindusio que se origina por el margen reflejo de la pinnula.

Distribución: Chile, Argentina. Planta nativa.

Hábitat: En sitios húmedos y sombreados, del estrato herbáceo, en el interior del bosque o en los márgenes, a veces en sitios moderadamente secos. Muy frecuente.

Uso: Como planta ornamental de interior y jardín. En medicina popular sus hojas se usan en decocción y sirve para estimular la secreción de orina (diurético), emenagogo y refrigerante, y endulzado con miel de abeja como expectorante.

Estado de conservación: En el rango continental clasificado en Preocupación Menor (LC) – Octavo Proceso D.S. 19/2012 MMA.



Adiantum chilense Kaulf. var. ***scabrum*** (Kaulf.) Hicken (Fig. 14 en anexo fotográfico)
Culantrillo, Quilquil

Helecho que se diferencia de la variedad típica por la presencia de granulaciones harinosas blancas depositadas en el ápice de pelos cortos y tiesos en la cara inferior de los segmentos foliares o pinnulas. También estas granulaciones harinosas suelen adherirse directamente a la superficie foliar. Las hojas son de textura coriácea.

Distribución: Chile y Argentina. Planta nativa.

Hábitat: En lugares más asoleados de suelo pedregoso y seco del sotobosque de ruil.

Uso: Desconocido.

Estado de Conservación: Preocupación Menor (LC) – Undécimo Proceso D.S. 38/2015 MMA.

Adiantum sulphureum Kaulf. var. ***sulphureum*** (Fig. 15 en anexo fotográfico)
Culantrillo, Quilquil

Helecho provisto de un rizoma corto que lleva escamas castaño claras. Las hojas de hasta 36 cm de largo presentan pecíolos delicados, lisos, quebradizos y de casi la mitad del largo de total de la hoja. Lámina de contorno oblongo a oval lanceolado es bi- a tripinnada y sus pinnas y pinnulas son orbiculares-trapezoidales, herbácea en textura, glabras en la cara superior y con la presencia de granulaciones harinosas amarillas que cubren toda la superficie de la cara inferior; a veces las granulaciones son escasas y sólo se observan asociadas a los márgenes de los soros o entre los esporangios. Los soros se ubican entre los senos de los lóbulos de los segmentos y están protegidos por un pseudoindusio reniforme, originado por el margen reflejo del segmento.

Distribución: Chile y Argentina.

Hábitat: En lugares húmedos y sombríos protegidos por los árboles y arbustos del sotobosque. A veces en lugares rocosos que le dan protección.

Uso: Desconocido.

Estado de Conservación: Preocupación Menor (LC) – Undécimo Proceso D.S. 38/2015 MMA.

Cheilanthes hypoleuca (Kunze) Mett. (Fig. 16 en anexo fotográfico)

Doradilla

Helecho provisto de un rizoma delgado, cortamente rastrero, con escamas de color castaño-oscuro. Hojas de 10 a 40 cm de largo, algo aglomeradas, con pecíolos delgados castaños, glabros, fuertemente surcados y más largos que la lámina. Esta bipinnatífida a bipinnada, coriáceas, con 8 a 12 pares de pinnas, oblongo-lanceoladas, separadas; superficie superior de la lámina pilosa e inferior con un tomento denso de pelos delgados, lanosos y blanquecinos. Los esporangios nacen en la parte terminal de las venas y los soros están protegidos o no por el margen reflejo de los segmentos.

Distribución: Chile y Argentina. Nativo.

Hábitat: Crece al abrigo de las oquedades y fisuras de las rocas asoleadas en los bosques de rüiles de Chanco y Cauquenes (San Martín com. pers).

Uso: En medicina popular se usa toda la planta en infusión y se aplica como emenagogo y diurético.

Estado de Conservación: Preocupación Menor (LC) – Undécimo Proceso D.S. 38/2015 MMA.

Pteris chilensis Desv. (Fig. 17 en anexo fotográfico)

Nombre vernáculo desconocido

Helecho provisto de un rizoma grueso, erecto y escamoso. Las hojas de contorno triangular tienen un pecíolo que ocupa un tercio del largo total de la misma. La lámina es tripinnada a cuadripinnatífida, de textura herbácea y pinnas triangulares dirigidas hacia arriba. Los últimos segmentos son oblongos, de márgenes dentado-agudo, a menudo sésiles, y casi unidos al eje. Los cenosoros continuos o a veces algo discontinuos se encuentran a ambos lados de los segmentos y están protegidos por el borde foliar revoluto (pseudoindusio).

Distribución: Chile. Planta endémica.

Hábitat: Crece en sitios húmedos, sombríos y semisombríos, bajo el piso y en claros del bosque no alterado.

Uso: Como planta ornamental en jardines.

Categoría de Conservación: En Chile continental clasificada en Preocupación Menor (LC) – Octavo Proceso D.S. 19/2012 MMA.



4.7 Bibliografía

Bhuvaneshwari K, PK Singh. 2015. Response of nitrogen-fixing water fern *Azolla* bio-fertilization to rice crop. 3 Biotech 5 (4): 523-529. DOI: 10.1007/s13205-014-0251-8.

Cantino PD, JA Doyle, SW Graham, WS Judd, RG Olmstead, DE Soltis, PS Soltis, MJ Donoghue. 2007. Towards a phylogenetic nomenclature of Tracheophyta. Taxon 56 (3): E1-E44. DOI: 10.1002/tax.563001.

Godoy R, C Ramírez, H Figueroa, E Hauenstein. 1981. Estudios ecosociológicos en pteridófitos de comunidades boscosas valdivianas, Chile. Bosque 4 (1): 12-24.

Gómez P. 2019. Diversidad florística de los bosques de ruil. In: C Mena, Y Ormazábal, P Garrido eds. Ruil, biodiversidad de sus bosques. Editorial Universidad de Talca, Chile. p. 41-93.

Hoshizaki BJ, RC Moran. 2010. Fern grower's manual. Revised and Expanded Edition. Portland, Oregon, USA. Timber Press. 604p.

Judd WS, CS Campbell, EA Kellogg, PF Stevens, MJ Donoghue. 2002. Plant Systematics: a phylogenetic approach. Second Edition. Sunderland, MA, USA. Sinauer Associates. 576p.

Kenrick P, PR Crane. 1997. The origin and early evolution of plants on land. Nature 389 (6646): 33-39. DOI: 10.1038/37918.

Letelier L, P Peñailillo. 2007. Desarrollo del gametófito y esporófito joven de *Pteris chilensis* Desv. (Pteridaceae – Pteridophyta). Gayana Botánica 64 (1): 93-97. DOI: 10.4067/S0717-66432007000100009.

Looser G. 1955. Los helechos (Pteridófitos) de Chile central. Moliniana 1: 5-138.

Macaya J. 2004. Helechos nativos de Chile cultivados con fines ornamentales. Chloris Chilensis. Año 7, N°1. URL: <http://www.chlorischile.cl>

Macaya J. 2008. Helechos introducidos en Chile con fines ornamentales (parte I). Chloris Chilensis Año 11, N°2. URL: www.chlorischile.cl

May LW. 1978. The economic uses and associated folklore of ferns and fern allies. The Botanical Review 44 (4): 491-528.

Moran RC. 1995. The importance of mountains to pteridophytes, with emphasis on Neotropical montane forest. In Churchill SP, H Balsley, E Forero, JL Luteyn eds. Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests. Proceeding of a symposium. New York Botanical Garden, 21-26 June 1993. p. 359-363 ref. 44.

Muñoz M, E Barrera, I Meza. 1980 (1981). El uso medicinal y alimenticio de plantas nativas y naturalizadas en Chile. Museo Nacional de Historia Natural. Publicación ocasional 33: 3-91.

Pardo O, JL Pizarro. 2016. Chile: Plantas alimentarias prehispánicas. Segunda Reimpresión. Ediciones Parina EIRL. 431p.



Parry-Jones KA, ML Augée. 2001. Factors affecting the occupation of a colony site in Sydney, New South Wales by Grey-headed Flyin-fox *Pteropus poliocephalus* (Pteropodidae). *Austral Ecology* 26 (1): 47-55. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2001.01072.pp.x

Rodríguez R. 1995. Pteridophyta. In Marticorena C, R Rodríguez eds. Universidad de Concepción, Concepción, Chile. *Flora de Chile* vol. 1. p 119-309.

Rodríguez R, D Alarcón, J Espejo. 2009. Helechos nativos del centro y sur de Chile. Guía de Campo. Concepción, Chile. Edición Corporación Chilena de la Madera. 212 p. DOI: 10.13140/RG.2.1.3054.8647.

Rodríguez R, C Marticorena, D Alarcón, C Baeza, L. Cavieres, VL Finot, N Fuentes, A Kiessling, M Mihoc, A Pauchard, E Ruiz, P. Sánchez, A. Marticorena. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica* 75 (1): 1-430. DOI: 10.4067/S0717-66432018000100001.

San Martín J. 1983. Medicinal plants in central Chile. *Economic Botany* 37 (2): 216-227. DOI: 101007/BF02858788.

San Martín J, H Figueroa, C Ramírez. 1984. Fitosociología de los bosques de ruil (*Nothofagus alessandrii* Espinosa) en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 57 (2): 171-200. DOI: no posee.

San Martín J, V Mourgues, A Villa, C Carreño. 1991. Catastro actualizado de la distribución y estado de conservación de los bosques de ruil en la VII Región. Informe Final Proyecto Investigación y Desarrollo Forestal CHI/89/003. Talca, Chile. Corporación Nacional Forestal. 30p.

Sánchez PP. 2011. 2011, Helechos nativos de la Región del Maule, conservación y potencial ornamental. Tesis de Magister en Horticultura, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Talca, Talca. 65p.

Sánchez PP, P Peñailillo. 2013. Vase Life of three natives ferns of Maule Región, Chile. *Acta Horticulturae* 1000: 179-182. DOI: 10.17660/ActaHortic.2013.1000.22.

Santelices R, R Henríquez, E Ávila. 2003. Monografía de *Nothofagus alessandrii* Espinosa. Universidad Católica del Maule, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Departamento de Ciencias Forestales. Talca. Chile. 41p.

Simpson MG. 2010. Plant systematics. Second Edition. Elsevier Academic Press. p 740.

Smith AR, KM Pryer, E Schuettpelz, P Korall, H Schneider, PG Wolf. 2006. A classification for extant ferns. *Taxon* 55 (3): 705-731. DOI: 10.2307/25065646.

Tryon RM, AF Tryon. 1982. Ferns and allied plants. With special reference to tropical America. New York, USA. Springer. 858p.

Valderrama A, J Tapia, P Peñailillo, DE Carvajal. 2012. Water phytoremediation of cadmium and copper using *Azolla filiculoides* Lam. in a hydroponic system. *Water and Environment Journal*. Doi 10.1111/wej.12015.



Valderrama A, DE Carvajal, P Peñailillo, J Tapia. 2016. Accumulation capacity of cadmium and copper and their effects on photosynthetic performance in *Azolla filiculoides* Lam. *Gayana Bot.* 73(2): 283-291.

Wagner GM. 1997. *Azolla*: a new review of its biology and utilization. *The Botanical Review* 6 (1): 1-26. DOI: 10.1007/BF02857915.

Walker LR, JM Sharpe. 2010. Ferns, disturbance and succession. In Mehltreter K, LR Walker, JM Sharpe. Published by Cambridge University Press. p 177 – 219.

Wickens GE. 2001. *Economic botany: principles and practices* Dordrecht. Kluwer Academic Publishers. 535p.

Wilhelm de Mösbach E. 1992. *Botánica indígena de Chile*. Santiago de Chile. Editorial Andrés Bello. 140p.

Anexo Fotográfico



Figura 2. *Asplenium dareoides*. Hábito.



Figura 3. *Hymenophyllum peltatum*. Frondes semitransparentes mostrando soros muy arqueados en la base protegidos por un indusio bivalvo.





Figura 4. *Blechnum chilense*. Fronde estéril con pinnas separadas del raquis, cortamente pecioluladas.



Figura 5. *Blechnum hastatum*. Hábito con frondes monopinnadas y lámina lanceolada.





Figura 6. *Blechnum magellanicum*. A. Hábito con frondes estériles monopinnadas y pinnas sésiles, adnadas al raquis; B. Fronde fértil.



Figura 7. *Blechnum mochaenum* var. *mochaenum*. Población de este helecho bajo bosque de ruil y suelo húmedo de Curepto.





Figura 8. *Cystopteris apiiformis*. Lámina bipinnada-pinnatifida, de soros redondeados con indusio.



A



B

Figura 9. *Hypolepis poeppigii*. A Hábito; B. Lámina por el envés.





Figura 10. *Megalastrum spectabile*. Lámina bipinnada.



A



B

Figura 11. *Polystichum chilense* var. *chilense*. A. Hábito mostrando frondes de lámina bipinnatífida, B. Soros por toda la lámina protegidos por un indusio.





Figura 12. *Synammia feuillei*. Helecho epífito, láminas pinnatífidas mostrando soros ovalados sin indusio.



Figura 13. *Adiantum chilense* var. *chilense*. Pínnulas glabras y con soros reniformes protegidos por un pseudindusio.





Figura 14. *Adiantum chilense* var. *scabrum*. Pinnulas por el envés mostrando granulaciones blancas.



Figura 15. *Adiantum sulphureum* var. *sulphureum*. Pinnulas por el envés mostrando granulaciones amarillas.





Figura 16 *Cheilanthes hypoleuca*. Hábito.



Figura 17 *Pteris chilensis*. Hábito. Láminas tripinnadas.



5. HONGOS NO LIQUENIZADOS: DIVERSIDAD, FUNCIONES, CONSERVACIÓN Y USOS

Götz Palfner; Angélica Casanova K.; Viviana Salazar V.; Ariel Riquelme V. y
Rómulo Santelices M.

La comunidad de hongos o microbiota de un ecosistema boscoso es altamente diversa, pero en la mayoría de las regiones biogeográficas del planeta esta diversidad aún es insuficientemente conocida (SOWF 2018). Mientras sigue faltando información sobre la riqueza global y regional de los hongos del bosque, su clasificación funcional es menos compleja y corresponde, a grandes rasgos, a dos grupos universales: los descomponedores de necromasa orgánica o saprobiontes y los hongos biotróficos o simbioses que se alimentan en relación con organismos vivos (López-Mondéjar *et al.* 2018). Estos últimos a su vez se dividen en parásitos y mutualistas. Entre los simbioses mutualistas se destacan los hongos micorrícicos cuyos micelios forman redes complejas en el suelo del bosque, conectando las raíces de árboles de diferentes edades e incluso de diferentes especies, no solamente con los recursos esenciales del sustrato sino también entre ellas, formando las designadas redes micorrícicas comunes (Van der Heijden y Horton 2009, Simard *et al.* 2012). En bosques naturales mixtos de las zonas templadas dominan típicamente dos grupos de hongos formadores de micorriza con sus árboles hospederos o fitobiontes respectivos: los Glomeromycetes que forman la micorriza arbuscular (MA) y por otro lado, una parte de los grandes grupos de los Ascomycetes y Basidiomycetes que forman la ectomicorriza (EM). Estos dos consorcios no interactúan directamente entre sí y por ende forman redes micorrícicas separadas (Jo *et al.* 2019). También se distinguen fundamentalmente en su visibilidad en terreno: mientras los hongos formadores de MA con muy pocas excepciones pertenecen al gran grupo morfológico de los hongos microscópicos que requieren técnicas de laboratorio para su detección e identificación, muchos de los hongos ectomicorrícicos, igual como numerosos hongos descomponedores, forman cuerpos fructíferos o esporomas visibles a ojo desnudo *in situ* durante su temporada reproductiva, por lo cual son considerados como “macromicetos” (Senn-Irlet *et al.* 2007). Aunque estos macrohongos constituyen solamente un porcentaje menor de la diversidad fúngica de los ecosistemas terrestres, por conveniencia y debido a su fenotipo llamativo han sido más ampliamente estudiados y por ende están más representados en colecciones científicas, inventarios, guías de campo, estudios fenológicos y listas de especies en categoría de conservación a nivel global y regional (SOWF 2018, Andrew *et al.* 2018). Consecuentemente también priorizamos este grupo en nuestro estudio.



Hongos asociados a *Nothofagus*

Las primeras descripciones científicas de macrohongos asociados a *Nothofagus* Blume en Chile ya se encuentran en la literatura micológica del siglo XIX. Ejemplos son los parásitos lignícolas *Cyttaria darwinii* (Berkeley 1842) y *C. berteroi* (Montagne *apud* Gay 1850), así como los simbiontes micorrícicos *Amanita gayana* (*ibid.*) y *Cortinarius magellanicus* (Spegazzini 1887). Estos estudios tempranos fueron publicados en un formato y contexto netamente morfológico-taxonómico y carecen de información ecológica-funcional. Esta tendencia continúa durante la primera mitad del siglo XX, con aportes importantes de Spegazzini (1910, 1921) y Espinosa (1926), entre otros, recopilados por Mujica y Vergara (1945). Singer y colaboradores fueron los primeros en destacar el rol ecológico central de los consorcios de hongos ectomicorrícicos y sus hospederos respectivos del género *Nothofagus* en la historia fitogeográfica y fitosociológica de los bosques andino-patagónicos, creando el concepto del bosque ectotrófico (en inglés: “ectotroph”, Singer y Morello 1960, Singer y Moser 1965, Singer 1971). En este contexto es importante destacar que *Nothofagus* es el único género arbóreo nativo en Chile que forma obligatoriamente ectomicorriza (Garrido 1988, Palfner 2001, Nouhra *et al.* 2019), lo que tiene implicancias claves en la diversidad y el nivel de endemismo de su micobiota asociada. Avances significativos en el conocimiento de la diversidad de Basidiomycetes y sus enlaces estrechos con *Nothofagus* en Chile representan las monografías de algunos grupos, principalmente del orden Agaricales *sensu lato* según concepto de Singer (1986), publicadas por Horak y Moser (1965), Singer (1969), Moser y Horak (1975), Horak (1977), Horak (1980), Garrido (1988), Valenzuela (1993) y Lazo (2016), entre otras. Este grupo bastante bien estudiado contrasta con el persistente déficit de inventarios de Ascomycetes, con excepción de unos pocos estudios regionales (Gamundi 2003, Gamundi *et al.* 2004) y descripciones de algunos taxones individuales (Sandoval Leiva 2012, Sandoval Leiva *et al.* 2014, Kraistudomsook *et al.* 2020).

Micobiota de *Nothofagus alessandrii*

Existen muy pocas referencias publicadas de la micobiota asociada a *N. alessandrii* (ruil). En el último inventario general de hongos chilenos según orden de los taxones vegetales asociados (Mujica *et al.* 1980), llama la atención que en la lista de las especies de *Nothofagus* en ruil, se observa una falta total de referencias como también de sus hongos respectivos. El conocimiento de microhongos asociados a *N. alessandrii* sigue siendo hasta la fecha prácticamente nulo, mientras que la mayoría de los pocos estudios y catastros publicados entre 1980 y 2020 están referidos en el grupo de los macrohongos. Aun así, en comparación con las otras especies de *Nothofagus* y sus comunidades fúngicas respectivas en Chile, los hongos del ruil siguen siendo los menos estudiados.

A partir de 1982, Garrido realizó los primeros inventarios de basidiomicetes micorrícicos y saprotróficos en la zona de la “Reserva Forestal del Maule”, hoy conocida como “Reserva Nacional Los Ruiles” en la comuna de Chanco, provincia de Cauquenes. Estos registros fueron publicados en su monografía de Agaricales de los bosques de *Nothofagus* de Chile central (Garrido 1988). En la misma obra, el autor describe por primera vez la presencia del



ascomicete micorrizógeno común *Cenococcum geophilum* Fr. en raíces finas de ruil, fenómeno posteriormente confirmado en estudios de Flores *et al.* (1997) y Palfner (2001). El autor principal de este capítulo mantiene un registro de macrohongos asociados a bosque de ruil basado en recolecciones que se iniciaron en 2007 y cuyo material está depositado y documentado en la colección de hongos de la Universidad de Concepción (Fungario CONC-F). Parte de estas colecciones provienen de un proyecto de tesis de título sobre diversidad de hongos micorrícicos asociados a ruil, realizado en las áreas protegidas “El Desprezio”, comuna de Empedrado y la “Reserva Nacional Los Ruiles”, comuna de Chanco, entre 2008 y 2009 (Riquelme 2010). La publicación de Salazar-Vidal y Palfner (2015) sobre diversidad de hongos silvestres comestibles con énfasis en el hongo micorrícico y comestible *Cortinarius austroturmalis* en la Reserva Nacional Los Ruiles, comuna de Chanco, fue resultado de un monitoreo de la temporada 2014 en el marco del proyecto CONAF Fondo de Investigación de Bosque Nativo 65/2012.

Una debilidad metodológica innata de nuestro inventario es que no permite comprobar una asociación específica entre la mayoría de los hongos registrados y *N. alessandrii*. Eso se debe, por un lado, a que el ruil no crece en rodales puros sino mixtos con otras especies de *Nothofagus* como *N. dombeyi*, *N. glauca* y *N. obliqua*, y, por otro lado, a que la gran mayoría de los hongos registrados en la cercanía o directamente sobre ruil en calidad de esporoma son conocidas por asociarse también a estas otras especies arbóreas. Consecuentemente aún no existe evidencia comprobada de una micobiota específica o exclusiva de *N. alessandrii*. En este contexto es importante mencionar que Garrido (1988) caracteriza a *N. alessandrii*, no por la presencia sino al contrario, por la ausencia de ciertos hongos comunes con otras especies de *Nothofagus*, específicamente los parásitos *Cyttaria* spp. y *Mikronegeria fagi*, atribuyendo este fenómeno a la posición marcada y aparentemente ancestral de la especie en la filogenética del género *Nothofagus*, la cual está respaldada por su particular y único tipo de polen (Fernández *et al.* 2016), entre otros atributos (Peterson *et al.* 2010). Sin embargo, como conclusión y considerando el conocimiento aún muy incompleto de la comunidad fúngica de ruil, no se descarta la posibilidad de que existan hongos especializados en este árbol emblemático que se podrían descubrir en monitoreos más sistemáticos, extensos y con métodos más precisos como secuenciación de ADN fúngico en raíces micorrizadas y madera viva o muerta.

Considerando la importancia de la comunidad fúngica asociada al ciclo de vida de un árbol y a sus interacciones con su entorno biótico y abiótico, el objetivo principal del capítulo es presentar un inventario preliminar de hongos asociados a bosque de ruil, como primer paso y al respecto llenar el vacío de conocimiento. Dada la condición crítica de conservación en que se encuentra esta especie emblemática y endémica, un objetivo específico es identificar sus hongos ectomicorrícicos (EM) y su potencial como agentes facilitadores en programas de reforestación; además detectar la presencia de hongos parasíticos que podrían agregar otra amenaza a las ya identificadas. Basándose en registros respaldados científicamente, se recopilieron datos extraídos de la escasa bibliografía existente y de la colección de hongos del Herbario de la Universidad de Concepción (Fungario CONC-F). De acuerdo a esta lista de especies se elabora un análisis micosociológico de la comunidad fúngica identificada, determinando y distinguiendo sus funciones ecosistémicas, usos y aplicaciones, así como la proporción de especialistas, taxones endémicos y presencia de amenazas por agentes fúngicos invasores y/o parasíticos.



Una fuente bibliográfica fundamental para la búsqueda de menciones históricas (antes de 1980) de hongos asociados a *Nothofagus alessandrii* fue la segunda edición de la “Flora Fungosa de Chile” de Mujica *et al.* (1980). Para investigar el periodo entre 1980 y 1988 se consultaron el “Index Agaricalium Chilensium” (Garrido 1985) y, como fuente más importante, la monografía de Garrido (1988) sobre Agaricales *sensu lato* de los bosques de *Nothofagus* de Chile. Desde los años 90 del siglo pasado hasta la publicación del presente estudio existe un vacío casi completo de información publicada sobre la comunidad fúngica asociada a ruil, con excepción de algunos estudios sobre especies individuales (Flores *et al.* 1997, Salazar-Vidal y Palfner 2015) o grupos funcionales (Salazar-Vidal y Palfner 2017).

Otra fuente principal de exsicatas de macrohongos recolectados en bosque de ruil representa el Fungario CONC-F (Colección Palfner, Universidad de Concepción). Esta colección cuenta principalmente con muestras deshidratadas y documentadas de la Reserva Nacional Los Ruiles, comuna de Chanco (35° 49' LS, 72° 30' LO, 180-450 msnm, desde aquí en adelante “Los Ruiles”), recolectadas entre los años 2007 y 2014, así como varias muestras obtenidas del área protegida privada El Desprezio, comuna de Empedrado (35° 40' LS, 72° 20' LO, 100-400 msnm, desde aquí en adelante “El Desprezio”), durante las temporadas de 2008 y 2009 (Figura 1).

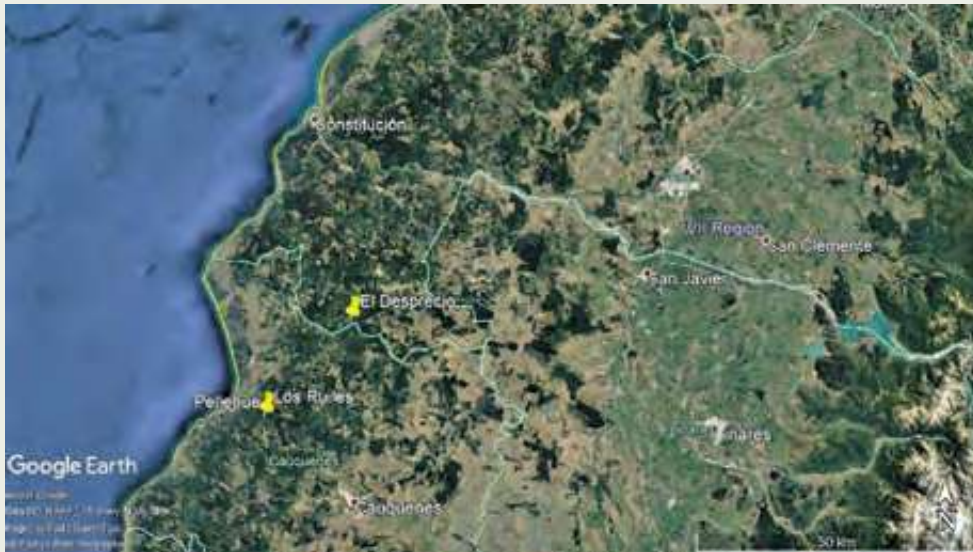


Figura 1. Ubicación de las áreas de registro de macrohongos asociados a bosque de *Nothofagus alessandrii* (Google Earth, modificado).

Al inventario de taxones fúngicos cuyos registros fueron recopilados de las fuentes anteriormente indicadas, se ingresaron solamente aquellos identificados a nivel de especie y con alta probabilidad de ser asociados a ruil. Los taxones seleccionados se ordenaron por división, familia, género y especie según los conceptos aplicados por Esser (2014) y Kirk *et al.* (2008). También se verificaron la frecuencia de registros de las diferentes especies y las



localidades respectivas, así como la distribución conocida de cada especie. Los nombres científicos fueron actualizados de acuerdo con la plataforma virtual Index Fungorum (www.indexfungorum.org). En caso de la familia Cortinariaceae, se mantuvieron los (sub)géneros *Dermocybe*, *Rozites* y *Thaxterogaster* aunque han sido incluidos como sinónimos en el gran género *Cortinarius* (Peintner *et al.* 2004), en virtud de su clara delimitación morfológica y/o química y para estructurar mejor la gran diversidad de especies de este grupo.

Aparte del inventario sistemático, se elaboró un listado ordenado por función ecológica o modo trófico (saprobiontes vs. simbioses), por sustrato (suelo y hojarasca, madera muerta, árboles vivos, como principales).

5.1 Caracterización de la Comunidad de Macrohongos

En total se recopilaron 74 especies de macrohongos presentes en bosques de ruil mixto con otras especies de *Nothofagus* (Tabla 1), pertenecientes a las divisiones Basidiomycota (70 especies en 38 géneros, 25 familias y 8 órdenes) y Ascomycota (4 especies en 4 géneros, 3 familias y 2 órdenes). Varios registros depositados en el Fungario Palfner (CONC-F) que sólo habían sido clasificados a nivel de género, no fueron incluidos en este inventario; se trata en gran parte de Basidiomycetes semihipógeos o secotioides, grupo diverso en el área de estudio que aún requiere una investigación más profunda.

Tomando en cuenta que los bosques de *N. alessandrii* crecen en formaciones mixtas con otras especies arbóreas de *Nothofagus* spp., se descartaron registros fúngicos que, aunque encontrados en rodales con ruil, claramente no se asocian a él, tales como *Cyttaria hariotii* (Los Ruiles, sobre *N. dombeyi*) o *C. berteroi* (El Desprecio, sobre *N. glauca*). Por la misma razón se excluyeron registros de hongos formadores de micorriza arbuscular (*Glo-mus macrocarpa*, El Desprecio) y de Myxomycetes de distribución global y sin asociación trófica directa a árboles (*Physarum leucophaeum*, Los Ruiles).

El grupo dominante es claramente la familia Cortinariaceae con 23 especies (31% del total), fenómeno característico de los bosques de *Nothofagus* de Chile y Argentina (Garnica *et al.* 2003, Moser y Horak 1975).

Las especies con más de tres registros en los inventarios preliminares fueron consideradas especies frecuentes. Se trata de los siguientes hongos (número de registros y figura correspondiente en paréntesis): *Amanita diemii* (4 reg., fig. 2a), *Austropaxillus statuum* (4 reg., fig. 2b), *Cortinarius austroturmalis* (3 reg., fig. 2c), *C. lebre* (3 reg., fig. 8a), *Descolea antarctica* (3 reg., fig. 2d), *Hallingea carneorosea* (3 reg., fig. 7a, b), *Inocybe subfibrosoides* (3 reg., fig. 2e), *Melanogaster tuberiformis* (3 reg., fig. 7e), *Ramaria flava* (3 reg., fig. 8e) y *Russula fuegiana* (3 reg., fig. 2f). En su totalidad corresponden a simbioses mutualistas que forman ectomicorriza con *Nothofagus*.



Tabla 1. Sistemática de las especies de macromicetes registradas en bosque de *Nothofagus alessandrii* entre 1982 y 2014; función: DM = descomponedor de madera; DS = descomponedor de suelo orgánico; DS-M = descomponedor de suelo orgánico asociado a musgos; EM: ectomicorrízico con *Nothofagus*; PA-F = parásito sobre otro hongo; PA-M = parásito sobre madera; registros: LR = Área protegida Los Ruiles, ED = Área protegida privada El Desprejo; distribución: AM = amplia, en ambos hemisferios; CA = Chile y Argentina; CH = Chile; CS = Cono Sur; GW = Gondwana (Sudamérica y Australasia).

División Basidiomycota (70)					
Clase Orden	Familia	Especie	Función	Registros (Nº/lo-calidad)	Distribución
Tremellomycetes					
Tremellales	Tremellaceae	<i>Tremella mesenterica</i> Retz.	PA-F	1 (LR)	AM
Agaricomycetes					
Hysterangiales	Gallaceaceae	<i>Hallingea carneorosea</i> (E. Horak) Castellano	EM	3 (LR, ED)	CA
		<i>Hallingea violacea</i> (E. Horak) Castellano	EM	1 (LR)	CA
Gomphales	Gomphaceae	<i>Ramaria botrytis</i> (Pers.) Bourdot	EM	2 (LR)	AM
		<i>Ramaria flava</i> (Schaeff.) Quél.	EM	3 (LR)	AM
		<i>Ramaria subaurantiaca</i> Corner	EM	1 (LR)	AM
Phallales	Phallaceae	<i>Laternea pusilla</i> Berk. & M.A. Curtis	DS	1 (LR)	AM
Polyporales	Fomitopsida-ceae	<i>Laetiporus portentosus</i> (Berk.) Rajchenb.	PA-M	2 (LR)	GW
	Polyporaceae	<i>Lenzites betulina</i> (L.) Fr.	DM	1 (LR)	AM
		<i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd	DM	1 (LR)	AM
Russulales	Russulaceae	<i>Russula austrodelica</i> Singer	EM	2 (LR)	CA
		<i>Russula fuegiana</i> Singer	EM	3 (LR)	CA
		<i>Russula nothofaginea</i>	EM	2 (LR)	CA
	Stephanosporaceae	<i>Stephanospora chilensis</i> (E. Horak) J.M. Vidal	EM	1 (LR)	CH
	Stereaceae	<i>Aleurodiscus vitellinus</i> (Lév.) Pat.	DM	1 (LR)	CA
		<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers	DM	2 (LR)	AM
Boetales	Boletaceae	<i>Boletus araucarianus</i> Garrido	EM	1 (LR)	CH
		<i>Boletus loyita</i> E. Horak	EM	2 (LR)	CH
		<i>Boletus loyi</i> (Phil.) Speg.	EM	2 (LR)	CH
	Melanogastraceae	<i>Melanogaster cf. tuberiformis</i> Corda	EM	3 (LR, ED)	AM
	Serpulaceae	<i>Austropaxillus boletinoides</i> (Singer) Bresinsky & Jarosch	EM	2 (LR)	CA
		<i>Austropaxillus statuum</i> (Speg.) Bresinsky & Jarosch	EM	4 (LR)	CA
Agaricales	Hygrophoraceae	<i>Hygrocybe psittacina</i> (Schaeff.) P. Kumm.	DS	1 (LR)	AM



División Basidiomycota (70)					
Clase Orden	Familia	Especie	Función	Registros (Nº/lo-calidad)	Distribución
	Physalacriaceae	<i>Armillaria cf. sparrei</i> (Singer) Herink	DM	1 (LR)	CA
	Marasmiaceae	<i>Anthracoophyllum discolor</i> (Mont.) Singer	DM	2 (LR)	CH
		<i>Marasmiellus alliiodorus</i> (Mont.) Singer	DM	2 (LR)	CA
	Pleurotaceae	<i>Pleurotus ostreatus</i> (Jacq.) P. Kumm.	DM	1 (LR)	AM
	Amanitaceae	<i>Amanita diemii</i> Singer	EM	4 (LR)	CA
		<i>Amanita grauiana</i> Garrido	EM	1 (LR)	CH
		<i>Amanita lilloi</i> Singer	EM	1 (LR)	CS
	Mycenaceae	<i>Mycena metuloidifera</i> Singer	DM	1 (LR)	CA
		<i>Mycena patagonica</i> Singer	DS	1 (LR)	CA
	Tricholomataceae	<i>Collybia maulensis</i> Garrido	DS	1 (LR)	CH
		<i>Omphalina roblemaulicola</i> Garrido	DS-M	1 (LR)	CH
		<i>Porpoloma sejunctum</i> Singer	EM	1 (ED)	CA
		<i>Tricholoma fusipes</i> E. Horak	EM	2 (LR)	CA
	Agaricaceae	<i>Leucoagaricus serenus</i> (Fr.) Bon & Boiffard	DS	1 (LR)	AM
		<i>Macrolepiota bonaerensis</i> (Speg.) Singer	DS	2 (LR)	CA
	Hydnangia-ceae	<i>Laccaria fraterna</i> (Sacc.) Pegler	EM	1 (LR)	AM
	Cortinariaceae	<i>Cortinarius austroduracinus</i> M.M. Moser	EM	2 (LR)	CA
		<i>Cortinarius austrosalor</i> M.M. Moser	EM	2 (LR)	CA
		<i>Cortinarius austroturmalis</i> M.M. Moser & E. Horak	EM	3 (LR)	CA
		<i>Cortinarius cauquenensis</i> Garrido	EM	1 (LR)	CH
		<i>Cortinarius chrysophaeus</i> E. Horak	EM	1 (LR)	CA
		<i>Cortinarius coigue</i> Garrido	EM	1 (LR)	CH
		<i>Cortinarius cf. columbinus</i> M.M. Moser & E. Horak	EM	1 (LR)	CA
		<i>Cortinarius flammuloides</i> E. Horak & M.M. Moser	EM	1 (LR)	CA
		<i>Cortinarius hualo</i> Garrido	EM	1 (LR)	CH
		<i>Cortinarius lebre</i> Garrido	EM	3 (LR)	CA
		<i>Cortinarius magellanicus</i> Speg.	EM	1 (LR)	GW
		<i>Cortinarius paguentus</i> Garrido & E. Horak	EM	1 (LR)	CH
		<i>Cortinarius roblemaulicola</i> Garrido & E. Horak	EM	1 (LR)	CH
		<i>Cortinarius cf. imbutus</i> Fr.	EM	1 (LR)	AM
		<i>Cortinarius cf. terebripes</i> E. Horak	EM	1 (LR)	CA



División Basidiomycota (70)					
Clase Orden	Familia	Especie	Función	Registros (Nº/lo-calidad)	Distribución
		<i>Cortinarius xanthocolus</i> E. Horak & M.M. Moser	EM	1 (LR)	CA
		<i>Dermocybe amoena</i> M.M. Moser & E. Horak	EM	1 (LR)	CA
		<i>Dermocybe nahuelbutensis</i> Garrido & E. Horak	EM	1 (LR)	CH
		<i>Dermocybe teresae</i> Garrido	EM	2 (LR)	CH
		<i>Descolea antarctica</i> Singer	EM	3 (LR)	CA
		<i>Rozites collariatus</i> (E. Horak & M.M. Moser) E. Horak	EM	1 (LR)	CA
		<i>Thaxterogaster albocanus</i> E. Horak & M.M. Moser	EM	1 (LR)	CA
		<i>Thaxterogaster magellanicus</i> Singer	EM	1 (LR)	CA
	Hymenogastreae	<i>Galerina hypnorum</i> (Schrank) Kühner	DS-M	1 (LR)	AM
	Strophariaceae	<i>Hypholoma capnoides</i> (Fr.) P. Kumm.	DM	1 (LR)	AM
		<i>Naematoloma frowardii</i> (Speg.) E. Horak	DM	2 (LR)	CA
		<i>Pholiota microcarpa</i> Singer	DM	1 (LR)	CA
	Crepidotaceae	<i>Inocybe gibbosula</i> (E. Horak) Garrido	EM	1 (LR)	CA
		<i>Inocybe illariae</i> Caiafa & M.E. Sm.	EM	1 (ED)	CH
		<i>Inocybe neuquenensis</i> Singer	EM	1 (LR)	CA
		<i>Inocybe subfibrosoides</i> Singer	EM	3 (LR, ED)	CA
División Ascomycota (4)					
Clase Orden	Familia	Especie	Función	Registros (Nº/lo-calidad)	Distribución
Pezizomycetes					
Pezizales	Pyronemataceae	<i>Nothojafnea thaxteri</i> (E.K. Cash) Gamundi	EM	1 (LR)	CA
		<i>Sowerbyella rhenana</i> (Fuckel) J. Moravec	DS	1 (LR)	AM
	Sarcosomataceae	<i>Galiella coffeata</i> Gamundi	DM	1 (LR)	CA
Leotiomycetes					
Helotiales	Helotiaceae	<i>Calycina citrina</i> (Hedw.) Gray	DM	1 (LR)	AM





Figura 2. Macrohongos frecuentes en bosque de *Nothofagus alessandrii* (Los Ruiles); a: *Amanita diemii*, CONC-F0558, 28 de mayo 2009; b: *Austropaxillus statuum*, CONC-F0548, 28 de mayo 2009; c: *Cortinarius austroturmalis*, CONC-F1218, 31 de mayo 2014; d: *Descolea antarctica*, CONC-F0517, 16 de septiembre 2008; e: *Inocybe subfibrosoides*, CONC-F0436, 3 de julio 2008; f: *Russula fuegiana*, CONC-F1221, 31 de mayo 2014; barra en todas figuras = 2 cm.

La mayoría de los 106 registros de macromicetos con su fecha de recolección respectiva fueron encontrados durante la época otoño-invierno. El mayor número de registros coincide con los meses de mayor precipitación y con temperaturas bajas, pero antes de alcanzar el mínimo invernal (fig. 3). Entre las primeras especies de la temporada se encuentran Boletales termófilos como *Boletus loyita* (fig. 6b), *Boletus loyo* (fig. 6c) y *Austropaxillus statuum* (fig. 2b) mientras gran parte de la comunidad fúngica identificada, por ejemplo, la mayoría de las *Cortinarius* spp., se desarrollan más tardíamente-con las más abundantes precipitaciones invernales (de mayo a julio). Una observación interesante es que durante los meses de septiembre y octubre se produce la fructificación primaveral de especies particulares como *Amanita lilloi* (fig. 6a), varias *Inocybe* spp. y hongos secotioides e hipógeos que durante el resto de la temporada son escasas de encontrar o prácticamente están ausentes. Como conclusión, inventarios de macrohongos necesariamente deben realizarse durante toda la temporada indicada.



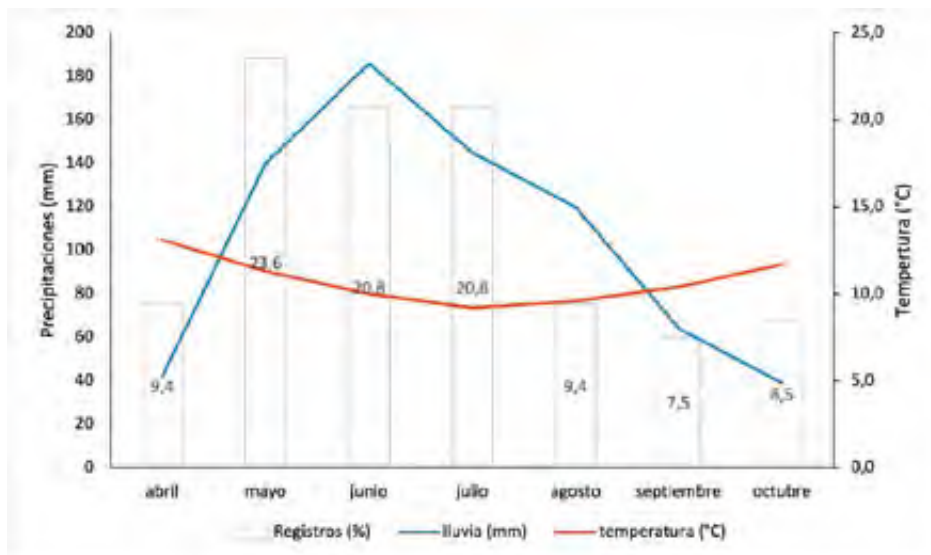


Figura 3. Calendario fenológico de macrohongos (n = 106 registros) en bosque de *Nothofagus alessandrii* (Los Ruiles y El Desprezio), 1982 – 2014, con variables climáticas (precipitación y temperatura media mensual; valores para comuna de Pelluhue, datos: <https://es.climate-data.org/americas-del-sur/chile/vii-region-del-maule/pelluhue-21708/#climate-graph>).

5.1.1 Funciones ecológicas

La mayor proporción de los macromicetos identificados con 49 especies (66%), corresponden a hongos ectomicorrícicos (fig. 4a). De este grupo, 23 especies, casi la mitad con 47%, corresponden a *Cortinarius* spp. y géneros afines de la familia Cortinariaceae (*Dermocybe*, *Descolea*, *Rozites*, *Thaxterogaster*, ver tabla 1), grupo que presenta más de 200 especies en Chile, en su mayoría endémicas (Moser y Horak 1975, Garrido 1988, Valenzuela 1993).

Aparte de los hongos micorrícicos se determinaron otros hongos biotróficos como el parásito *Laetiporus portentosus*, nombre común coigo (Espinosa 1928), regularmente presente en Los Ruiles sobre troncos vivos de *Nothofagus* spp., así como el micoparásito lignícola *Tremella mesenterica* que se desarrolla sobre hongos descomponedores de madera, principalmente del género *Peniophora* (Bandoni y Ginns 1998).

En el total de la comunidad identificada (fig. 4a) se registraron 23 especies con un 31% de hongos saprobióticos sobre diferentes sustratos. Como es esperable en un ambiente boscoso, la gran mayoría de los hongos descomponedores de necromasa vegetal se encontraron sobre madera, con un total de 14 especies o 61% de este grupo. Además, se encontraron 7 especies sobre suelo y hojarasca (30%), así como 2 especies (9%) asociadas a musgos (briófilas, fig. 4b). Respecto a las últimas (*Galerina hypnorum*, *Omphalina roblemaulicola*, aún no se sabe con certeza si su asociación a briofitas es saprotrófica o biotrófica. Por el otro lado, *Sowerbyella rhenana*, un ascomiceto tradicionalmente clasificado como descomponedor de suelo y hojarasca, posiblemente es simbiote micorrícico (Hobbie et al. 2001).



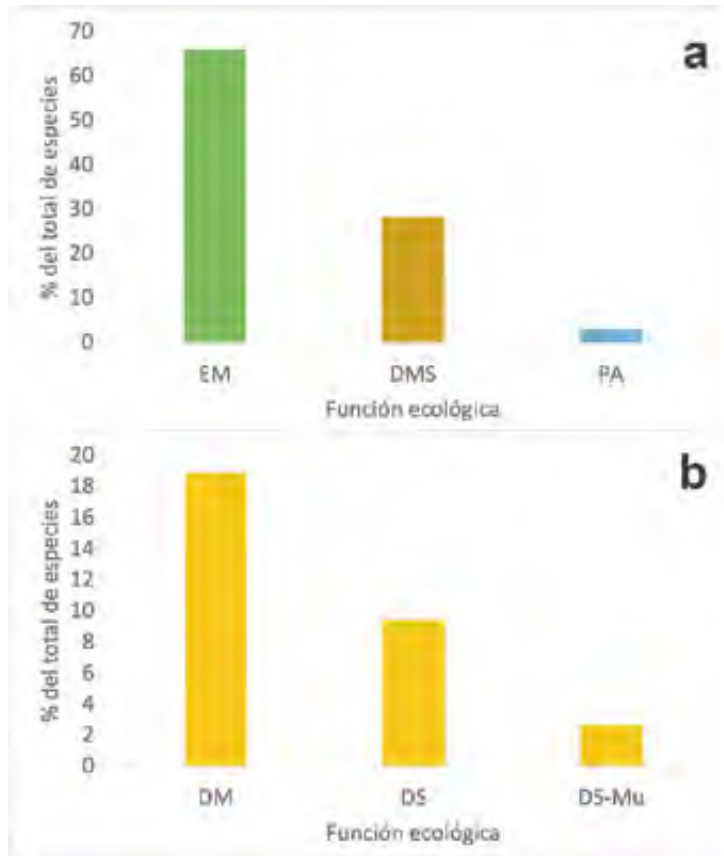


Figura 4. Distribución relativa (porcentajes) de las funciones ecológicas de las especies fúngicas registradas en bosque de ruil (Los Ruiles y El Desprezio 1982–2014); a: EM = formadores de ectomicorriza; DMS = descomponedores (madera y suelo); PA = parásitos; b: subdivisión funcional (porcentajes) de los descomponedores (DMS): DM = descomponedores de madera; DS = descomponedores de suelo orgánico; DS-Mu = descomponedores de suelo asociados a musgos.

5.1.2 Distribución y endemismo

Según los datos levantados en este estudio (fig. 5a), el nivel de endemismo regional de la comunidad fúngica asociada a bosque de ruil es muy alto, puesto que un total de 53 especies (72%) son endémicas de Chile y zonas limítrofes de Argentina. Sin embargo, a causa del modo oportunista y esporádico del muestreo, no se puede descartar un sesgo metodológico que ha priorizado la recolección de especies “interesantes” antes de las comunes y de distribución cosmopolita. Es necesario enfatizar que hasta la fecha no existen fondos públicos que permitan un monitoreo sistemático y extenso de la diversidad fúngica en bosque de *N. alessandrii* y que gran parte de la información presentada en este estudio es producto de iniciativa privada y personal, limitada en su alcance por la falta de recursos.



La gran mayoría de las especies con calidad endémica (38 especies o 72% del grupo) tienen presencia exclusiva en los bosques de *Nothofagus* de Chile y Argentina, 15 especies (28%) se conocen solamente en Chile. Además, se registró una especie (*Amanita lilloi*) de más amplia distribución en el Cono Sur, incluyendo Argentina y Brasil (fig. 5b). De las 74 especies, 18 (25%) presentan distribución amplia, en ambos hemisferios, principalmente en zonas de clima templado, y dos especies (*Cortinarius magellanicus*, *Laetiporus portentosus*) o 3% se caracterizan por su distribución gondwánica (Sudamérica, Australia y Nueva Zelanda).

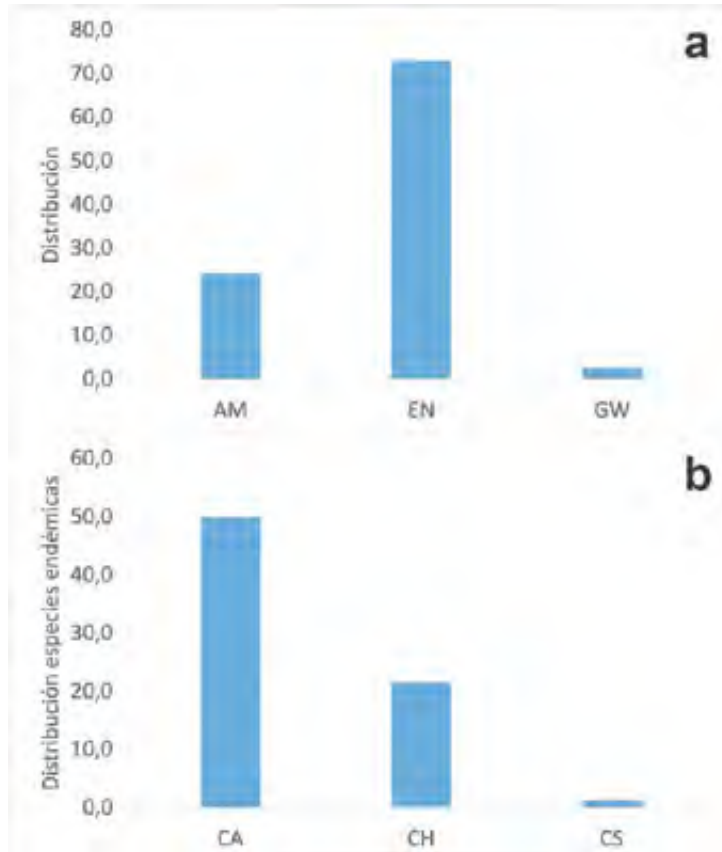


Figura 5. Distribución de especies fúngicas registradas en bosque de *Nothofagus alessandrii* (Los Ruiles y El Desprecio, 1982 – 2014); a: AM = distribución amplia en ambos hemisferios; EN = endémicas en América Austral; GW = Gondwana (Sudamérica y Australasia); b: subdivisión de especies endémica (EN); CA = en Chile y Argentina; CH = solamente en Chile; CS = en el Cono Sur (Brasil, Argentina, Chile).

5.1.3 Especies raras y en categoría de conservación

Cuatro de las especies fúngicas registradas en bosque de *N. alessandrii* (Los Ruiles), tres basidiomicetos y un ascomiceto, se encuentran actualmente asignadas a categorías críticas de conservación (fig. 6). A nivel nacional, el Ministerio del Medio Ambiente clasificó a *Boletus*



loyo (fig. 6c) en categoría “En Peligro”, así como a *B. loyita* (fig. 6b) y *Cortinarius lebre* (fig. 8a) como “Vulnerable” (<https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>), mientras que a nivel internacional la UICN confirmó el estatus de *B. loyo* (http://iucn.ekoo.se/iucn/species_view/247671/) y además incluyó a *Nothojafnea thaxteri* (fig. 6d) en la lista roja internacional de hongos, asignándole el concepto “Vulnerable” (http://iucn.ekoo.se/iucn/species_view/318730/).

Aparte de varios registros de especies raras e insuficientemente conocidas, tales como *Boletus araucarianus*, *Amanita grauiana* y algunas *Cortinarius* spp., entre otras, descritas por Garrido (1988), llama la atención los hallazgos de varios taxones de hongos de crecimiento hipógeo o secotioide, de las cuales solo algunos se pudieron identificar. Un ejemplo emblemático es el basidiomiceto *Stephanospora chilensis* (fig. 7f), endémico en Chile y hasta la fecha encontrado en sólo 4 localidades y desde 2021 clasificado por la IUCN en categoría “En Peligro” (http://iucn.ekoo.se/iucn/species_view/540816/). También se destacan los primeros registros de algunas especies para Chile como es el caso de *Amanita liloi* (2014, fig. 6a) y *Melanogaster* cf. *tuberiformis* (2008, fig. 7e). Ambos hongos fueron encontrados también en la Región del Biobío (fungario Palfner CONC-F, Palfner & Casanova Katny 2019) con evidencias de que su distribución en Chile está restringida a la zona costera con clima de transición entre mediterráneo y templado.

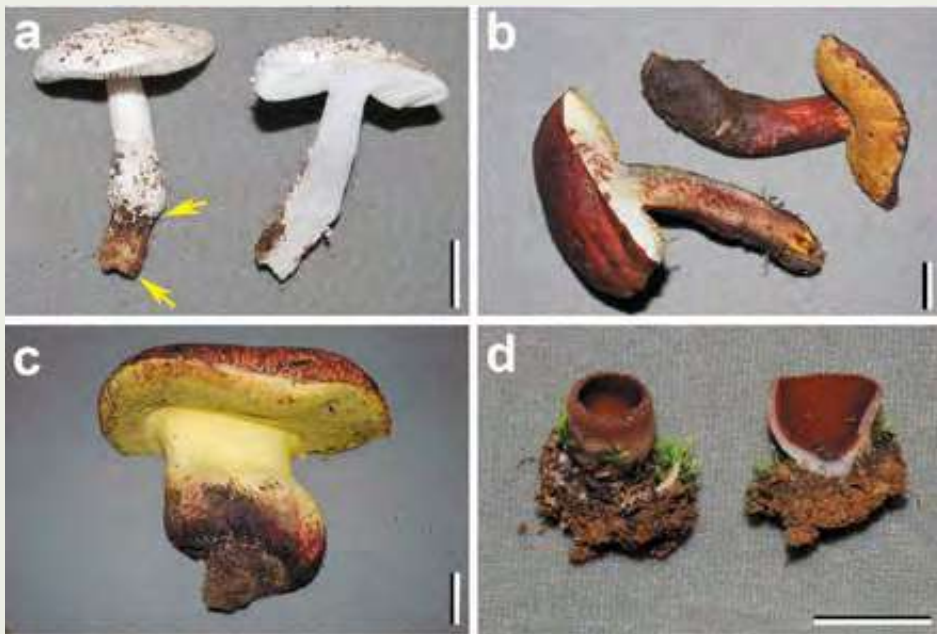
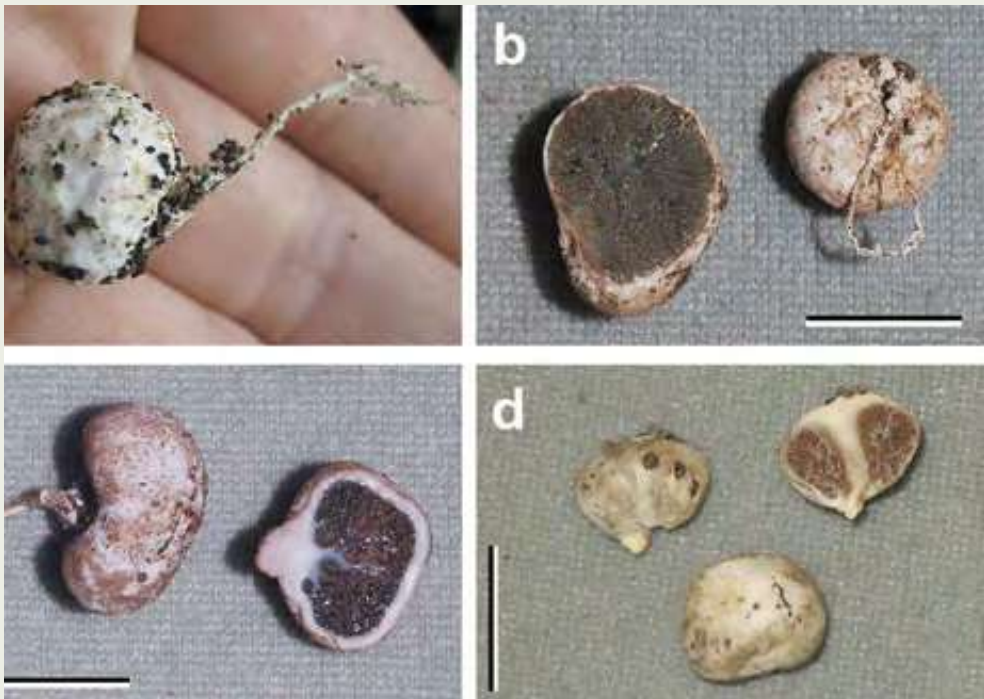


Figura 6. Especies fúngicas raras y en categoría crítica de conservación en bosque de *Nothofagus alessandrii* (Los Riles); a: *Amanita liloi*, CONC-F1304, 24 de octubre 2014, primer registro de la especie en Chile, flechas indicando la base radicante enterrada (punta basal cortada), característica de la especie, barra = 2 cm; b: *Boletus loyita*, CONC-F1217, 31 de mayo 2014, en categoría “Vulnerable” (MMA, 15to Proceso RCE 2018), barra = 2 cm; c: *Boletus loyo*, CONC-F0557, 28 de mayo 2009, en categoría “En Peligro” (MMA, 11o Proceso RCE 2014), barra = 2 cm; d: *Nothojafnea thaxteri*, CONC-F1306, 24 de octubre 2014, “Vulnerable” (UICN Lista roja global de hongos, 2020), barra = 1 cm.



5.1.4 Especies hipógeas y secotioides

Con siete especies identificadas, el porcentaje de basidiomicetos con morfología hipogea o secotioide (10%) es relativamente alto (fig. 7). Considerando además que en las colectas no todos los ejemplares pudieron ser identificados y que no se aplicó ningún método específico (rastrillar, excavar) para detectar estos hongos particulares, su diversidad, probablemente, es mayor y los pocos antecedentes obedecen a un bajo esfuerzo de muestreo. Un tipo de presión ambiental selectiva que favorece esta morfología funcional “secuestrada” puede ser el estrés hídrico y/o térmico (Bougher y Lebel 2001), típico para el clima mediterráneo de la zona de estudio. Si bien su pequeño tamaño y crecimiento oculto en suelo y hojarasca explica en parte la escasez de registros de estas especies, se puede asumir que no son muy frecuentes, tal como se indicó anteriormente para *Stephanospora chilensis*. Otro ejemplo es *Inocybe illariae*, especie recientemente descrita (Caiafa *et al.* 2021) de la cual, de acuerdo a los autores y aparte de nuestro registro en el predio “El Desprezio”, a la fecha se conoce solamente una localidad más en la Cordillera de Nahuelbuta.



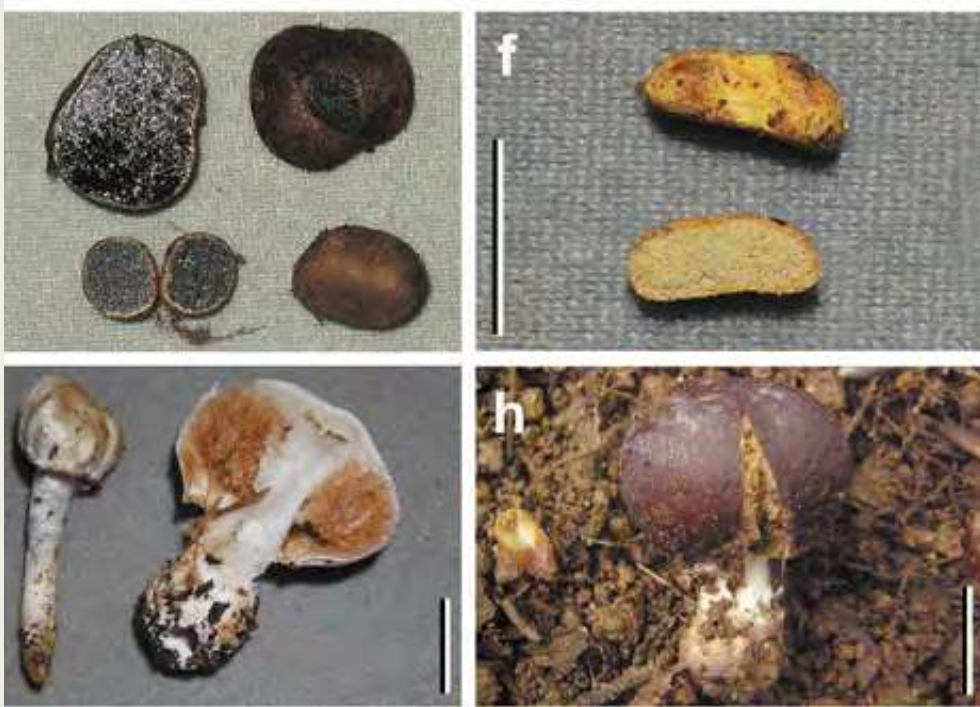


Figura 7. Hongos hipógeos y secotioides en bosque con *Nothofagus alessandrii*; a: *Hallingia carneorosea*, CONC-F0389, El Desprecio, 27 de septiembre 2007; b: *Hallingia carneorosea*, CONC-F0777, Los Ruiles, 16 de junio 2011; c: *Hallingia violacea*, CONC-F0772, Los Ruiles, 16 de junio 2011; d: *Inocybe illariae*, CONC-F0440, El Desprecio, 10 de octubre 2008; e: *Melanogaster tuberiformis*, CONC-F0439, El Desprecio, 10 de octubre 2008; f: *Stephanospora chilensis*, CONC-F0779, Los Ruiles, 16 de junio 2011; g: *Thaxterogaster albocanus*, CONC-F0550, Los Ruiles, 28 de mayo 2009; h: *Thaxterogaster magellanicus*, CONC-F0527, Los Ruiles, 2 de octubre 2008; largo de barra: 1 cm.

5.1.5 Especies comestibles

Las nueve especies de macrohongos identificadas en este estudio que forman setas comestibles de calidad reconocida y en su mayoría de consumo tradicional en Chile, se encontraron en su totalidad en el sitio Los Ruiles donde las siete especies que son micorrícicas se asocian a *Nothofagus alessandrii*, *N. glauca*, y *N. dombeyi*. Se trata de *Amanita diemii* (fig. 2a), *Boletus loyo*, *Cortinarius austroturmalis* (fig. 2c), *C. lebre* (fig. 8a), *Ramaria botrytis* (fig. 8d), *R. flava* (fig. 8e) y *R. subaurantiaca* (fig. 8f). Además se identificaron dos especies de hongos saprobiontes, *Pleurotus ostreatus* (fig. 8c) sobre madera y *Macrolepiota bonaerensis* (fig. 8b) sobre suelo orgánico y hojarasca.

La recolección y consumo de algunas especies como loyo (*B. loyo*), changles (*Ramaria* spp.) y lebre (*C. lebre*) tienen una larga tradición en comunidades rurales e indígenas (Garrido 1988, Coña *et al.* 1936), en particular a lo largo de los bosques costeros medite-



rráneos y templados entre las Regiones del Maule y de Los Lagos. Una especie crítica es *Amanita diemii* conocida bajo el nombre popular de “piojento” por su propiedad de atraer insectos, y tratándose de una especie endémica común y de distribución amplia en bosque de *Nothofagus* en Chile y Argentina, también ha sido consumido en distintas zonas rurales. Sin embargo, con la llegada de árboles exóticos y la expansión desmesurada de las plantaciones de pino, hoy está sujeta a confusión con al menos dos especies de *Amanita* introducidas y tóxicas mortales como son *A. gemmata* var. *toxica* Lazo y *A. phalloides* (Vaill. ex Fr.) Link, las cuales en los paisajes alterados de la zona Centro Sur y Sur típicamente cohabitan a poca distancia con *A. diemii* (Salazar-Vidal 2016).

Una especie comestible más bien novedosa y de alto interés socioeconómico es *Cortinarius austroturmalis* científicamente descrita en 1975 (Moser y Horak 1975): produce setas grandes, abundantes y de características organolépticas apetitosas en varios tipos de bosque de *Nothofagus* a lo largo de Chile y áreas limítrofes de Argentina. Un estudio realizado en las Reservas Nacionales Altos de Lircay y Los Ruiles (predio Chanco) para determinar la productividad de *C. austroturmalis* durante una temporada otoño-invierno completa, generó evidencia que la producción de setas de este hongo ectomicorrízico se ve favorecido en asociación con *N. alessandrii* en la R.N. Los Ruiles, probablemente en correlación con las condiciones microclimáticas del hábitat (Salazar-Vidal y Palfner 2015).

Los hongos comestibles silvestres son productos forestales no madereros (PFNM) aptos para ser estudiados en busca de mejores alternativas de recolección, manejo y aprovechamiento, dadas las numerosas especies de hongos cosechados y los tipos de bosques que habitan. Este recurso representa oportunidades para mejorar su gestión a través de una mejor comprensión de su biología, ecología, ecosistemas y funciones. En este sentido, los administradores de las Áreas Silvestres Protegidas deben considerar estas funciones cuando desarrollan instrucciones de recolección o planes de gestión.

En el contexto de reforestación y restauración de bosques de *N. alessandrii* existe un gran potencial para crear nuevas estrategias de manejo de los hongos comestibles y otros PFNM en el bosque nativo con las poblaciones locales y regionales, asegurando su conservación, uso sostenible y, al mismo tiempo, agregándole valor como recurso natural.



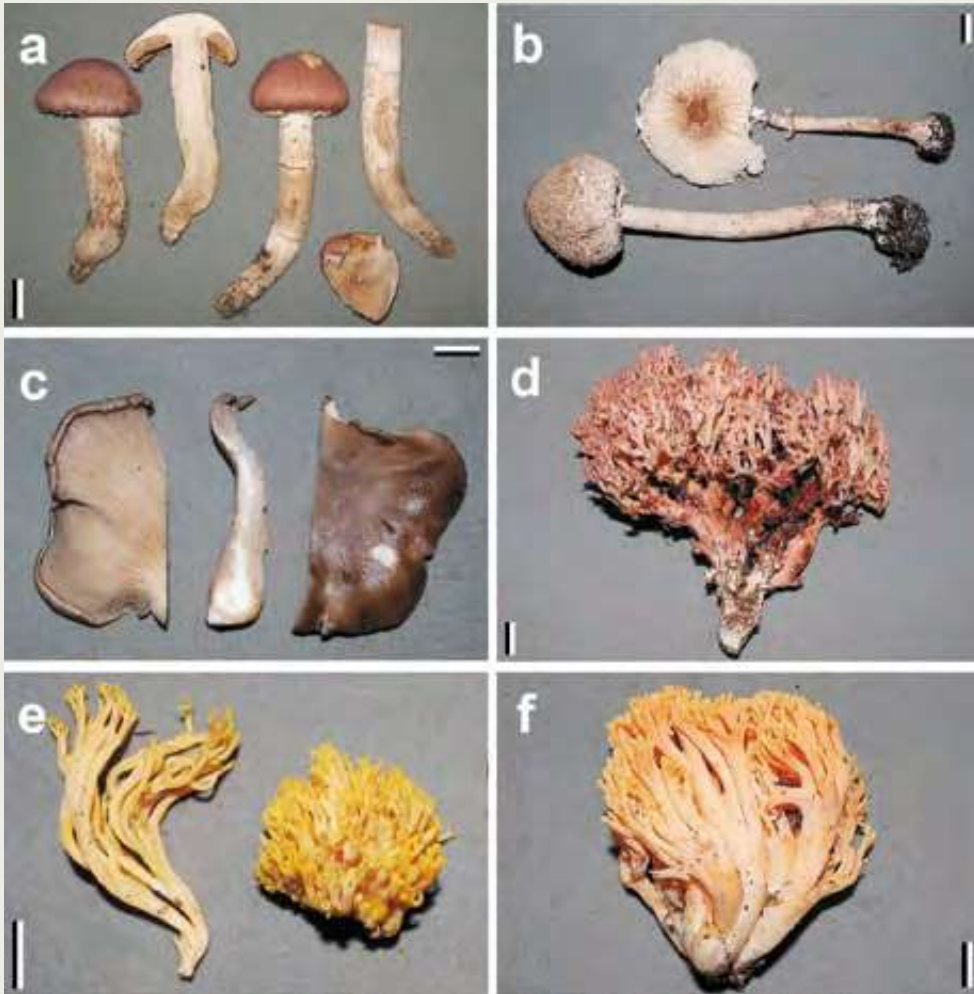


Figura 8. Hongos comestibles en bosque con *Nothofagus alessandrii* (Los Ruiles); a: *Cortinarius lebre*, CONC-F0395, 3 de julio 2008 (en categoría “Vulnerable” (MMA, 17to Proceso RCE 2020); b: *Macrolepiota bonaerensis*, CONC-F1234, 31 de mayo 2014; c: *Pleurotus ostreatus*, CONC-F1250, 6 de julio 2014; d: *Ramaria botrytis*, CONC-F1231, 31 de mayo 2014; e: *Ramaria flava*, CONC-F1232, 31 de mayo 2014; f: *Ramaria subaurantiaca*, CONC-F1230, 31 de mayo 2014; barra en todas figuras = 2 cm.

5.2 La Micobiota de *N. Alessandrii* ante el Cambio Climático, Cambio de Uso del Suelo y otras Amenazas

En los últimos años se observa un avance importante del concepto de conservación de ecosistemas por sobre la conservación de especies individuales (Keith *et al.* 2013, Plissock 2015). Este avance se da sobre todo ante el escenario del cambio climático y del cambio de uso del suelo identificados como los factores más críticos que afectan el bosque de ruil y



otros tipos de vegetación en la zona central y centro Sur de Chile clasificados en categoría “Vulnerable”, “En Peligro” o “En Peligro Crítico”. En este contexto es importante considerar la importancia de toda la biota (no solamente de las especies en categoría crítica de conservación), particularmente de la “biodiversidad escondida” de los microorganismos que incluye a los hongos (Heilmann-Clausen *et al.* 2015).

No cabe duda de que la micobiota asociada al bosque de *N. alessandrii* juega un rol importante en el funcionamiento estable y la resiliencia del ecosistema. Los hongos formadores de ectomicorriza potencian el flujo y la distribución de agua y minerales entre el suelo y los árboles colonizados y protegen las delicadas raíces finas contra la desecación, ataques de organismos patógenos y depredadores, así como otros factores de estrés biótico y abiótico. Los descomponedores a su vez regulan el reciclaje de varios macronutrientes, particularmente del carbono de los residuos leñosos (Heilmann-Clausen *et al.* 2015). Sin embargo, los cambios drásticos que se están experimentando, tales como el calentamiento global y regional o la alteración antrópica de los bosques remanentes y de los paisajes circundantes, pueden tener efectos sobre la comunidad fúngica, y por ende, sobre los procesos y las interacciones que ella sostiene. Si bien aún no existen estudios específicos de los efectos del cambio global sobre bosque de ruil, se pueden citar experiencias de otras regiones como referencias relevantes.

Treseder *et al.* (2016) encontraron que ocho años de calentamiento experimental en un bosque templado favoreció la degradación de lignina por hongos saprobióticos como proceso y la abundancia de hongos ectomicorrícicos como grupo funcional. Ambos resultados indican una aceleración del ciclo de carbono por el calentamiento, la cual a su vez podría reducir la capacidad del bosque de almacenar este elemento. A una conclusión similar llegaron Gange *et al.* (2007) quienes, evaluando datos de 52.000 registros de macrohongos levantados durante 55 años en el Reino Unido, encontraron una creciente extensión o repetición de fructificación de especies otoñales hacia fines de invierno y en primavera, acortando o saltando así el receso invernal por congelamiento. Ellos correlacionaron este incremento de actividad micelial con la aceleración de la descomposición de materia orgánica. En ecosistemas de clima mediterráneo como en el caso del bosque de *N. alessandrii*, este efecto podría ser contrarrestado por el aumento de sequía que va de la mano con el calentamiento en la zona Centro y Centro Sur de Chile (Stolpe y Undurraga 2016). En términos de fenología, Gange *et al.* (2007) indican posibles cambios en el calendario de fructificación de hongos ectomicorrícicos, efecto de un desfase en la caída de follaje de árboles caducifolios asociados y la alocación de nutrientes correspondiente. Aparte del recambio de follaje, cambios en la dinámica de la formación estacional de las raíces finas supuestamente también afectan a la fenología y composición de la comunidad de hongos micorrícicos y, últimamente, a los ciclos biogeoquímicos relacionados y la productividad ecosistémica (Classen *et al.* 2015). Estos aspectos son particularmente relevantes para el ruil y merecen más investigación. Por otro lado, para Europa Central, Kreisel (2006) indica un atraso general del comienzo de la temporada de fructificación de macrohongos, desde fines de verano y otoño temprano hacia fines de otoño e incluso comienzo de invierno. Aunque las observaciones personales de los autores de este capítulo durante los últimos años parecen confirmar esta tendencia para la zona Centro Sur de Chile, aún faltan estudios fenológicos más extensos, basados en campañas de terreno periódicas regulares, para respaldar tales observaciones con datos más sólidos. Kreisel (2006) además cita numero-



sos taxones fúngicos para Europa Central que han migrado desde latitudes bajas a latitudes más altas durante las últimas décadas, responsabilizando el calentamiento acelerado durante el mismo periodo por este fenómeno. Posiblemente, el primer registro de *Amanita lilloi* para Chile en el sitio de muestreo Los Ruiles en 2014 refleja esta migración termofílica también. Anteriormente esta especie se conocía solamente de zonas subtropicales y tropicales del Norte de Argentina y de Brasil (Wartchow *et al.* 2007). Finalmente, el calentamiento acompañado por periodos secos más largos e intensos podría aumentar la diversidad y virulencia de parásitos fúngicos como respuesta al aumento de nivel de estrés en los árboles asociados como fuera señalado por Sturrock *et al.* (2011). Nuestros datos no permiten detectar un incremento en frecuencia de especies parasíticas típicas del ruil como *Laetiporus portentosus*, nombre común: coigo (Espinosa 1928, fig. 9), ni la presencia de especies invasoras exóticas. Para este tipo de seguimiento se requieren monitoreos periódicos durante varios años consecutivos.



Figura 9. *Laetiporus portentosus* (coigo) sobre *Nothofagus alessandrii*, Los Ruiles, 8 de agosto 2014, CONC-F1259.

5.3 Aplicación de Hongos Micorrícicos en Restauración y Reforestación de Bosque de *N. Alessandrii*

A causa del deterioro progresivo de los pocos bosques remanentes con presencia de ruil, particularmente por los incendios catastróficos del año 2017, se observa un esfuerzo creciente de agentes públicos y privados de incentivar y ejecutar proyectos de reforestación de esta especie en estado de Peligro Crítico de Extinción (<https://www.conaf.cl/conaf-y-especialistas-ya-trabajan-en-la-recuperacion-del-ruil/>; <https://www.arauco.cl/chile/impulsan-plan-rescate-del-ruil-restauracion-zonas-afectadas-incendios/>).



En base del inventario preliminar presentado aquí surge la pregunta ¿cuáles especies de hongos formadores de micorriza que crecen de forma natural en bosque de ruil, podrían ser candidatos para su aplicación en programas de inoculación controlada de árboles nuevos para la necesaria restauración y reforestación? Hasta la fecha no se han podido identificar especies especialistas, exclusivas de ruil. Más bien la comunidad de hongos ectomicorrícicos (HEM) corresponde al típico aspecto micosociológico de bosques de *Nothofagus* en la zona Centro Sur y no se diferencia sustancialmente en su composición de los consorcios presentes en bosques de *N. obliqua* o *N. dombeyi* en esta ecorregión (Palfner y Casanova 2019, Palfner *et al.* 2020, Garrido 1988). No se descarta la posibilidad de la existencia de hongos especialistas asociados exclusivamente a *N. alessandrii* y aún no descubiertos. No obstante, el patrón de un consorcio de HEM compartidos entre ruil y otras especies de *Nothofagus* en el mismo hábitat es coherente con el estatus actual del conocimiento de las relaciones entre micobiontes y fitobiontes en bosques ectotróficos reflejando tanto la naturaleza mixta de los bosques relictos existentes, con coexistencia de *N. alessandrii*, *N. glauca*, *N. obliqua* y *N. dombeyi* en las características redes micorrícicas comunes donde los mismos HEM pueden conectar raíces de árboles de diferentes edades y diferentes especies como lo señalan Van der Heijden y Horton (2009) en bosques de otras partes del mundo.

Dado el rol esencial de los hongos micorrícicos en la regeneración natural y manejo de especies arbóreas, una decisión clave en un plan de reforestación es si incluir técnicas de inoculación controlada con hongos micorrícicos seleccionados durante la producción y viverización de los nuevos árboles, o esperar la colonización natural de las raíces en terreno (post-transplante) por los simbiontes fúngicos presentes en el hábitat de destino. En caso de realizar inoculación previa, la selección del inóculo, es decir, de las especies fúngicas adecuadas, es sumamente importante para garantizar el éxito del proceso. Considerando la falta de conocimiento específico de la inoculación micorrícica de ruil y las dificultades técnicas existentes que impiden el cultivo puro de muchos hongos ectomicorrícicos en laboratorio, la selección de las especies fúngicas adecuadas debe realizarse según los siguientes criterios:

- Deben ser hongos micorrícicos de colonización temprana ("early stage fungi") que frecuentemente se observan en situaciones naturales de regeneración, por ejemplo, después de incendios, de erupciones volcánicas o de disturbios antropogénicos, mientras que se deben evitar especies que se encuentran de preferencia en bosques maduros y poco intervenidos ("late stage fungi").
- Se deben priorizar especies con antecedentes de ser cultivables en laboratorio con medios de cultivo establecidos y disponibles.
- Se recomiendan especies frecuentes que son compatibles con varias especies de *Nothofagus* por su mayor potencial de establecer redes micorrícicas comunes en rodales mixtos.
- Ante el escenario de cambio climático que afecta la zona Centro Sur de Chile, deberían favorecerse hongos que poseen tolerancia a un amplio rango de condiciones climáticas y resistentes al estrés hídrico y/o mitigan su efecto sobre el árbol colonizado.

En base a estos criterios dos especies podrían ser priorizadas para su uso, el basidiomiceto endémico *Descolea antarctica* (fig. 2d) y el ascomiceto cosmopolita *Cenococcum*



geophilum (fig. 10) como micobiontes modelo para desarrollar protocolos de micorrización de *N. alessandrii* *in vitro*. Ambas especies han sido exitosamente cultivadas en laboratorio y aplicadas como inóculo de plántulas de *Nothofagus* spp. (Alberdi *et al.* 2007, Álvarez *et al.* 2004), además han sido identificadas como colonizadoras pioneras de *N. alessandrii* y otras especies de *Nothofagus* en ambientes naturales, por ejemplo, en bosques quemados (Palfner *et al.* 2008) o sobre material piroclástico de erupciones volcánicas recientes (Palfner 2001), pero también en viveros y laboratorios (Flores *et al.* 1997).



Figura 10. Raíces micorrícicas formadas por *Cenococcum geophilum* y *Nothofagus pumilio* (Parque Nacional Puyehue, Antillanca, 1998).

5.4 Conclusiones y Desafíos Pendientes

El presente estudio permite identificar una comunidad fúngica regional en bosques de ruil con una alta proporción de especies endémicas; los determinantes principales de la diversidad de macrohongos son la presencia de varios *Nothofagus* spp. y el clima mediterráneo. Sin embargo, hasta la fecha no se han identificado especies exclusivas o especialistas de *N. alessandrii*.

Varios de los basidiomicetos reportados para bosque de *N. alessandrii*, particularmente entre los Agaricales descritos por Garrido (1988), pero también especies hipógeas y secotioides aún están insuficientemente estudiadas y no se descarta que entre ellas haya especies todavía desconocidas, de asociación más específica a ruil. Además, hace



falta un inventario sistemático de los ascomicetos cuyos registros aún están muy incompletos. Estos estudios requieren monitoreos más frecuentes y extensos, también para un seguimiento de hongos parasíticos e invasores, idealmente con fondos públicos o privados específicamente asignados a este objetivo.

Los bosques de *N. alessandrii* generan una gama variada de especies fúngicas productoras de setas comestibles. Este aporte como PFMN hace interesante la conservación y restauración de bosque de ruil desde el punto de vista socioeconómico local y regional.

Para entender el rol de la microbiota micorrícica en el ciclo de vida y la resiliencia de ruil, se debe estudiar su sucesión durante la regeneración y renovación del bosque para identificar especies pioneras compatibles que pueden sostener la reforestación. Se sugieren *Descolea antarctica* y *Cenococcum geophilum* para experimentos piloto en el desarrollo de estrategias integrales de restauración del ecosistema.



5.5 Bibliografía

Alberdi M, M Álvarez, E Valenzuela, R Godoy, E Olivares, M Barrientos. 2007. Response to water deficit of *Nothofagus dombeyi* plants inoculated with a specific (*Descolea antarctica* Sing) and non-specific (*Pisolithus tinctorius* (Pers.) Coker & Couch) ectomycorrhizal fungi. Rev. Chil. Hist. Nat. 80, 479-491.

Alvarez M, R Godoy, W Heyser, S Härtel. 2004. Surface-bound phosphatase activity in living hyphae of ectomycorrhizal fungi of *Nothofagus obliqua*. Mycologia 96(3): 479-87.

Andrew C, E Heegaard, K Hoiland, B Senn-Irlet, TW Kuyoe, I Krisai-Greilhuber, PM Kirk, HJ Clausen, AC Gange, S Egli, C Bässler, U Büntgen, L Boddy, H Kauserud. 2018. Explaining European fungal fruiting phenology with climate variability. Ecology 99(6): 1306-1315.

Bandoni R, J Ginns. 1998. Notes on *Tremella mesenterica* and allied species. Canadian Journal of Botany 76(9): 1544-1557. DOI: 10.1139/b98-094.

Berkeley MJ. 1842. On an edible fungus from Tierra del Fuego, and an allied Chilian species. Transactions of the Linnean Society of London. 19: 37-43.

Bougher NL, T Lebel. 2001. Sequestrate (Truffle-like) Fungi of Australia and New Zealand. Australian Systematic Botany 14, 439-484. DOI 10.1071/SB00002 1030-1887/01/03439.

Caiafa MV, P Sandoval-Leiva, PB Matheny, A Calle, ME Smith. 2021. Four new species of sequestrate *Inocybe* from Chilean *Nothofagaceae* forests. Mycologia, 113:3, 629-642, DOI: 10.1080/00275514.2020.1859324

Classen AT, MK Sundqvist, JA Henning, GS Newman, JAM Moore, MA Cregger, LC Moorhead, CM Patterson. 2015. Direct and indirect effects of climate change on soil microbial and soil microbial-plant interactions: What lies ahead? Ecosphere 6:1-21.

Coña P, EW Moesbach, R Lenz. 1936. Vida y costumbres de los indígenas araucanos en la segunda mitad del siglo XIX. Imprenta Universitaria, Santiago, 464 pp.

Espinosa M. 1926. Los hongos chilenos del género *Cyttaria*. Rev. Chil. Hist. Nat. 30: 206-256.

Espinosa M. 1928. Dos especies nuevas de *Nothofagus*. Rev. Chil. Hist. Nat. 32: 171-197.

Esser K. 2014. The Mycota VII A: Systematics and Evolution (2nd ed.), Springer, 461pp., ISBN 978-3-642-55317-2.

Fernández DA, PE Santamarina, MC Tellería, L Palazzesi, VD Barreda. 2016 Pollen morphology of *Nothofagus* (*Nothofagaceae*, *Fagales*) and its phylogenetic significance. Acta Palaeobotanica 56(2): 223-245. DOI: 10.1515/acpa-2016-0017.

Flores R, R Godoy, G Palfner. 1997. Morfo - anatomía de la ectomicorriza *Cenococcum geophilum* Fr. en *Nothofagus alessandrii* Esp. Gayana Botánica 54(2): 157-167.



Gamundi IJ. 2003. Discomycetes (Fungi, Ascomycota) de Chile Austral I. Darwiniana 41(1-4): 29-36.

Gamundi IJ, DW Minter, AI Romero, VA Barrera, AL Gaiottol, MI Messuti, M Stecconi. 2004. Checklist of the Discomycetes (Fungi) of Patagonia, Tierra del Fuego and adjacent Antarctic areas. Darwiniana 42(1-4): 63-164.

Gange AC, EG Gange, TH Sparks, L Boddy. 2007. Rapid and Recent Changes in Fungal Fruiting Patterns. Science 316: 71, DOI: 0.1126/science.1137489.

Garnica S, M Weiss, F Oberwinkler. 2003. Morphological and molecular phylogenetic studies in South American Cortinari species. Mycological Research 107 (10): 1143-1156.

Garrido N. 1985. Index Agaricalium Chilensium. Bibliotheca Micológica 99, J. Cramer, Vaduz, ISBN 3-7682-1435-10.

Garrido N. 1988. Agaricales s.l. und ihre Mykorrhizen in den *Nothofagus*-Wäldern Mittelchiles (Agaricales s.l. y sus micorrizas en los bosques de Nothofagus en Chile central). Bibliotheca Mycologica 120, J. Cramer, Berlin, Stuttgart, ISBN 3-443-59021-7.

GAY C. 1850. Historia Física y Política de Chile, Botánica, tomo 7 y 8, Imprenta Maulde y Renou, París, Francia, pp. 328-515 (tomo 7); pp. 5-53 (tomo 8).

Heilmann-Clausen J, ES Barron, L Boddy, A Dahlberg, GW Griffith, J Norden, O Ovaskainen, C Perini, B Senn-Irlet, P Halme. 2015. A Fungal Perspective on Conservation Biology. Conservation Biology 29(1): 61-68, DOI: 10.1111/cobi.12388.

Hobbie EA, NS Weber, JM Trappe. 2001. Mycorrhizal vs saprotrophic status of fungi: The isotopic evidence. New Phytologist 150(3): 601 – 610. DOI: 10.1046/j.1469-8137.2001.00134.x.

Horak E. 1977. New and rare boletes from Chile. Bol. Soc. Arg. Bot. 18(1-2): 97-109.

Horak E. 1980. Agaricales y gasteromicetes secotioides. En: Flora Criptogámica de Tierra del Fuego, tomo XI, fascículo 6: Fungi, Basidiomycetes, FECYC, Buenos Aires.

Horak E, M Moser. 1965. Fungi austroamerici XII: Studien zur Gattung *Thaxterogaster* Singer (Estudios acerca del género *Thaxterogaster*). Nova Hedwigia 10 (1.2): 211-241.

Jo FS, CM Oswalt, GM Domke, RP Phillips. 2019. Shifts in dominant tree mycorrhizal associations in response to anthropogenic impacts. Science Advances 5(4): eaav6358, DOI: 10.1126/sciadv.aav6358.

Keith DA, JP Rodríguez, KM Rodríguez-Clark, E Nicholson, K Aapala, A Alonso, M Asmussen, S Bachman, A Basset, EG Barrow, JS Benson, MJ Bishop, R Bonifacio, TM Brooks, MA Burgman, P Comer, FA Comín, F Essl, D Faber-Langendoen, PG Fairweather, RJ Holdaway, M Jennings, RT Kingsford, RE Lester, R Mac Nally, MA McCarthy, J Moat, MA Oliveira-Miranda, P Pisanu, B Poulin, TJ Regan, U Riecken, MD Spalding, S Zambrano-Martínez. 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. PLoS ONE 8(5): e62111. doi:10.1371/journal.pone.0062111.

Kirk PM, PF Cannon, DW Minter, JA Stalpers. 2008. Dictionary of the Fungi, 10ª edición, CAB International, Wallingford, Reino Unido, 771pp.

Kraisitudomsook N, RA Healy, DH Pfister, C Truong, E Nouhra, F Kuhar, AB Mujic, JM Trappe, ME Smith. 2020. Resurrecting the genus *Geomorium*: Systematic study of fungi in the genera *Underwoodia* and *Gymnohydnotrya* (Pezizales) with the description of three new South American species. *Persoonia* 44: 98-112. DOI: 10.3767/persoonia.2020.44.04. Epub 2019.

Kreisel H. 2006. Global warming and mycoflora in the Baltic Region. *Acta Mycologica* 41 (1): 79-94.

Lazo W. 2016. Hongos de Chile Atlas micológico. 2ª ed., Universidad de Chile ISBN 978-956-19-0959-5.

López-Mondéjar R, V Brabcová, M Štursová, A Davidová, J Jansa, T Cajthaml, P Baldrian. 2018. Decomposer food web in a deciduous forest shows high share of generalist microorganisms and importance of microbial biomass recycling. *ISME J* 12, 1768–1778. <https://doi.org/10.1038/s41396-018-0084-2>

Moser M, E Horak. 1975. *Cortinarius* Fr. und nahe verwandte Gattungen in Südamerika (*Cortinarius* Fr. y géneros afines en Sudamérica). Beihefte Nova Hedwigia 52, J. Cramer, Vaduz.

Mujica F, C Vergara. 1945 Flora Fungosa Chilena. Imprenta Stanley, Reino Unido, 200 pp.

Mujica F, C Vergara, E Oehrens. 1980. Flora Fungosa Chilena. 2ª edición, Editorial Universitaria, Santiago, 308 pp.

Nouhra ER, G Palfner, F Kuhar, N Pastor, ME Smith. 2019. Ectomycorrhizal Fungi in South America: Their Diversity in Past, Present and Future Research. En: Pagano MC, Lugo MA (eds.): *Mycorrhizal Fungi in South America*, Springer, ISBN 978-3-030-15228-4 73-95, pp 73-95.

Palfner G. 2001. Taxonomische Studien an Ektomykorrhizen aus den *Nothofagus* - Wäldern Mittelsüdchiles (Estudios taxonómicos sobre ectomicorizas de los bosques de *Nothofagus* del Centro Sur de Chile). *Bibliotheca Mycologica* 190: 1-243. ISBN 3-443-59092-6

Palfner G, A Casanova-Katny. 2019. Micocenosis en remanentes de bosque nativo y en plantaciones forestales en la Península de Arauco, Biobío, Chile: composición, aspectos funcionales y conservación. En: C. Smith-Ramírez, F.A. Squeo, eds.: *Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile*, Editorial Universidad de Los Lagos: 175-210, ISBN 978-956-6043-01-0.

Palfner G, MI Canseco, MA Casanova-Katny. 2008. Post-fire seedlings of *Nothofagus alpina* in Southern Chile show strong dominance of a single ectomycorrhizal fungus and a vertical shift in root architecture. *Plant and Soil* 313: 237-250, DOI 10.1007/s11104-008-9697-y.

Palfner G, C Araneda, N Arnold, MA Casanova-Katny. 2020. Inventario preliminar de macrohongos de la Reserva Nacional Nonguén, Región del Biobío, con énfasis en especies en categoría de conservación. *Biodiversidata* 9: 30-41.

Peintner U, JM Moncalvo, R Vilgalys. 2004. Towards a Better Understanding of the Infrageneric Relationships in *Cortinarius* (Agaricales, Basidiomycota). *Mycologia* 96(5):1042-1058. DOI: 10.2307/3762088.



Peeterson KR, DH Pfister, CD Bell. 2010. Cophylogeny and biogeography of the fungal parasite *Cyttaria* and its host *Nothofagus*, southern beech. *Mycologia* 102(6): 1417–1425. DOI: 10.3852/10-048.

Pliscoff P. 2015. Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile. Informe Técnico elaborado por Patricio Pliscoff para el Ministerio del Medio Ambiente. 63 p. Santiago, Chile.

Riquelme AP. 2010. Hongos micorrícicos asociados a bosquetes de ruil (*Nothofagus alessandrii* Esp.). Tesis de título, Universidad Católica del Maule, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Talca.

Salazar Vidal V. 2016. *Amanita diemii* Singer y *Amanita merxmuelleri* Bresinsky & Garrido (Agaricales, Basidiomycota), las amanitas comestibles de Chile. *Boletín Micológico* 31 (1), 28-35.

Salazar Vidal V, G Palfner. 2015. Productividad del hongo nativo *Cortinarius austroturmalis* en bosques de *Nothofagus* siempreverde y caducifolio de las reservas nacionales Altos de Lircay y Los Ruiles de la VII Región, Chile. *Boletín Micológico* 30(2): 28-39.

Salazar Vidal V, G Palfner. 2017. Common ectomycorrhizal macrofungi (Agaricales s.l.) in the Los Ruiles National Forest Reserve, Maule Region, Chile. International Workshop Mycorrhizal Symbiosis in the Southern Cone of South America. 6-9 marzo, Universidad Austral de Chile (UACH). Valdivia, Chile.

Sandoval Leiva P. 2012. New records of Discomycetes (Pezizales) for the Chilean mycobiota (Nuevos registros de Discomycetes (Pezizales) para la micobiota chilena). *Gayana Botanica* 69(2): 380-383.

Sandoval Leiva P, CC Carmarán, D Park, AI Romero, PR Johnston. 2014. Vibrisseaceous fungi from the southern hemisphere, including *Chlorovibrissea chilensis* (Helotiales, incertae sedis) sp. nov. *Mycologia*. 106(6):1159-1167.

Senn-Irlet B, J Heilmann-Clausen, D Genney, A Dahlberg. 2007. Guidance for Conservation of Macrofungi in Europe. Directorate of Culture and Cultural and Natural Heritage Council of Europe, Strasbourg, 39pp.

Simard SW, KJ Beiler, MA Bingham, JR Deslippe, LJ Philip, F Teste. 2012. Mycorrhizal networks: Mechanisms, ecology and modelling. *Fungal Biology Reviews* 29: 39-60, DOI: 10.1016/j.fbr.2012.01.001.

Singer R. 1969. Mycoflora Australis. Beihefte Nova Hedwigia 29, J. Cramer, Lehre.

Singer R. 1986. The Agaricales in Modern Taxonomy. 4ª ed., Koeltz Scientific Books, Koenigstein, Alemania, 907 pp.

Singer R. 1971. Forest mycology and communities in South America II. Mycorrhiza sociology and fungus succession in the *Nothofagus-Austrocedrus chilensis* Woods of Patagonia. En: HACSKAYLOR R (ed.): Proceedings of the First North American Conference on Mycorrhizae -



USDA Forest Service Publication 1189: 204-215.

Singer R, JH Morello. 1960. Ectotrophic forest tree mycorrhizae and forest communities. *Ecology* 41: 549–551.

Singer R, M Moser. 1965. Forest mycology and forest communities in South America I. The early fall aspect of the mycoflora of the Cordillera Pelada (Chile), with a mycogeographic analysis and conclusions regarding the heterogeneity of the Valdivian floral district. *Mycopathologia et Mycologia Applicata* 26 (2-3): 129-191.

Spegazzini C. 1887 Fungi Patagonici. *Bol. Acad. Nac. Cienc. Córdoba* 11(1): 5-64.

Spegazzini C. 1910. Fungi Chilenses (Ramillete de hongos chilenos). Librería Nacional Buenos Aires, 205 pp.

Spegazzini C. 1921. Mycetes Chilenos. *Bol. Acad. Nac. Cienc. Córdoba* 25: 1-124.

SOWF. 2018. State of the world's fungi 2018. Report 2018. Kew Publishing, Richmond, Reino Unido, 92 pp, ISBN 9781842466780.

Stolpe N, P Undurraga. 2016. Long term climatic trends in Chile and effects on soil moisture and temperature regimes. *Chilean Journal of Agricultural Research* 76(1): 487-496. DOI:10.4067/S0718-58392016000400013.

Sturrock RN, SJ Frankel, AV Brown, PE Hennon, JT Kliejunas, KJ Lewis, JJ Worrall, AJ Woods. 2011. Climate change and forest diseases. *Plant Pathology* 60:133–149. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02406.x>

Treseder K, Y Marusenko, AL Romero-Olivares, M Maltz. 2016. Experimental warming alters potential function of the fungal community in boreal forest. *Global Change Biology* 22 (10): 3395-3404. <https://doi.org/10.1111/gcb.13238>.

Valenzuela E. 1993. Estudio sistemático, corológico y ecológico de los Agaricales sensu lato de los bosques autóctonos de la Región de Los Lagos en Chile. Tesis de Doctorado, Universidad Alcalá de Henares, España.

Van Der Heijden MGA, TR Horton. 2009. Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *Journal of Ecology* 97: 1139–1150, DOI: 10.1111/j.1365-2745.2009.01570.x.

Wartchow F, RE Tulloss, MAQ Cavalcanti. 2007. The discovery of *Amanita liloi* in Brazil. *Mycotaxon* 99: 167–174.



Recursos electrónicos:

<https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>

<https://es.climate-data.org/america-del-sur/chile/vii-region-del-maule/pelluhue-21708/#climate-graph>

http://iucn.ekoo.se/iucn/species_view/247671/

http://iucn.ekoo.se/iucn/species_view/318730/

http://iucn.ekoo.se/iucn/species_view/540816/

www.indexfungorum.org

<https://www.arauco.cl/chile/impulsan-plan-rescate-del-ruil-restauracion-zonas-afectadas-incendios/>

<https://www.blm.gov/or/plans/surveyandmanage/MR/Fungi/>

<https://www.conaf.cl/conaf-y-especialistas-ya-trabajan-en-la-recuperacion-del-ruil/>

6. BRIÓFITOS-LIQUENES Y ALGAS

Iris Pereira R.

6.1 Biología de los Briófitos

Los Briófitos son vegetales herbáceos, terrestres de tamaño pequeño de 5 hasta 30 cm y excepcionalmente 60 cm en algunos grupos dulceacuícolas natantes. El hábitat es húmedo sombrío existiendo otros sobre rocas o saxícolas con luminosidad, pero que en los períodos cálidos y de mucho sol entran en un estado de sequedad y marchitez. Sin embargo, en humedad y lluvia pueden recuperar su turgencia volviendo a su forma y actividad funcional comportándose como poiquilohídricos por su incapacidad de regular el agua interna en relación con el ambiente. También en el período reproductivo sexual son dependientes del agua ya que los gametos masculinos o anterozoides son flagelados y deben movilizarse hasta las células sexuales femeninas a causa de la separación espacial de los órganos reproductores.

Los Briófitos, en el ciclo de vida presentan dos fases o generaciones según el número de cromosomas: si es la mitad es haploide simbolizada por " n " y el cuerpo se denomina gametofito llamada también fase gametofítica (n) y si el juego de cromosomas es doble el cuerpo es el esporofito simbolizado como " $2n$ ". Esta diferencia genética tiene que ver con la parte visible y la forma del cuerpo que persiste y se observa en el ambiente. Es así que en briófitos lo que se observa a simple vista como vegetal corresponde al gametofito ya que el esporofito si bien también es visible es de corta vida. El cuerpo o gametofito de un Briófito se denomina talo y en la mayoría de los briófitos como los musgos y algunas hepáticas presentan rizoides, talluelos y hojuelas que corresponde a esbozos de lo que en las plantas superiores son raíces, tallos y hojas.

La reproducción de los briófitos es por esporas " n " (haploides) formadas en un esporangio de un esporofito ($2n$) (diploide). De la germinación de la espора se originan un cuerpo llamado protonema que finalmente se desarrollará en una planta " n " o gametofito. Otra forma es por propágulos con origen en el talluelo, hojuelas o protonema.



6.1.1 Bases morfológicas para la diversidad de briófitos y su relación con la taxonomía

La diversidad de especies a nivel global alcanza a 18.000 ó 23.000 especies descritas en todo el mundo (Asakawa 2001, Villagrán 2020) distribuidas en alrededor de 11.000-13.000 musgos, 7.000-9.000 hepáticas y 200-250 Anthoceratales, convirtiéndolo en el segundo lugar después de las plantas con flores en términos de riqueza de especies. Sin embargo, esto podría ser una subestimación, ya que los estudios moleculares revelan especies "nuevas" todo el tiempo (ERL). En Chile la diversidad alcanza 1.448 briófitas (He 1998; Müller 2009, Hässel de Menéndez & Rubies, 2009). Los estudios de la taxonomía consideran el criterio tradicional basado en la estructura de la fase gametofítica, los órganos sexuales (arquegonios los femeninos y anteridios los masculinos) y su posición así como la forma del esporófito. Los briofitos se dividen en tres clases: **Anthoceratae** (Anthoceros), **Marchantiatae** (hepáticas talosas y foliosas) y **Bryatae** (musgos).

Sin embargo, en la clasificación más moderna según evidencias moleculares, los Briófitos se reducen a tres divisiones: Bryophyta con Bryatae o musgos, Anthoceratophyta con los anthoceratales y Marchantiophyta con las hepáticas.

La forma tradicional más conocida tanto en bosques como en muros y techos de habitaciones son los musgos que pueden formar una alfombra verde sobre la superficie o sustrato. En los bosques de rüiles, es posible encontrar una especie de musgo creciendo en la parte baja del fuste. En las partes altas, de esta especie arbórea, no se registra ninguna otra especie de briófitos.

A continuación, se entrega una breve descripción de los Briófitos según la taxonomía tradicional y su equivalencia nomenclatural más moderna.

1.- CLASE ANTHOCERATAE (Anthoceros) o División Anthocerophyta

- El Gametofito es laminar lobulado con simetría dorsiventral que se arrastra y adhiere al suelo mediante rizoides. - Los arquegonios son de deposición interna en el gametofito. - y el esporofito presenta una forma de silicua que se abre en la madurez liberando las esporas (Figura 1).





Figura 1. Talo folioso de *Anthoceros* sp., se observa el gametofito, folioso y el esporofito en forma de silicua.

En los bosques de ruiles, no se observan representantes de esta clase.

2. CLASE MARCHANTIATAE (Hepáticas talosas y foliosas) o División: Marchantiophyta

El gametofito puede estar estructurado de dos formas y que diferencia grupos:

a) Gametofito laminar lobulado entero o ramificado con simetría dorsiventral y adherido por rizoides y, en algunos casos, es parecido al gametofito de Anthoceratae. Es típico en las hepáticas talosas. Los arquegonios y anteridios son externos, visibles y sostenidos por un pedicelo y la fase esporofítica presenta una corta seta o pedicelo (Figura 2: 2a y 2b) correspondiente a *Marchantia berteroana*.

b) El gametofito es un talluelo, con hojuelas o filoides, llevando en la base rizoides. Los anteridios se forman en las axilas de las hojuelas o filoides y los arquegonios en posición terminal (Fotografía **2c**= *Lophocolea muricata*, **2d**= *Porella chilensis*, El esporofito presenta una seta delicada y una cápsula que puede ser esférica o cilíndrica que en la madurez se abre en cuatro valvas, **2e**= *Radula lectiloba*.



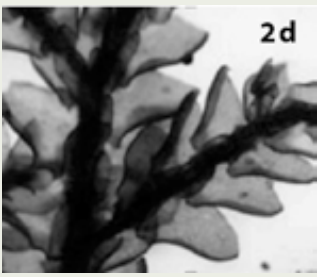
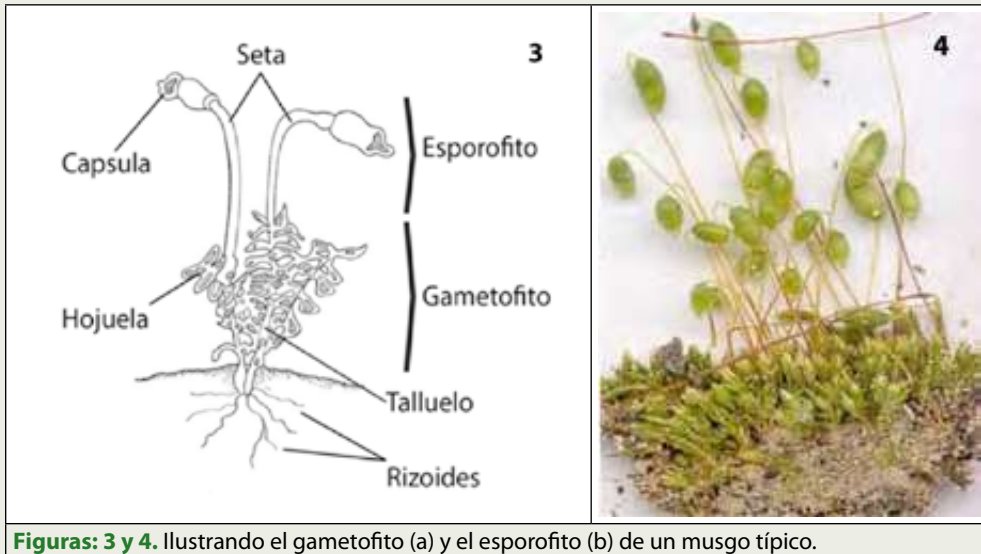
Hábito de Hepáticas talosas		
 2a	 2b	
Fase gametofítica de <i>Marchantia berteriana</i>	Fase gametofítica de <i>Marchantia berteriana</i> con conceptáculos con propágulos vegetativos	
Hepáticas foliosas		
 2c	 2d	 2e
Fase gametofítica de <i>Lophocolea muricata</i>	Fase gametofítica de <i>Porella chilensis</i> . Foto tomada de (So, 2005)	Fase gametofítica de <i>Radula lectiloba</i> . Foto tomada de (Arrocha et al., 2021)

Figura 2. Diversidad de talos laminares y foliosos en la fase gametofítica (n). 2a= *Marchantia berteriana*, Hepática talosa, con arquegonióforo y anteridióforo en posición externa, 2b= *Marchantia berteriana*, con conceptáculos sobre el talo, medio de propagación vegetativa o asexual, 2c= *Lophocolea muricata*, hepática foliosa en corteza lisa de árboles poco iluminados, 2d= *Porella chilensis*, Hepática foliosa, con hojuelas dispuestas en un solo plano gametangios axilares, 2e= *Radula lectiloba*, hepática foliosa, cara ventral.

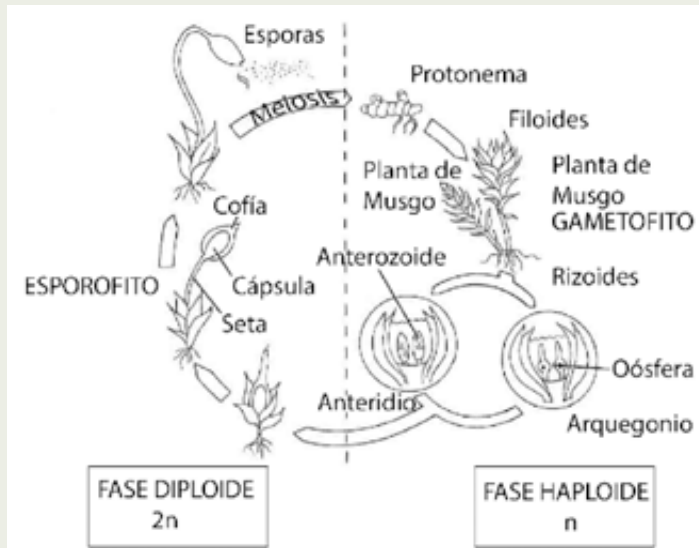
En la reserva los Ruiles es posible encontrar hepáticas talosas como *Marchantia berteriana* creciendo en taludes cercanos a curso de agua, en cambio, las hepáticas foliosas, son capaces de crecer en diferentes especies que conforman los bosques mixtos, en especial en especies siempreverdes como es el caso *Lophocolea muricata*, *Porella chilensis* y *Radula lectiloba*, entre otras (Muller & Pereira, 2006).

3.- CLASE BRYATAE (Musgos) o División: Bryophyta

- El gametofito es un talluelo simple o ramificado con hojuelas en disposición helicoidal y rizoides en la base. - Los arquegonios y anteridios, generalmente, se ubican en el extremo superior del gametofito femenino. - La fase esporofítica es parásita de la fase gametofítica, originado a partir del embrión alojado en el arquegonio. Este esporofito se eleva diferenciándose en un pie o seta, terminando en una cápsula de diversas formas con apertura; según las especies (Figura 3 y Figura 4).



Figuras: 3 y 4. Ilustrando el gametofito (a) y el esporofito (b) de un musgo típico.



Ciclo de vida de un musgo (Dibujo P. Arias).



6.1.2 Identificación fisionómica y morfológica de los briófitos

En la reserva Los Ruiles, los briófitos se encuentran como gametofitos epífitos o en otros tipos de substratos y corresponden a las clases **Marchantiatae** (hepáticas talosas y foliosas), **y Bryatae** (musgos)-o divisiones **Marchantiophyta** y **Bryophyta**. La clase **Anthocerotae** (Anthoceros) o división **Anthocerotophyta** no está representada en esta reserva.

En los musgos, el gametofito es una pequeña plantita generalmente de color verde intenso, formando cojinetes densos y erectos raramente solitarios. El talo folioso puede ser también rastrero y por lo general ramificado; Contrariamente el esporofito es inicialmente de color verde, pero al madurar cambia a color café. En su crecimiento vive a expensas del gametofito con forma alargada con un eje llamado pedicelo que remata en una seta o cápsula donde forman las esporas haploides (n). Estas esporas son expulsadas y al caer en sitios favorables generan nuevamente un nuevo gametofito. Los gametofitos proporcionan caracteres de diagnóstico usados para distinguir géneros y especies.

En las hepáticas foliosas, el gametofito se adhiere al sustrato como calcomanías por la disposición de las hojuelas en el talluelo en un solo plano. Los arquegonios nacen en las axilas de las hojuelas y luego de la fecundación se forma el esporofito. Finalmente, en las hepáticas talosas y Anthocerotae, el gametofito es verde, con forma de hoja y simetría dorsiventral con rizoides en la cara ventral. En las hepáticas talosas, y en el talo los anteridios y arquegonios, son externos mientras que en los Anthocerotae los anteridios y arquegonios son internos emergiendo el esporofito en forma de una silícula.

6.1.3 Ecología y distribución de los briófitos y su relación con la integridad física y ciclo de vida en el bosque

La vida y persistencia de los Briófitos depende completamente del agua atmosférica y de nutrientes. Tales características son utilizadas como buenos indicadores de las condiciones ecológicas como la humedad ambiental (Kantilas & Jarman, 2012).

En los bosques caducifolios de las zonas templadas, los árboles y las rocas suelen albergar abundantes masas de briófitos, pero es cerca de los cursos de agua donde tienden a alcanzar su mayor riqueza y diversidad. Los briófitos, especialmente los musgos, son importantes en los ciclos biogeoquímicos, aprovechan las limitadas precipitaciones y minerales del aire no disponibles para las plantas con semillas (Chapin *et al.*, 1987; Turetsky, 2003). Son especies clave de sucesión primaria (Goffinet & Shaw, 2009), retención de agua (Churchill, 2009), secuestro de carbono (de Lucia *et al.*, 2003; Hallingbaëck & Hodgetts, 2000), y control de la erosión del suelo (Hallingbaëck & Hodgetts, 2000). Pueden controlar indirectamente la composición vegetal de algunos bosques (Goffinet & Shaw, 2009). La distribución de los briófitos en la reserva Los Ruiles es amplia y variada en diferentes tipos de hábitats: en el suelo, en taludes, en rocas y epífitas en diferentes especies arbóreas, sin embargo, en los ruiles, la única especie presente es *Hypnum chrysogaster*.



Las diferencias altitudinales son mucho más marcadas que las latitudinales. Los briófitos prefieren sitios húmedos con retención de un poco de tierra como en la corteza, base de los troncos o fustes y recodos de ramas de los árboles. En particular, actúan como esponjas, absorbiendo agua rápidamente, reteniéndola y liberándola lentamente, son colonizadores y estabilizadores eficientes de sustratos desnudos y sirven como hospedadores de algas verde-azules (cianobacterias), que tienen un papel importante en la fijación de nitrógeno atmosférico. Además, proporcionan hábitats para otros organismos; semilleros para plantas vasculares, sustratos para líquenes, refugio y alimento para invertebrados, material de nidificación para aves y pequeños mamíferos.

Finalmente la relación del ciclo de vida de los briófitos con el ciclo del agua en el bosque es de vital importancia, especialmente para completar la reproducción sexual en los briófitos debido a que los anterozoides son flagelados y requieren necesariamente de la presencia de agua líquida o rocío para poder movilizarse y fecundar las ovocélulas. Los briófitos también tienen una fuerte dependencia por el agua para sobrevivir (Budke *et al.*, 2018).

Los aspectos anteriormente descritos están relacionados con la integridad del hábitat que se pierde cuando el bosque es intervenido. La principal amenaza tanto para los musgos como para las hepáticas es la modificación del sistema natural, por la gestión y el uso del agua, un aumento en la frecuencia y/o intensidad de los incendios. En el caso de los ruiques, su condición fragmentada y alteración de la cobertura e integridad física (Olivares *et al.*, 2005) afecta negativamente en la calidad del hábitat para los briófitos epífitos que crecen en esta especie arbórea. La cobertura del dosel en estos bosques constituye un factor a considerar al momento de estudiar su diversidad, distribución y abundancia.

Los bosques de ruique localizados en la ladera sur que desemboca a un riachuelo son más favorable especialmente para musgos que crecen en el piso del bosque, en taludes, en rocas o el suelo o en la base de los árboles, en cambio, en ejemplares de ruiques localizados en la parte alta y más plana de la reserva y más iluminadas, los musgos son menos frecuentes, siendo solo más favorables para musgos epífitos en especies arbóreas de condición perenne y, para hepáticas foliosas aparentemente algo más resistentes a la falta de agua.

6.1.4 El status de conservación de la diversidad de briófitos como patrimonio natural

Al igual que los líquenes, los briófitos pueden ser amenazados por factores como la tala del bosque no planificada. El estudio de las briófitas chilenas comienza con la expedición al Beagle, en la que el naturalista Charles Darwin recolectó material en el archipiélago de los Chonos y en el cabo Tres Montes (1839). Este material fue depositado en herbarios europeos y estudiado por diferentes botánicos, como Taylor (1846), Dalton Hooker (1847) y Müller (1847, 1885). En la obra "Historia Física y Política de Chile" el naturalista francés, Claudio Gay incluyó un capítulo sobre musgos y hepáticas, realizado por C. Montagne (1850), donde se describieron 117 especies de hepáticas y 179 de musgos para Chile (Barrera, & Osorio, CONOMA, 2008)



Hasta la fecha, poco se sabe acerca del status de conservación de las especies de briófitos en Chile debido a la falta del conocimiento de su distribución a nivel nacional y estudios ecológicos acerca de estos organismos (Villagrán, 2000). Barrera & Osorio, CONAMA, 2008 reconocen la falta de especialista en este grupo, lo cual retrasó el avance del conocimiento de este grupo en el país, por varias décadas, sin embargo, este vacío, en las décadas recientes, comienza a ser superado gracias a los aportes a la briología, reflejado en los trabajos de investigadores nacionales como Larraín, Covertino, Montenegro y Ardiles, entre otros. Sin embargo, estos antecedentes aún no son lo suficiente como generar el status de conservación de todos los briófitos de Chile. En el año 2015 se dio inicio a un proyecto liderado por Dr. Juan Larraín conocido como "Conservation status and distribution patterns of bryophytes in Mediterranean zones of Central Chile: determination of priority sites and predictions in a climate change scenario", con una duración de 3 años financiado por ANID. Por medio de los resultados de este proyecto, se podrá saber del estado de conservación y patrones de distribución de briófitos en zonas mediterráneas de Chile Central y, además se podrá establecer sitios prioritarios y predicciones en un escenario de cambio climático.

Se espera que todos los antecedentes aportados tanto por investigadores nacionales como extranjeros puedan rendir sus frutos para lograr concretar el establecimiento del estado de conservación de los briófitos en el país.

Otra amenaza que también debería ser considerada para la mantención de las especies es el pisoteo por parte de grandes y pequeños animales vertebrados (vacas, anfibios, aves) e invertebrados (arañas, larvas de insectos, colémbolas y ácaros) presentes en la reserva, los que utilizan a los briófitos como lugares de refugio, desove y alimentación, aspecto que hasta la fecha no han sido evaluados y que podrían estar afectando el status de conservación de estas especies.

Por otra parte, se predice que el cambio climático, está siendo una de las mayores amenazas para estos organismos al igual que para líquenes y algas, no solo en ecosistemas boscosos sino que también en otros ecosistemas, debido a la escasez de agua para llevar a cabo procesos tan relevantes en sus ciclos de vida como es la fotosíntesis, su desarrollo y crecimiento y la reproducción.

Ahora, si comparamos el estado del conocimiento de los briófitos, con los de algunos países de Sudamérica como Argentina y Brasil, es posible ver que en estos países ya se han definidos los estados de conservación de la gran mayoría de los briófitos (Costa & Peralta, 2015) e incluso más en Argentina ya hay estudios conducentes a restaurar el patrimonio briofítico en algunas áreas del país (Rovere & Calabrese, 2011). El inicio del estudio de los briófitos en esos países se remonta a los años parecido al nuestro, pero debido a la falta de especialistas jóvenes, el estudio de briófitos no ha sido sostenido en el tiempo, situación algo comparable a la chilena. La flora briofítica de Brasil comprende 1.524 especies que se incluye en 117 familias, 413 géneros (11 Anthocerotae, 633 hepáticas y 880 musgos). La diversidad podría aumentar con futuros estudios abarcando todos los distritos en la medida que aumente el número de especialistas en diferentes grupos de esta división.



Otra de las amenazas más destacable es la insuficiente pluviometría en la zona, la cual ha disminuido fuertemente en los 2 últimos años, la cual afecta la abundancia de especies de criptógamas en el área del sector de Chanco, tanto epífitas como aquellas asociados a cursos de agua o taludes.

6.1.5 Diversidad de especies y familias de briófitos registrados en los bosques de ruil Reserva Nacional de Chanco, provincia de Cauquenes

Los musgos hasta ahora registrados en bosques de ruiles se resumen en la Tabla 1 y las ilustraciones o imágenes en la Figura 5. La diversidad de los registros y colectas de briófitos de los autores (Müller & Pereira 2006) fue la base para confeccionar la nómina y corresponde a la Reserva los Ruiles sector de Chanco, provincia de Cauquenes faltando aún por incluir la parte de la reserva Los Ruiles de El Fin, sector de Empedrado, provincia de Talca. así como los fragmentos del bosque de otros lugares de la región costera.

El análisis taxonómico indica que la diversidad de musgos epífitos en la reserva Los Ruiles, se organiza en 11 familias siguientes: Dicranaceae, (3 sp), Amblystegiaceae (2sp), Bartramiaceae (2sp), Amphidiaceae (1sp), Brachytheciaceae (1sp), Bryaceae (1sp) Dicrichiaceae (1 sp.), Hookeriaceae (1sp) Hypnaceae (1sp.), Leptodontiaceae (1 sp.) y Neckera-ceae (1sp.) (Tabla 1)

De acuerdo a la Tabla 1, las familias mejor representadas son Dicranaceae (3 spp), Amblystegiaceae 2 spp), Bartramiaceae (2spp) El resto de las especies solo incluyen 1 especie (Tabla.1).

En general las especies del conjunto florístico tienen una amplia distribución dentro del territorio nacional, sin embargo, muchas son de carácter endémico patagónico y presentan su límite norte en esta zona, un número reducido son subcosmopolitas, bipolares o pantropical (Tabla 1).

Dentro de los musgos, un elemento a destacar es la presencia del género ***Achrophyllum*** (Tabla1), con la especie ***Achrophyllum magellanicum*** var ***magellanicum*** Besch. (Foto 4a), con individuos que se caracterizan por el hábito aplanado. En su morfología, los talluelos y hojuelas son dimórficas, siendo las laterales más grandes y asimétricas que las ventrales y dorsales. Además las hojuelas no presentan borde, y tienen un nervio robusto que llega solo hasta la mitad de la lámina. Las células de la lámina foliar son isodiamétricas y sin papilas. El género *Achrophyllum* es de origen gondwánico presente solamente en el Hemisferio sur como el sur de Chile, Argentina, Australia y Nueva Zelanda (Vitt, & M.R. Crosby.1972). Es un elemento característico de bosques húmedos, sin embargo, no se encuentra en los bosques caducifolios del sur de Chile, pero es muy común en bosques siempreverdes de tipo valdiviano, el cual en la reserva Los Ruiles, se encuentra en rocas húmedas, en el suelo cerca de un arroyo (Tabla 1, Figura 5a).



Tabla 1. Catálogo de la taxonomía de musgos registrados en ruiles de la Reserva Nacional de Chanco, provincia de Cauquenes con indicación de la división, familia, especies, sustrato, distribución geográfica y status de conservación

Especies	Familias	Subtr./EF	Distribución en Chile	Estado de Conservación tentativo
Bryophyta				
<i>Achrophyllum magellanicum</i> var <i>magellanicum</i> Besch.	Hookeriaceae	c, r, A-A	VIII Ñuble - XII Magallanes. (Villagrán <i>et al.</i> , 2003); VII, VIII Ñuble - XII Magallanes (Müller & Pereira, 2006)	Vulnerable
<i>Amphidium tortuosum</i> (Hornsch.) Cufod	Amphidiaceae	r, P	RM, V, VII, VIII, IX, X, XI, XII, JF (Müller & Pereira, 2006); Ardiles & Peñaloza, 2013)	Fuera de peligro
<i>Bartramia ithyphylloides</i> Schimp. Ex Müll.Hal	Bartramiaceae	c/ E	RM, VII, VIII, IX, X, XI, JF (Müller & Pereira, 2006).	Fuera de peligro
<i>Breutelia subplicata</i> Broth	Bartramiaceae	c,/ E	VIII Concepción – XII Magallanes. Juan Fernández (Villagrán <i>et al.</i> , 2003); VII, VIII, IX, X, XI, XII, JF (Müller & Pereira, 2006).	Vulnerable
<i>Campylopus clavatus</i> (R.Brown) Hook f. & Wilson	Dicranaceae	s/ Sub	V, VII, IX, X, XI, XII, IF (Müller & Pereira, 2006).	Fuera de peligro
<i>Campylopus in-crassatus</i> Müll. Hal.	Dicranaceae	t, s/ HS	M, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XI (Müller & Pereira, 2006),	Fuera de peligro
<i>Catagoniopsis berteriana</i> (Mont.) Broth.	Brachytheciaceae	c,s/ E	M,, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, JF (Müller & Pereira, 2006).	Fuera de peligro
<i>Chorisodontium aciphyllum</i> (Hook f. & Wilson)	Dicranaceae.	c, en <i>N. glauca</i> /B	VII, VIII, IX, X, XI, XII, IF (Müller & Pereira, 2006),	Fuera de peligro
<i>Chrysoblastella chilensis</i> (Mont.) Reim.	Ditrichaceae	t, s/ E	VII (Müller & Pereira, 2006)	Vulnerable



Especies	Familias	Subtr./EF	Distribución en Chile	Estado de Conservación tentativo
<i>Hypnum chrosogaster</i> Müll.Hal.	Hypnaceae	c, en <i>N. alessandrii</i> , <i>N. dombeyi</i> y <i>N. glauca</i> / E	VII, X, XI, IF (Müller & Pereira, 2006)	Vulnerable
<i>Juratzkaea seminervis</i> subsp. <i>seminervis</i> (Kunze ex Schwägr.) Lorentz	Amblystegiaceae	c, en especies de <i>Nothofagus</i> / E	M, II, IV, V, VI, VII, VII, IX, X (Müller & Pereira, 2006)	Fuera de peligro
<i>Leptodpn smithii</i> (Hedw.) F. Weber & D. Mohr.	Leptodontaceae	C, epífito/ B	M,V,VII, VIII, IX, X, XI, JF	Fuera de peligro
<i>Neckera chilensis</i> Schimp.	Neckeraceae	c,/E	M, IV, V, VII, VIII, IX, X, XI, XII .(Müller & Pereira, 2006),	Fuera de Peligro
<i>Rhaphidorrhynchium callidum</i> (Mont.) Broth.	Amblystegiaceae	c, E, en <i>N.glauca</i> / E.	IV, V, VI, VII, VIII, X, XI, XII .(Müller & Pereira, 2006),	Fuera de peligro
<i>Rosulabryum billardierei</i> (Schwägr.) J.R.Spence <i>Bryum billardierei</i> Schwaegr.	Bryaceae	c,/P	M, IV, V, VII, VIII, IX, X, JF.(Müller & Pereira, 2006),	Fuera de peligro

Subtr.: Sustratos: c: Cortícola, s: saxícola, t: terrícola

EF: Elementos Fitogeográficos: A-A: Austral-Antártico, B: Bipolar, E: Endémico Patagónico, HS: Hemisferio sur, P: Pantropical, Sub: Subcosmopolita,

Los estados de conservación se han definido en base a la distribución conocida de las especies y a sus límites norte de distribución en el país, sin considerar aún su abundancia ni su distribución total en Chile.

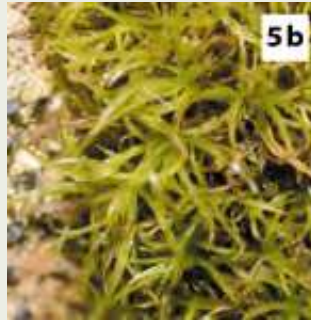
En la reserva Los Ruiles, los musgos generalmente se distribuyen en el suelo, sobre rocas o taludes húmedos, a veces cercanos a pequeños cursos de agua. Los epífitos son poco frecuentes en especies de *Nothofagus* de carácter deceduo, como *N. alessandrii*, *N.glauca* y *N. obliqua*, siendo un poco más comunes y diversos en especies arbóreas siempreverdes como *N. dombeyi*, *Aextoxicon punctatum*, *Rhaphithamnus spinosus*, entre otros. La mayoría de las especies de musgos son endémico patagónico, donde muchas de estas especies tienen su límite norte en estas latitudes. Aún faltan hacer estudios que permitan estimar su abundancia en la Reserva Los Ruiles y factores que puedan afectar el desarrollo y crecimiento de las especies con el fin de establecer su status de conservación definitivo.



Figura 5. Diversidad de talos del tipo gametofito de musgos de la Reserva Nacional Los Ruiles de Chanco, provincia de Cauquenes



Achrophyllum magellanicum
var. *magellanicum*



Amphidium tortuosum



Bartramia ithyphylloides
Schimp. ex Müll.Hal., fase
gametofítica y esporofítica



Breutelia subplicata Broth



Campylopus clavatus



Campylopus intrassatus
(Muller.) Brid.



Catagoniopsis berteroaana
(Mont.) Broth.



Chorisodonium aciphyllum
(Hook. F. & Wilson) Broth



Chrysoblastella chilensis (Mont.)
Reim.



Hypnum chrysogaster



Juratzkaea seminervis subsp.
seminervis. (Kunze ex Schwägr.)
Lorentz



Leptodon smithii (Hedw.) F.
Weber & D. Mohr



Neckera chilensis Schimp.



Rhaphidorrhynchium callidum
(Mont.) Broth



Rosulabryum billardierei
(Schwägr.) J.R. Spence. (= *Bryum*
billardierei Schwägr.)

La única especie de musgo que crece en cortezas de *Nothofagus alessandrii* (ruil) es *Hypnum chrysogaster* (Figura 5j), ubicándose en el fuste del árbol, desde la base hasta aproximadamente 2 m de altura. Esta especie también aparece como epífita en *N. glauca* y *N. obliqua*. Se trata de una especie que se encuentra en el Hemisferio sur (Patagonia, Nueva Zelanda, Australia y Tasmania). (Müller & Pereira, 2006)

El resto de las especies de musgos, se encuentran distribuidas como epífitas en otras especies de *Nothofagus*, como *Juratzkaea seminervis* subsp. *seminervis* (Figura 5k) en *N. dombeyi*. En *N. glauca* aparecen además en la base del tronco *Rhaphidorrhynchium callidum* (Figura 5n) y en *N. obliqua* aparece *Chorisodonium aciphyllum* (Figura 5h) También aparecen otras especies de musgos como epífitas en otras especies arbóreas presentes en la reserva Los Ruiles, tales como *Catagoniopsis berteriana* (Figura 5g), *Leptodon smithii* (Figura 5l), *Neckera chilensis* (Figura 5m). El resto de las especies se encuentran en el piso del bosque, entre las hojarascas, suelo, taludes como *Achrophyllum magellanicum* var. *magellanicum* (Figura 5a) *Amphidium tortuosum* (Figura 5b), *Bartramia ithyphylloides* (Figura 5c) *Breutelia subplicata* (Figura 5d), *Campylopus clavatus* (Figura 5e), *C. incrassatus* (Figura 5f), *Chrysoblastella chilensis*, (Figura 5i) *Rosulabryum billardierei*. (Figura 5ñ).



6.2 Biología de la Flora Algal: Cianobacterias y Clorófitas

En las cortezas de los árboles que conforman los bosques de *Nothofagus alessandrii* (ruil) y *Nothofagus glauca* (hualo), crecen cianobacterias y microalgas subaéreas no siempre visibles a simple vista. El estudio de este grupo biológico requiere de colectas de corteza y siembra de inóculos con diferentes medios de cultivos. Las cianobacterias y algas representan otro grupo biológico de hábitats húmedos del bosque. En los bosques templados, las algas y las cianobacterias producen alimentos y vitaminas, y las cianobacterias producen aminoácidos a partir de la fijación de nitrógeno atmosférico, razón por la cual al entrar en simbiosis con hongos formadores de líquenes, les permiten a estos últimos colonizar troncos de árboles, ramas de árboles, madera muerta, suelo, rocas desnudas y otras superficies pobres en nutrientes donde pocos organismos pueden crecer (Carter 2017). El árbol sobre el cual crecen se denomina forófito.

Las cianobacterias y algas eucarióticas encontradas en las cortezas de los forófitos arbóreos ruil y hualo son microscópicas pasando inadvertidas y responden a formas unicelulares, cenobiales o filamentosas simples o ramificadas.

Las cianobacterias conocidas también como algas verde-azules ó cianófitas son de morfología unicelular, cenobial, con reproducción asexual por: simple división celular. Las formas filamentosas fijadoras de nitrógeno aumentan su biomasa por medio de la división de sus células vegetativas y su reproducción asexual, se produce por fragmentación del talo y más raramente a partir de los heterocistos. Las cianobacterias no fijadoras, forman trozos de talos filamentosos que corresponden a "hormogonios" conformados por numerosas células que se generan por la muerte de otras células vegetativas (necridios o disco de separación) en ambos extremos y a lo largo de los filamentos.

Las algas eucarióticas unicelulares o cenobiales, se pueden reproducir por simple división mitótica de las células ó por medio de autosporas (2, 4 a 8) en esporangios sin reproducción sexual. Por otro lado, las algas filamentosas, como *Trentepohlia monilia*, se pueden reproducir por zoosporas tetraflageladas de origen asexual o por gametos biflagelados en la reproducción sexual.

La diversidad de cianobacterias y algas (microalgas y macroalgas) de las cortezas de árboles del bosque nativo ha sido muy poco estudiada en el país. Este grupo, por lo general, pasa inadvertido al observar las cortezas de los troncos, a veces se observan zonas coloreadas verde intenso o verde-azulada y oliva sólo cuando las cortezas están humedecidas. Esta condición implica que para el estudio taxonómico es necesario coleccionar cortezas de árboles, activarlas en agua y posteriormente inocularlas en medio de cultivo ad-hoc en relación al posible grupo algal (Neustupa & Škaloudtes, 2008).

Desde el punto de vista taxonómico las cianobacterias de los árboles juveniles y adultos de ruil y hualo corresponden a la clase Cyanophyceae y se incluyen en los órdenes: Oscillatoriales; *Leptolyngbya* sp. (Figura 6a) y Nostocales: *Nostoc commune* (Figura 6b), *N. endophyllum* (Figura 6c) y *Tolypothrix tenuis* (Figura 6d)). Dentro de las algas microscópicas o



microalgas, las clases representadas son: Trebouxiophyceae representada por los órdenes: Chlorellales: *Chlorella* sp. (Figura 7a), *Pseudococcomyxa simplex* (Figura 7b) y Trebouxiales: *Trebouxia* sp. (Figura 7c), y un alga filamentosa macroscópica de la clase Ulvophyceae representada por el orden Trentepohliales: *Trentepohlia monilia* (Figura 7d).

El rol ecológico de estas especies en los bosques templados, se presume sean los mismos descritos para bosques lluviosos con la diferencia que la diversidad en esos ambientes es mayor (Neustupa, & Škaloud 2008, Keshari & Adhikary 2014; Sherwood *et al.* 2015; Nguyen *et al.* 2017)). En los estudios exploratorios en los bosques de ruil, aparecen algunas cianobacterias fijadoras de nitrógeno que estarían contribuyendo al aporte adicional de nitrógeno como es el caso de: *Tolypothrix tenuis* y *Nostoc* sp. y otras especies de este mismo grupo como *Nostoc commune* junto a algunas especies de algas eucarióticas como *Trebouxia*, podrían actuar como fotobiontes de líquenes para contribuir en la reproducción indirecta o generativa de este grupo de organismos. En general, las cianobacterias podrían contribuir a la retención de agua debido a la producción de mucilago por parte de sus células (Pereira datos no publicados).

El grupo comparte el sitio de vida que son las cortezas lisas de ruil y hualo cuando son juveniles y rugosas e hidrófoba, caediza respectivamente, cuando son adultos, generalmente, se localizan en diferentes orientaciones y altitudes inferiores a 1,5 m del fuste. Los resultados presentados en la Tabla 2, resume los hallazgos encontrados en las cortezas de 2 especies arbóreas caducifolias (*N. alessandrii* y *N. glauca*), entre 120 a 140 cm de la base de los árboles, en cortezas colectadas en diferentes orientaciones.

Comparada la diversidad de cianobacterias con otros sitios como bosques lluviosos y tropicales (Neustupa & Škaloud, 2008), se puede sostener que ésta es baja o pobre. Una eventual causa se relacionaría a la falta de condiciones adecuadas de acuerdo a las exigencias ecológicas como humedad y luz suficientes en sectores del bosque. El hábitat más adecuado de las cianobacterias son lugares húmedos y poco soleados. Contrariamente en Clorófitas como Trebouxiófitas que son más resistentes a la falta de humedad optando por sitios de mediana o alta luminosidad.

En cuanto a la distribución de las especies, se destaca la presencia de la clorófito *Pseudococcomyxa simplex*, que ha sido encontrada con anterioridad en un rango latitudinal de 54° y 77°S en la Antártica continental marítima y costera desde el nivel del mar hasta 3600 m, sobre rocas, musgos y, otras sustratos rocosos (Broady, 1987). Nuestros hallazgos por medio del estudio de algas a partir de inóculos de cortezas de ruil y hualo, permiten aumentar la distribución de esta especie para Chile continental a la latitud de 35°S y en altitudes de 190 y 215 m sobre el nivel del mar. La conservación del bosque de ruil y hualo son de vital importancia en la conservación de sustratos para la permanencia de fotobiontes libres para líquenes. Esta condición es fundamental en la restitución del proceso de liquenización, ya que al momento de la germinación de las esporas sexuales provenientes de hongos formadores de líquenes deberían encontrar disponible su patrón fotosintético y así asegurar también la reproducción indirecta o generativa o “reproducción sexual” de los líquenes.

Las cianobacterias como *Tolypothrix tenuis* al cumplir su ciclo estarían aportado diferentes



nutrientes como nitrógeno adicional, por su capacidad fijadora en los heterocistos y la exudación de exopolisacáridos ayudan a la retención de agua. Algunas cianobacterias también potencialmente se podrían utilizar en la obtención de pigmentos ficobilínicos (ficocianina y ficoeritrina) usados como marcadores biológicos o colorantes naturales en la industria. Algunos resultados, se exponen en estudios de cianobacterias de arrozales de Chile central (Pereira et al., 2014).

Entre las algas corticolas macroscópicas de ruiles se encuentra *Trentepohlia monilia*, la cual acumula gran cantidad de b-caroteno, pigmento cotizado en el mercado internacional por sus propiedades antioxidantes y como suplemento alimenticio.

Los briófitos tienen también la capacidad de retener agua. Algunos musgos, hepáticas talosas o Anthoceratae podrían aportar nitrógeno adicional por la asociación simbiótica o circunstancial con cianobacterias fijadoras de nitrógeno, contribuyendo con aporte adicional, tanto al suelo como a las cortezas de los árboles.

Se realizó una comparación de la diversidad de cianobacterias y algas eucarióticas dentro y fuera de la reserva con el fin de establecer la condición de vulnerabilidad de estos 2 grupos, en particular, fuera del bosque ya que son áreas más susceptibles a los efectos antrópicos ocasionados por la presencia de caminos, viviendas y actividades como consumo y combustión de maderas por parte de los lugareños del lugar. De acuerdo a los resultados obtenidos se puede inferir que la diversidad de ambos grupos no difiere sustancialmente tanto dentro como fuera de la reserva dado la heterogeneidad de la estructura arbórea.

Tabla 2. Catálogo taxonómico de Cianobacterias y algas y su taxonomía según forófitos y su estado de desarrollo (J= juvenil; A= adulto) en bosques de ruiles y hualo de la Reserva Nacional Los Ruiles y la microcuenca con ruiles fuera de la reserva, comuna de Chanco, provincia de Cauquenes. + = presencia; cuadrícula en blanco= ausencia

Reserva Los Ruiles								
Flora algal y Taxonomía.	Interior reserva				Fuera reserva			
Especies	Forófitos				Forófitos			
	<i>N. alessandrii</i>		<i>N. glauca</i>		<i>N. alessandrii</i>		<i>N. glauca</i>	
Clase Cyanophyceae								
Orden Oscillatoriales	J	A	J	A	J	A	J	A
<i>Leptolyngbya</i> sp.							+	
Orden Nostoccales								
<i>Nostoc commune</i> Vaucher	+							
<i>Nostoc endophyllum</i> Bornet & Flahault	+	+			+	+		



Reserva Los Ruiles								
Flora algal y Taxonomía.	Interior reserva				Fuera reserva			
Especies	Forófitos				Forófitos			
	<i>N. alessandrii</i>		<i>N. glauca</i>		<i>N. alessandrii</i>		<i>N. glauca</i>	
<i>Tolypothrix tenuis</i> . Kützing ex Bornet et Fllahault								
Clase Trebouxiophyceae								
Orden Chorellales								
<i>Chlorella</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pseudococcomyxa simplex</i> (Mainx) Fott	+	+	+	+	+	+	+	+
Orden Trebouxiales								
<i>Trebouia</i> sp	+	+	+	+	+	+	+	+
Clase Ulvophyceae								
Orden Trentepohliales								
<i>Trentepohlia monilia</i> De Wildwman					+			

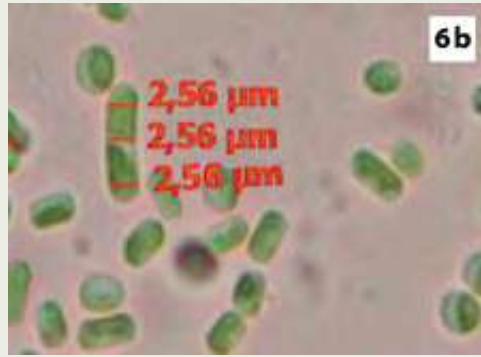
Del catálogo de la Tabla 2, se desprende que las cianobacterias son más escasas que las Clorófitas, esto podría estar relacionado con la condición foliar de los forófitos analizados dado que ambas especies arbóreas son deciduas, lo que favorece la entrada de luz a los fustes y ramas por un período de tiempo considerable durante el año, lo cual facilitaría el proceso de fotosíntesis de las Clorófitas más que el de las cianobacterias. *Nostoc endophyllum* (Figura 6b) aparece sólo en cortezas de *Nothofagus alessandrii* tanto en forófitos juveniles como adultos y no así en *N. glauca*; esto se podría relacionar con la textura de la corteza que posee *N. glauca*, la cual es hidrófoba y caediza, no favoreciendo la retención de agua que requieren las cianobacterias durante la fotosíntesis y su crecimiento. Entre las algas verdes, las especies como *Chlorella* sp. (Figura 7a), *Pseudococcomyxa simplex* (Figura 7b) y *Trebouxia* sp. (Figura 7c) son las más frecuentes tanto dentro como fuera de la reserva y además aparecen creciendo indistintamente en forófitos juveniles como adultos tanto de ruil y hualo. También fue posible encontrar *Trentepohlia monilia* (Figura 7d), presente en cortezas de ejemplares juveniles de *Nothofagus alessandrii* fuera de la reserva, al parecer esta especie prefiere cortezas lisas, condición que se da especialmente en ejemplares jóvenes de esta especie.



Figura 6. Cianobacterias en cortezas de ruil y hualo, Reserva Nacional Los Ruiles, Chanco, provincia de Cauquenes. **6a**= *Nostoc commune*, **6b**= *N. endophytum*; **6c**= *Tolypothrix tenuis* y **6d**= *Leptolyngbya* sp.



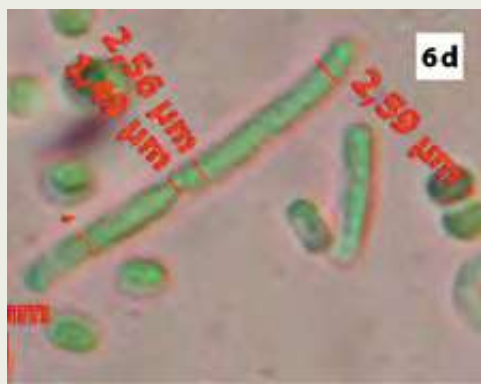
Nostoc commune



Nostoc endophytum



Tolypothrix tenuis



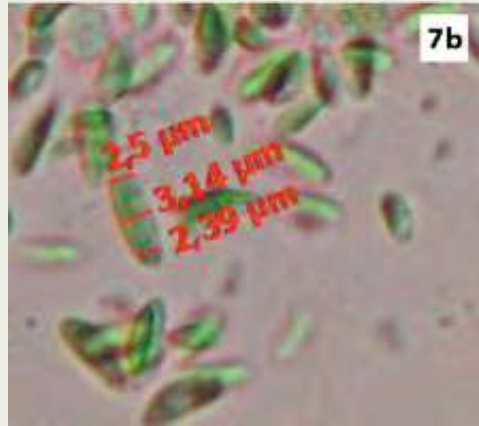
Leptolyngbya sp.



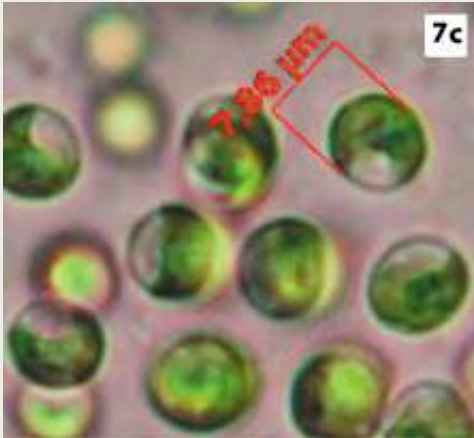
Figura 7. Algas en cortezas de ruil y hualo en forófitos de la Reserva Nacional Los Ruiles de Chanco, provincia de Cauquenes. **7a=** *Trebouxia* sp., **7b=** *Pseudococcomyxa simplex*; **7c=** *Trentepohlia monilia*



Chlorella sp



Pseudococcomyxa simplex



Trebouxia sp,



Aspecto microscópico de *Trentepohlia monilia*,
creciendo en cortezas de árboles.

6.3 Micobiotas de Tipo Líquenes

Los líquenes son organismos simbióticos entre un hongo y un alga o cianobacteria o ambas. El componente fúngico recibe el nombre de micobionte y el componente fotosintético, se denomina fotobionte. En la mayoría de los líquenes, el componente fúngico domina en volumen aunque en algunas especies domina el componente fotosintético *Stigonema* en



Ephebe lanata, *Scytonema* en *Zahlbrucknerella* y *Trentepohlia* en *Coenogonium*. En la simbiosis, ambos componentes son favorecidos. Es así como el componente algal aporta al hongo una fuente de azúcares para sobrevivir y el hongo a la cianobacteria o al alga o a ambas otorga agua y protección contra los rayos UV. En la actualidad, esta simbiosis ha pasado a ser un microbioma, ya que se han descubierto una serie de otros microorganismos como hongos Basidiomicetes (levadura) y bacterias endoliquénicas asociados al talo liquénico (Spribille *et al.*, 2016). A nivel mundial, se estima que el número de especies de líquenes actualmente reconocidos oscilan entre 13.500 (Hawksworth *et al.* 1995) y 20.000 cuando se incluyen especies "huérfanas" (es decir, especies que no se han registrado, o sólo en raras ocasiones, después de su descripción inicial y no están incluidas en revisiones modernas) (Sipman y Aptroot 2001).

El cuerpo de un liquen se denomina talo liquénico adoptando diferentes formas morfológicas como las siguientes:

Talos crustosos o crustáceos: Talo muy adherido al sustrato, de manera que es muy difícil separarlo de él, a menos que se utilice alguna herramienta mecánica.. Ejs., *Haematoma*, *Lecanora* (Figura 8g), *Rhizocarpon*. Su superficie puede ser lisa, fisurado o areolado.

Talos pulverulentos: Talo pulverulento o algodonoso: *Lepraria*. (Figura 8f)

Líquenes foliosos: Talo con aspecto de hoja lobulada, adheridos al sustrato, pero parcialmente y sin adhesión por los bordes Ejs: *Dictyonema* (Figura 8a), *Parmotrema* (Figura 8c y 8j), *Pseudocyphellaria* (Figura 8n)

Líquenes gelatinosos: Con aspecto folioso, gelatinoso, por lo general, de color oscuro y con capacidad para absorber agua. El ficobionte es siempre una cianobacteria. Ejs: *Leptogium* (Figura 8i) o *Collema*.

Talos escuamulosos: Tienen aspecto de un talo folioso, pero dividido en muchas pequeñas escuámulas o escamas. Ejemplo *Squamarina*, *Acarospora*.

Talos umbilicados: Talo en forma de escamas aisladas adheridas por su cara inferior al sustrato por un solo punto central *Umbilicaria*.

Talos fruticulosos: Tienen aspecto de un pequeño arbolito que se ramifica y por lo general, adherido al sustrato por un sólo punto. Puede ser péndulo o erecto. Ejs: *Usnea* (Figura 8e), *Protousnea*, *Ramalina* (Figura 8d).

Talos compuestos o dimórficos: Primero desarrollan un talo crustáceo o escuamuloso y luego se desarrollan en un talo erecto. Crecen generalmente sobre el suelo o rocas o parte baja de los árboles, ejemplo *Cladonia* (Figura 8b) ó *Stereocaulon*.





Dictyonema glabratum, Saxícola, talo folioso, en rocas graníticas. Cianolíquen



Cladonia chlorophaea, Terrícola, talo compuesto, en suelo y base de árboles. Clorolíquen



Parmotrema perlatum (líquen), Cortícola, Clorolíquen, talo folioso junto a *Coenogonium inflexum*, en cojinetes amailentos.



Ramalina chilensis, Cortícola, talo, fruticuloso, con apotecios marginales. Clorolíquen



Usnea pusilla, Talo fruticuloso, Cortícola. Clorolíquen



Lepraria linckia talo pulverulento en estado seco y algodonoso en estado hidratado, cortícola o saxícola, Clorolíquen





Lecanora albella, Cortícola, talo crustoso,
Clorolíquen



Graphis scripta, Cortícola, talo crustoso,
Clorolíquen



Leptogium cochleatum, Cortícola, talo gelatinoso,
Cianolíquen



Parmotrema perlatum, Cortícola, talo folioso,
Clorolíquen



Teloschistes flavicans, Cortícola, talo filamentososo,
Clorolíquen



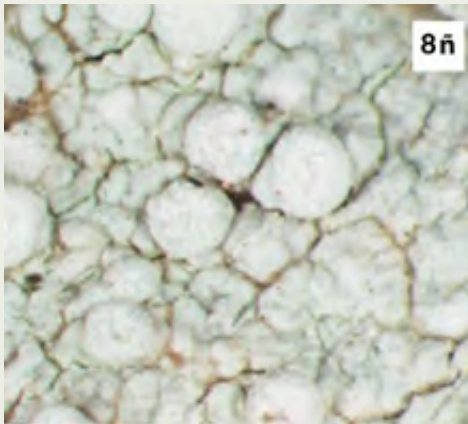
Thelotrema lepadinum, Cortícola, talo crustoso,
Clorolíquen



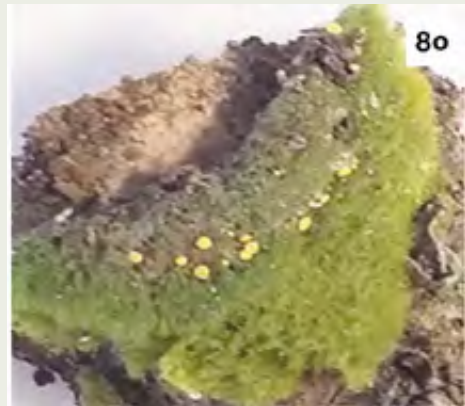
Nephroma cellulosum, Cortícola, talo folioso, Cianolíquen



Pseudocyphellaria hirsuta, Cortícola, talo folioso, Cianolíquen



Varicellaria velata, Cortícola, talo crustáceo con apotecios salientes como verrugas



Coenogonium inflexum, Cortícola, talo filamentoso algodonoso, en cojinete, con apotecios rosa anaranjado suave

Figura 8. Formas de talos para diferentes especies de líquenes

En la reserva los Ruiles, entre las especies que figuran más arriba y concretamente en los cortezas de ruil es posible encontrar los siguientes microlíquenes: *Lecanora albelli*, (Figura 8g), *Lepraria loboifans* (Figura 8f), *Graphis scripta* (Figura 8h) y entre los macrolíquenes *Parmotrema perlatum* (Figura 8j) *Usnea pusilla* (Figura 8e), *Nephroma cellulosum* (Figura 8i) *Ramalina chilensis* (Figura 8d)

En el estudio de los líquenes es importante diferenciar la organización interna de los componentes algal y fúngico dado que incide en la forma y tipo de un talo. Para las formas crustosas y foliosas se diferencian dos tipos: heterómera y homómera y excepcionalmente algunos como estructura especial a describir en el párrafo siguiente. Para observar o determinar la estructura interna de un talo líquénico es necesario observar cortes transversales con apoyo de microscopía.



En la estructura heterómera (Figura 9a) de la parte superior a la inferior se observa la siguiente secuencia de capas

a. córtex superior de hifas compactadas del hongo **b. la capa algal**, con el fotobionte, entre hifas del hongo, **c. una médula** formada de hifas en disposición laxa **d) córtex inferior** de hifas compactas, gelatinizadas pudiendo algunas carbonizarse y formar rizines que les permiten adherirse al sustrato. Ejs, *Parmotrema perlatum* (Figura 9a).

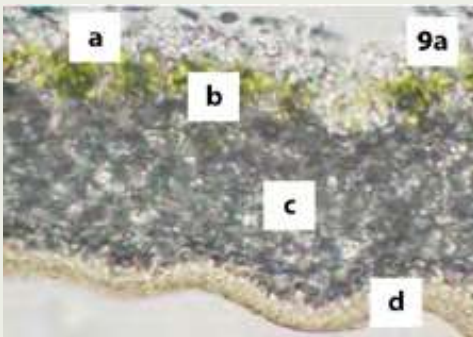
- En las formas crustosas, el cortex inferior puede faltar

En los líquenes de talo homómero la secuencia de capas es:

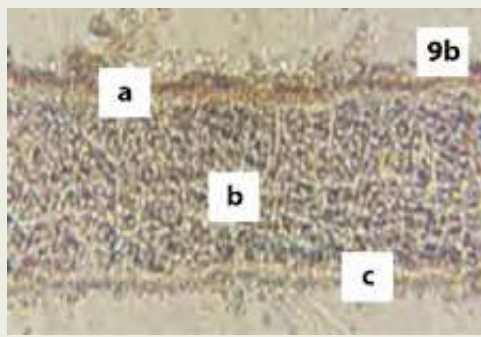
a. córtex superior con hifas que conforman una capa celular
b. una médula amplia, de hifas laxas entremezcladas con células del fotobionte en forma homogénea

c. un córtex inferior de hifas compactas.

La estructura homómera se presenta en talos líquénicos gelatinosos *Leptogium cochleatum* (Figura 9b), entre otras.



Corte transversal de un talo líquénico de *Parmotrema perlatum* con estructura heterómera



Corte transversal de un talo líquénico de *Leptogium cochleatum* con estructura homómera,

Figura 9: Vista de cortes transversales de talos líquénicos heterómero (Figura 9 a) y homómero (Figura 9b)

En la estructura especial los talos fruticulosos Figura 10, desde el exterior al interior el orden y número de capas es:

- a. córtex externo** formada por hifas compactas,
- b. capa algal**, células del fotobionte y algunas hifas del micobionte,
- c. una médula** con hifas laxas

d. un cordón axial central en algunas especies en la parte central, de hifas compactas en disposición paralela al eje longitudinal del talo. Ejs. *Usnea*,) ó este último, puede faltar como en *Bryoria*.



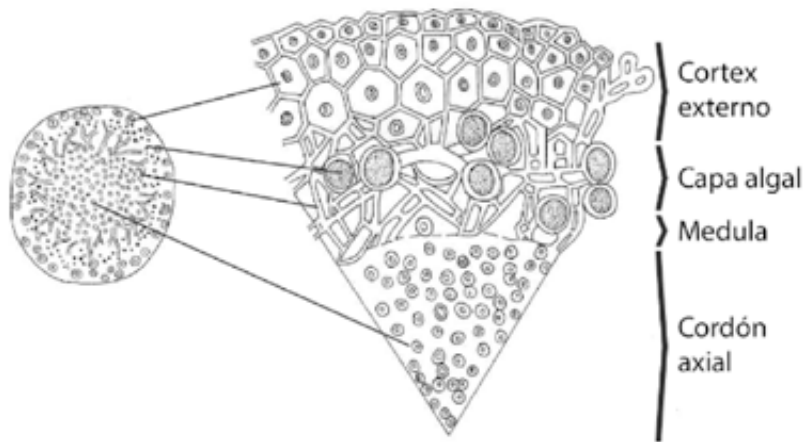


Figura 10. Vista de un corte transversal para un talo de estructura especial de *Usnea* (Dib. P. Arias)

6.3.1 Componente fúngico y fotosintético

En el 99 % de los líquenes tienen como micobionte, u hongo, como componente no fotosintético de la División Ascomycota. La estructura reproductora del micobionte son esporangios siendo el 90 % del tipo apotecios o lirelas llamados Ascolíquenes y 9 % con peritecios llamado Pyrenolíquenes. Finalmente en sólo el 1% de los líquenes, el micobionte, es un hongo de la División Basidiomycota llamados Basidiolíquenes.

Los líquenes son considerados como hongos liquenizados, donde se reconoce la División Ascomycota con 3 Clases: Sordariomycetes, Lecanoromycetes, Eurotiomycetes y la división Basidiomycota con una clase Homobasidiomycetes (Tehler & Wedin, 2008).

En relación con el componente algal, el 80% tienen como fotobionte, un alga Clorófito o alga verde y el grupo de líquenes es identificado como Clorolíquenes. Por otro lado, sólo el 20% posee como fotobionte una cianobacteria y son conocidos como Cianolíquenes bipartita (hongo más fotobionte primario, una cianobacteria) ó Cianolíquenes tripartita (hongo, fotobionte primario, una clorófito y como fotobionte secundario, una cianobacteria).

Los géneros de cianobacterias más frecuentes en los Cianolíquenes son: *Nostoc*, *Chroococcus*, *Stigonema* y *Scytonema*, entre otros. Dentro de los Clorolíquenes, las algas más recurrentes como fotobiontes son algas verdes, especialmente, de los géneros *Trebouxia*, *Coccomyxa* entre las unicelulares y *Trentepohlia* entre las filamentosas.



6.3.2. Reproducción en líquenes

La reproducción de los líquenes puede ser de modalidad “sexual” o asexual con algunas variantes. Algunas especies se reproducen tanto sexual como asexualmente. Otras lo hacen sólo asexualmente y finalmente otras sexualmente.

En la reproducción sexual los ascolíquenes, se reproducen mediante ascocarpos. Los ascocarpos son estructuras reproductoras superficiales en el talo con forma de copa llamados apotecios (Figura 11a) o alargados denominados lirelas (Figura 11b). Sin embargo, en algunos géneros los apotecios se ubican en la cara inferior del talo como en *Nephroma* (Figura 8m) Cuando los ascocarpos están hundidos en el talo, se llaman peritecios como en *Porina* (Figura 11c), *Staurothele*, *Verrucaria*. En cambio, los Basidiolíquenes por la cara inferior del talo, forman basidiocarpos con forma de consola o estructuras alargadas, *Dictyonema glabratum* (Figura 11d).

La reproducción sexual en los líquenes o también llamada indirecta o generativa, es realizada sólo por el micobionte, formándose esporas de origen sexual, que son liberadas de los ascos o basidios, y al encontrar un medio adecuado, germina formando micelio. Para que la reproducción “sexual” sea exitosa, la espora de los hongos formadores de líquenes tiene que encontrar pronto en el ambiente o naturaleza su patrón fotosintético, ya sea un alga (ficobionte) o cianobacteria (cianobionte), y las condiciones bióticas y abióticas adecuadas para que ocurra la liquenización con formación de un nuevo talo liquénico (Honegger 1997). Hace algunos años, se pensaba que esta modalidad, era poco frecuente en la naturaleza, sin embargo, en la actualidad, se conoce que es más frecuente en líquenes de ambientes tropicales respecto de los de climas templados (Kraichak *et al.*, 2015). Se postula que el cambio climático podría ser un factor limitante en la reproducción sexual de algunas especies de líquenes, ya que las altas temperaturas y alta radiación solar afectarían la viabilidad de las esporas al germinar, retardando o evitando el encuentro del patrón fotosintético. A estas latitudes templadas en primavera y verano, ya se aprecian períodos de sequías y altas temperaturas que es el periodo, donde generalmente maduran los ascos y basidios.

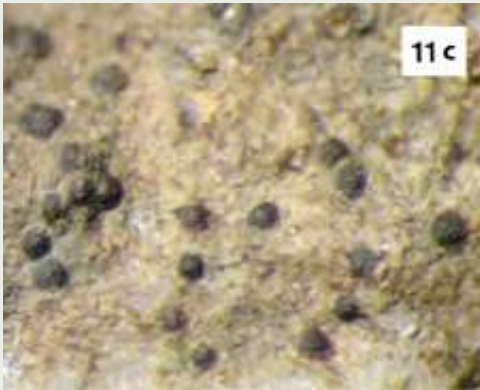
Tipos de Ascocarpos y Basidiocarpos en Líquenes



Ascolíquenes, con apotecios
Lecanora albella



Ascolíquenes, con lirelas
Graphis scripta



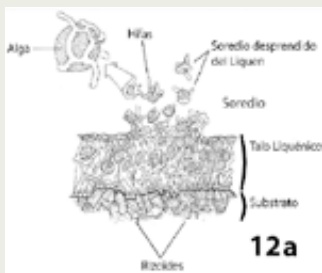
Ascolíquien, con peritecios en *Porina chlorotica*



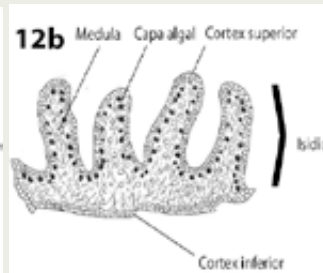
Basidiocarpos en *Dictyonema glabratum*

Figura 11. 11 a= *Lecanora albella*, 11 b = *Graphis scripta*, 11 c= *Porina chlorotica*, 11c= *Dictyonema glabratum*.

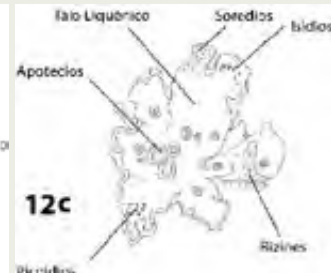
En los líquenes la reproducción asexual, conocida también como directa o vegetativa es por medio de estructuras como: soredios, (soralios), isidios o simple fragmentación del talo. Los soredios se forman por una interrupción del cortex superior del talo líquénico, dejando en libertad, algas rodeadas de hifas. asociados a esta forma están los soralios o acúmulos de soredios con diferente ubicación en el talo ya sea laminares, marginales, etc. Los isidios son elevamientos del córtex superior llevando en su interior células del fotobionte y médula con variadas formas como puntiformes, alargados, ramificados, etc. Finalmente la fragmentación del talo es ruptura del talo por viento o animales que libres generan nuevos talos líquénicos. El éxito de la dispersión de estas modalidades de reproducción asexual dependerá de vectores que muevan o transporten las unidades reproductivas así como de las condiciones ambientales que faciliten el establecimiento, desarrollo y crecimiento de nuevos talos líquénicos.



Formación de Soredios en líquenes. (Dib. P. Arias)



Formación de Isidios en líquenes. (Dib. P. Arias)



Talo folioso susceptible de fragmentarse por efecto mecánico de la lluvia, el viento o los animales. (Dib. P. Arias)





Figura 11. 12a= Soredios, 12b=Isidios, 12c=Talo intacto, 11d=Talo fragmentado y Figura 13. 13a= Soredios marginales, 13b= Isidios simples, 13c= Talo fragmentado

6.3.3 Identificación fisionómica de líquenes en el bosque crecimiento

De acuerdo al tamaño de los líquenes del bosque nativo se acostumbra a dividirlos en dos grandes grupos: microlíquenes y macrolíquenes (Bergamini *et al.*, 2007), los microlíquenes, presentan talos, ya sea: crustáceo, granuloso o pulverulento independiente del tipo de sustrato que colonicen. En cambio, en los macrolíquenes, los talos pueden ser foliosos, gelatinosos, umbilicados, escumulosos, fruticulosos y dimórficos o compuestos. Por lo general, los microlíquenes destacan en las formas juveniles de *Nothofagus alessandrii* (ruil) y *Nothofagus glauca* (hualo) otorgando una coloración en mosaico, donde en sitios soleados domina el color blanco por la presencia de *Lecanora albella* (Foto 8g) y *Varicellaria velata* (foto 8ñ) con talo de color blanquecino, y *Haematomma chilena* con talo de color crema. En cambio, en sitios húmedos colonizan especies de *Pertusaria* o *Varicellaria*, tales como *Varicellaria velata* y *Pertusaria dehiscens* siendo más abundantes que *Lecanora albella*. Cuando los árboles de ruil están desfoliado o sin hojas, las cortezas, son de color blanquecino colonizadas preferentemente por *Lecanora albella* y *Varicellaria velata*, Luego cuando los forófitos son adultos, la fisionomía de los líquenes varía según las características de corteza de cada especie arbórea.

En ejemplares adultos de *N. alessandrii*, (ruil) se conservan los microlíquenes, pero con la edad, la corteza se agrieta dando paso a la instalación de macrolíquenes, foliosos tales como *Parmotrema perlatum*, *Hypogymnia subphysodes*, *Everniastrum cirrhatum*, *Leptogium cochleatum* ubicadas en parte media de los árboles. También se encuentran especies fruticulosos como *Ramalina chilensis*, *Usnea pusilla* y *U. chilensis* que pueden colonizar hasta las copas de los árboles o forófitos.

En los ejemplares adultos de *N. glauca* (hualo), en cambio, el número de especies de macrolíquenes es reducido debido al carácter hidrofóbico de la corteza y además caediza, en continuo recambio. De acuerdo a la tasa de crecimiento, los líquenes que crecen más rápido son las formas fruticulosas, luego le siguen las formas foliosas y finalmente las formas crustáceas.

6.3.4 Ecología y distribución de los líquenes y su relación con la sanidad del bosque

En el bosque de ruil y hualo, la presencia de determinadas especies depende fundamentalmente de factores como el pH de la corteza y la iluminación incidente que reciban, dado que la gran mayoría de las especies son heliófitas, como los Clorolíquenes (amantes del sol). (Benítez *et al.*, 2018) Contrariamente otras especies prefieren zonas sombrías, húmedas y poco iluminadas y finalmente otras prefieren amplios rangos de humedad y luminosidad.

La distribución de las especies estaría también determinada por la edad de los forófitos, pH y textura de la corteza, grado de retención de agua, tipo de reproducción, disponibilidad de vectores de las diásporas a larga y corta distancia. Para asegurar la permanencia de las especies en los microhábitats, el bosque, no deberían ser perturbado pues aseguraría la autopropagación de las especies, especialmente aquellas raras, en peligro de extinción o vulnerables.

Las especies de Clorolíquenes que pudieran encontrarse en el bosque son más resistentes a factores antropogénicos mientras que los Cianolíquenes, en general, son más sensibles a la contaminación atmosférica y a las amenazas antrópicas, como al ramoneo y pisoteo por animales, contaminación atmosférica, etc. La importancia de la ecología en la determinación de la distribución de líquenes es bien conocida por diversos autores (Renhorn *et al.* 1997; Kantvilas & Minchin 1989).

Las distribuciones de algunas especies de líquenes y la diversidad en general, están determinadas por diferencias microclimáticas (Pereira 2007, Pereira *et al.*, 2002, Pereira *et al.*, 2006) y una amplia variedad de factores recientes, como raleo interno del bosque para mantenimiento de senderos, intervención del dosel, condición de la durabilidad de las hojas en árboles que condicionan el régimen de recepción de luz. Otros factores que podrían influir es la disponibilidad de los fotobiontes para la formación funcional de los líquenes, la capacidad de dispersión de sus diásporas, la especificidad del microhábitat y la disponibilidad del agua. Estos factores jugarían un papel preponderante a lo largo de gradientes ambientales y de perturbación. La distribución y abundancia de especies se puede explicar por la combinación de un entramado ambiental y de medios de dispersión de las especies. La ocurrencia de una especie, en particular, es el producto de la probabilidad de establecimiento y el número de propágulos que puedan producir y llegar a un determinado sitio. Los patrones de distribución de las especies líquénicas en una área, pareciera estar definido por las estrategias y capacidades de dispersión de las especies, las cuales serían fundamentales para comprender e interpretar los patrones biogeográficos. Por lo tanto, las modalidades de reproducción y vectores de dispersión a larga y corta distancia dentro del bosque, serían importantes de estudiar para entender los patrones de distribución de líquenes dentro de las reservas. En Chile, la información de la eficiencia de la dispersión de las especies de criptógamas, por vectores del bosque es reducida. Para la reserva Los Ruiles, el ave como *Sephanoides sephanoides*, "picaflor chico" y reptiles como *Liolaemus* podrían jugar importantes roles como vectores de dispersión a grandes y corta distancia. Otro grupo son los artrópodos como: coleópteros, *Ceroglossus chilensis* (peorro), *Hylamorphia elegans* (pololo verde), *Acanthino-dera cummingi* (madre de la culebra), dípteros, lepidópteras, *Vanessa carye* (mariposa colorada),



arañas y ácaros que se visualizan normalmente en el envés de los talos especialmente foliosos. La actividad de estos animales en el bosque requiere ser evaluado.

6.3.5 Diversidad de líquenes en los bosques de ruil y vinculación con el uso tradicional

En el estudio taxonómico y clasificación científica de los líquenes es importante considerar dos etapas. **Una es la colecta** del material al momento del muestreo y luego su tratamiento en el laboratorio para efecto de su identificación taxonómica. Al momento de la colecta en terreno es necesario tener en cuenta el sustrato de colonización del líquen, que debe ser registrado en la libreta de campo y en el sobre de colecta y transporte del líquen así como, si es un líquen cortícola o epífito con identificación del nombre del forófito, si es en árbol, a qué altura del tronco se encuentra o está en ramas. Así mismo la orientación en la que se encuentran. Si el sustrato es roca, definir en el momento si es calcáreas o silíceas, vale decir, si se trata de rocas **básicas o ácidas**. Luego como parte del equipo de colecta es recomendable disponer en terreno de un frasco de vidrio y gotario con ácido HCL diluido. En la colecta de especies frágiles como *Cladonia*, *Stereocaulon* ó *Bryoria*, entre otras, es recomendable mantenerlas en pequeñas cajitas de cartón o acrílico y preservar en buena forma el material en el transporte. Además es indispensable un GPS manual o Sistema de Posicionamiento Global, **GPS** en inglés, **Global Positioning System**, para registrar las coordenadas del sitio de colecta, la altura sobre el nivel del mar y orientación.

En el laboratorio se confecciona una ficha técnica del material liquénico anotando tipo de talo, color y textura. ausencia o presencia de soledios o isidios, su forma, localización en el talo, presencia o ausencia de picnidios, forma y tamaño de picnidiosporas, ausencia o presencia de cilios, ausencia o presencia de rizines (simples o ramificados) y color, ubicación; presencia o ausencia de tomento y análisis de las estructuras reproductoras sexual en caso de estar presente como apotecios, lirelas y peritecios, ubicación en el talo, tipos de apotecios (lecanorinos, lecideí-nos o biatorinos), tipos de esporas según su forma, color, tamaño, largo y ancho (medir mínimo unas 10). **Test de manchas:** estas pruebas se han utilizado universalmente como medio rápido aunque no específico, para detectar determinadas sustancias liquénicas. El resultado de estas reacciones es entregar datos de la presencia e identidad de ciertos metabolitos o conjunto de éstos. Este procedimiento es conveniente y sencillo de realizar, incluso en condiciones de campo. Estas pruebas se realizan aplicando un reactivo en el talo liquénico directamente en la superficie superior (corteza superior) o en la médula. Los reactivos utilizados son solución acuosa de KOH al 10% (**K**), solución acuosa saturada de legía en polvo o líquida (NaOCl2) o hipoclorito de calcio (Ca (OCl) (denominado como **C**), y una combinación de ambas reacciones **K**, **seguida de C** y solución alcohólica de para-fenilendiamina (**PD**) al 5%. Los cambios de color en el punto de aplicación del reactivo en el talo se indican como + (color) o – (sin color). Estos cambios de color se relacionan con la presencia de un metabolito secundario particular o conjuntos de éstos en el talo, denominado manchado (Orange *et al.*, 2010). Para identificar con precisión el metabolito secundario del talo liquénico, es necesario e indispensable pruebas más sensibles como TLC o HPLC.



6.3.6 Conservación de la diversidad los líquenes como patrimonio natural

Los líquenes de la región del Maule se encuentran asociados entre otros bosques nativos con los de ruil y hualo y tradicionalmente han sido usados por los lugareños de la costa como tinciones naturales, lanas y tejidos como prendas de vestir: mantas, chalecos, calcetines y gorros. Las especies más usadas corresponden a *Usnea* y *Protousnea*, conocidas vulgarmente como “barbas de viejo”, *Parmotrema perlatum* “flor de piedra negra” y *Teloschistes flavicans* “pelo dorado”. Cuando los talos líquénicos, son hervidos en agua caliente arrojan diversos colores. Por lo general, estas tinturas gozan de buena calidad y evitan el ataque de polillas. Las sustancias líquénicas del talo son responsables de los colores y al variar el pH de esas soluciones, se obtienen otras gamas de colores. Entre las sustancias líquénicas sintetizadas como por ejemplo, ácido úsnico ha sido identificado en muchos géneros de líquenes *Usnea*, *Cladonia*, *Lecanora*, *Ramalina*, *Evernia*, *Parmelia* y *Alectoria*. Este ácido posee un amplio rango de actividades biológicas, como antibiótico potente y efectivo contra bacterias Gram positivo como *Staphylococcus*, *Streptococcus* y *Pneumococcus*, y otras bacterias como *Mycobacterium tuberculosis* y algunos hongos patógenos. También presentan actividad antiviral, antiprotazoal, antimicótica, anti-inflamatoria, analgésica y antiplaquetaria (Pereira *et al.*, . Otras características del ácido úsnico es absorber la luz UV, presenta propiedades preservantes, herbicida, antiherbivoría e insecticida que han sido demostradas hasta ahora. Otras especies de líquenes aportan metabolitos con actividades biológicas como la timidulina y la ficiosporina, en particular, en el control de diferentes tipo de cáncer al pulmón y al colon rectal (Yi Yang *et al.* 2015, 2018, 2019). Por su parte, los líquenes, y en particular los cianolíquenes como *Leptogium cochleatum*, *Collema nigrescens* y *Pseudocyphellaria hirsuta*, retienen mayor cantidad de agua que los Clorolíquenes. *Leptogium cochleatum* retiene el doble de agua en relación a su peso seco (datos no publicados). Dependiendo de la especie de cianolíquen, la retención de agua podría elevarse hasta un 400% de su peso seco. Los cianolíquenes aportan además mayor cantidad de nitrógeno en el ecosistema boscoso.

En la zona costera los bosques de ruil y hualo son hábitats de un número reducido de especies cortícolas de líquenes que no superan las 40 especies. Este bajo número podría ser producto, de 3 factores y recomendable a considerar en las decisiones de conservación de este patrimonio. Primero: los bosques, son bosques secundarios, ya que los bosques primarios en el pasado, fueron objeto de tala indiscriminada para la confección de casas, construcción de cercos u otros artículos culinarios, lo cual no solo afectó la densidad y biomasa del bosque, sino que además disminuyó las comunidades de líquenes asociados a estas especies arbóreas. Segundo: la alta frecuencia de incendios en épocas estivales, como en las dos últimas décadas favorecidos por una baja pluviometría en los últimos años. Tercero: las condiciones de crecimiento y aumento de la biomasa de las comunidades de líquenes, se hace más lento, ya que la humedad ambiental es baja, generalmente en verano, afectándose procesos de reproducción asexual y sexual por un desecamiento de las diásporas asexuales como soredios e isidios y/o la maduración acelerada de las esporas de origen sexual perdiendo viabilidad y reencuentro con su patrón fotosintético.

Estos factores estarían poniendo en riesgo la diversidad de líquenes en los bosques relictos de ruil. La excepción son las laderas o valles profundos donde la humedad es más fácilmente retenida.



En los bosques de ruil y hualo, la riqueza de especies de líquenes se resume en la siguiente tabla.

Tabla 3. Catálogo de especies de líquenes en bosques de ruil y hualo en la Reserva Nacional Los Riles de Chanco, provincia de Cauquenes, Se indica familia, sustrato: C= cortícola; S=saxícola; H: húmicola T:terricola, distribución en el país y estado de conservación según apreciación interna del autor, dado que para muchas de estas especies no se han asignado aún sus estados de conservación. Estas categorías han sido asignadas en base a la suma de sus frecuencias en los forófitos muestreados dentro de cada parcela ubicadas tanto dentro como fuera de la reserva.

Especies	Familias	Subtr	Distribución en Chile	Estado de conservación
<i>Austroparmelina labrosa</i> (Zahlbr.) A. Crespo, Divakar & Elix (= <i>Parmelina labrosa</i> (Zahlbr.) Elix & J.Johnst.	Parmeliaceae	C, S, H	Citada en Chile por Elix, 1994, Galloway & Quilhot (1998) , Región del Maule (Conaf, Pereira <i>et al.</i> , 2013), (Vargas & Sandoval, 2020)	Rara
<i>Bacidia hemipolia</i> (Nyl.) Malme	Ramalinaceae	C	Región del Maule,(Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013),	Rara
<i>Bunodophoron melanocarpum</i> (Sw.) Wedin	Sphaerophoraceae	C	Katalapi,(región de Los Lagos) (Pereira, 2007); Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Coenogonium inflexum</i> Nyl.	Coenogoniaceae	C	VII Conaf (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Cladonia chlorophaea</i> (Flörke ex Sommerf.) Spreng.	Cladoniaceae	T,C	V, RM. VIII, IX, X, XI y XII (Stenroos, 1995); Región del Maule, Conaf (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Cladonia squamosa</i> Hoffm.	Cladoniaceae	C,T	V, IF,VII, IX, X, XI, XII y Antártica Chilena (Stenroos, 1995) Región del Maule, Conaf (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Rara
<i>Collema nigrescens</i> (Huds.) DC	Collemataceae	C	Región de IMAule, Conaf (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Dictyonema glabratum</i> (Spreng.) D. Hawksw	Hygrophoraceae	S	Región de Antofagasta, Archipiélago Juan Fernández, a Magallanes (Quilhot <i>et al.</i> , 2012); Región del Maule (Talca, Conaf (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Fuera de peligro
<i>Everniastrum cirrhatum</i> (Fr.) Hale ex Sipman	Parmeliaceae	C	Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	En peligro de extinción



Especies	Familias	Subtr	Distribución en Chile	Estado de conservación
<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach	Graphidaceae	C	Región del Maule (Pereira <i>et al.</i> , 2002, Pereira <i>et al.</i> , 2006)	Vulnerable
<i>Haematomma chilena</i> C.W. Dodge	Haematommaceae	C	Maule región (Pereira & San Martín, 1998) Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Haematomma soledad</i> R.W. Rogers	Haematommaceae	C, no en <i>Nothofagus</i>	Región del Maule (Wang, Xin Yu, <i>et al.</i> , 2013)	Datos deficientes
<i>Hypogymnia subphysodes</i> (Kremp.) Filson	Parmeliaceae	C	Región del Maule, Pereira <i>et al.</i> , 2006; Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013); Parque Nacional Fray Jorge, Talca a Magallanes. (Quilhot <i>et al.</i> , 2012)	Vulnerable
<i>Lecanora albella</i> (Pers.) Ach	Lecanoraceae	C	Maule región (Pereira & San Martín, 1998, Pereira <i>et al.</i> , 2006)	Fuera de peligro
<i>Lecanora expallens</i> Ach.	Lecanoraceae	C	Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Rara
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) M. Choisy	Lecanoraceae	C	Región del Maule (Pereira & San Martín, 1998)	Fuera de peligro
<i>Lepraria lobificans</i> Nyl.	Stereocaulaceae	C	Región del Maule Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Fuera de peligro
<i>Leptogium cochleatum</i> (Dicks.) P.M. Jorg & P. James	Collembateae	C	Isla Mocha a Aisen (Quilhot <i>et al.</i> , 2012); Región del Maule (Pereira & San Martín, 1998)	Vulnerable
<i>Leptogium cyanescens</i> (Rabenh.) Körb	Collembateae	C	Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Rara
<i>Nephroma cellulosum</i> (Ach.) Ach		C	Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Rara
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	Parmeliaceae	S	De Valparaíso a Isla Navarino y Territorio Antártico (Quilhot <i>et al.</i> , 2012)	Vulnerable
<i>Parmotrema arnoldii</i> (Du Rietz) Hale	Parmeliaceae	C	Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Parmotrema perlatum</i> (Huds.) M. Choisy	Parmeliaceae	C	De Chillán a Magallanes, (Quilhot <i>et al.</i> , 2012). Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Fuera de peligro
<i>Parmotrema praesorediosum</i> (Nyl.) Hale	Parmeliaceae	H	Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Pertusaria dehiscens</i> Mull. Arg.	Pertusariaceae	C	Región del Maule (Pereira, I elal., 2002); región de los Lagos (Pereira, 2007)	Fuera de peligro
<i>Protousnea poeppigii</i> (Nees & Flot.) Krog	Parmeliaceae	C	Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable



Especies	Familias	Subtr	Distribución en Chile	Estado de conservación
<i>Pseudocyphellaria coriifolia</i> (Mont.) Malme	Lobariaceae	T, C	Archipiélago Juan Fernández y desde Chillán a Isla Navarino. (Quilhot <i>et al.</i> , 2012); región del Maule, Conaf, Pereira <i>et al.</i> , 2013	Fuera de peligro
<i>Pseudocyphellaria dissimilis</i> (Nyl.) D.J. Galloway & P. James	Lobariaceae	H, C	Archipiélago Juan Fernández y Aisén (Quilhot <i>et al.</i> , 2012) Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Datos insuficientes
<i>Pseudocyphellaria gilva</i> (Ach.) Malme	Lobariaceae	H, C	Archipiélago Juan Fernández y desde Constitución a Tierra del Fuego (Quilhot <i>et al.</i> , 2012); VII, IX, X, XI, XII y JF (Galloway, 1992); región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Fuera de peligro
<i>Pseudocyphellaria hirsuta</i> (Mont) Malme	Lobariaceae	H, C	Archipiélago Juan Fernández y desde Constitución a Tierra del Fuego (Quilhot <i>et al.</i> , 2012)); Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Fuera de peligro
<i>Pseudocyphellaria nudata</i> (Zahlbr.) D.J. Galloway	Lobariaceae	H, C	De Chillán a Aisen (Quilhot <i>et al.</i> , 2012); Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Rinodina anomala</i> (Zahlbr.) H. Mayrhofer & Giralte	Physciaceae	C	Región del Maule, Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Fuera de peligro
<i>Rinodina sophodes</i> (Ach.) A. Massal.	Physciaceae	C	Región del Maule. Conaf (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Stereocaulon sp.</i>	Stereocaulaceae	S	Región del Maule. Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Teloschistes flavicans</i> (Sw.) Norman	Teloschistaceae	C	Región del Maule (Pereira & San Martín, 1998; Conaf, (Pereira <i>et al.</i> 2013)	Vulnerable
<i>Thelotrema lepadinum</i> (Ach.) Ach.	Thelotremataceae	C	Región del Maule. Conaf, (Pereira <i>et al.</i> 2013)	Rara
<i>Varicellaria velata</i> (Turner) Schmitt & Lumbsch (= <i>Pertusaria velata</i> (Turner) Nyl.	Pertusariaceae	C	Región del Maule (Pereira & San Martín, 1998, Pereira <i>et al.</i> , 2006); Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable
<i>Usnea pusilla</i> (Räsänen) Räsänen	Parmeliaceae	C	Región del Maule, Conaf, Pereira <i>et al.</i> , 2013) y L.B. O'Higgins (Pereira & Rebolledo, 2020)	Vulnerable
<i>Usnea chilensis</i> Motyka	Parmeliaceae	C	Región del Maule. Conaf, (Pereira <i>et al.</i> , 2013)	Vulnerable



Las prospecciones de los bosques de ruil y hualo de estructura caducifolia y especies siempreverdes representan el hábitat para 35-40 especies de líquenes. La diversidad es baja si se compara con la diversidad de los bosques lluviosos valdiviano o bosques patagónicos. En general, los ruiles albergan mayor cantidad de especies que los hualos posiblemente atribuido a la características de su corteza hídrofoba y caediza en ejemplares adutos. Dada la condición caducifolia de ambas especies, las especies como *Lecanora albella*, *Varicellaria velata* y *Pertusaria dehiscens*, otorgan un color blanquecino a los troncos y ramas especialmente cuando éstas están desprovistas de hojas, tanto a forófitos juveniles como adultos. Tanto dentro como fuera de la reserva, la diversidad es similar, siendo levemente superior los Clorolíquenes que Cianolíquenes fuera de la reserva. Hay algunas especies de líquenes que marcan carácter relictus de estos bosques, como *Bunodophoron melanocarpum*, y especies del orden *Pertusariales*, y otras especies marca la continuidad ecológica de la reserva, pero no necesariamente crecen cortezas de ruil como el caso de *Thelotrema lepadinum*, *Graphis scripta*, *Coenogonium inflexum*, sino que crecen en especies arbóreas siempreverdes presentes en la reserva y *Dictyonema glabratum* en rocas graníticas.

Supuestamente el sistema de manejo del pasado como tala rasa ha sido un factor importante en la pérdida de diversidad en la reserva. La tala rasa está eliminando, la biodiversidad y estructura del bosque que representan importantes forófitos para líquenes y briófitos, especialmente para los de vida epífita. Los estudios de la riqueza de especies epífitas de bosques primitivos o primarios han demostrado que la diversidad estructural del bosque, con variación en la edad de los árboles y cierre del dosel son importante para la riqueza de líquenes y briófitos. Los líquenes epífitos seleccionan su sustrato de acuerdo con las propiedades de la corteza, es decir, rugosidad, pH, capacidad de retención de humedad y estado de nutrientes, factores que varían con la edad de los árboles, lo cual podría determinar un cambio en la fisionomía y diversidad de líquenes y briófitos. La tala de árboles maduros y viejos afecta principalmente a líquenes que dependen de estructuras claves que se encuentran solo en árboles viejos, como grietas de corteza o corteza blanda con una gran capacidad de almacenamiento de agua y nutrientes.

Un grupo de especies de líquenes de la Reserva Nacional Los Ruiles de Chanco dependen de árboles viejos y que parecen afectados significativamente por el manejo del bosque. Entre estas especies figuran *Graphis scripta*, *Haematomma chilena*, *Thelotrema lepadinum*, *Ramalina chilensis*, *Usnea pusilla* y *Usnea chilensis*.

6.3.7 Sugerencias para la conservación de la flora criptogámica de cianobacterias, algas, líquenes y briófitos en bosques de ruil y hualo

Para la conservación de **cianobacterias y algas**, es recomendable conservar microhábitats con mediana o baja intensidad de luz procurando el desarrollo y crecimiento de ambos grupos y para el proceso de fotosíntesis. Las cianobacterias presentan un mayor abanico de pigmentos fotosintéticos que les permite crecer en sitios donde las algas eucarióticas no podrían prosperar debidas a que estas últimas requieren de más luz, debido a que su abanico de pigmentos está reducido a un menor espectro de luz que las cianobacterias. En cuanto a las necesidades de humedad, las cianobacterias pueden ser más



tolerantes a oscilaciones más extremas de humedad y sequedad, pero no así, las algas eucarióticas, ya que su larga exposición a la luz, termina por matar a estas algas.

El manejo del bosque orientado a la conservación **de líquenes y briófitos** se debería focalizar en:

- a) el mantenimiento de la diversidad de especies arbóreas en rodales mixtos;
- b) incrementar la proporción de árboles caducifolios (de ruil y hualo, entre otros)
- c) conservar árboles grandes dentro de los rodales
- d) proporcionar la presencia de arbustos y capas de regeneración
- e) crear condiciones de luz heterogéneas.

Para lograr los fines, la selección de árboles y el manejo selectivo de la tala parecen ser más efectivos que el sistema de resguardo de madera en descomposición de árboles caídos.



Agradecimientos

La autora agradece a la Universidad de Concepción, Universidad de Talca, Conaf, Universidad de Barcelona, España, Universidad Técnica de Dresden, Alemania, Universidad Federal de Pernambuco, Brasil, Universidad de Souchon, Corea del Sur, Universidad John Carroll, USA y a la Universidad de Florencia, Italia por el legado e información que dosificaron mi formación académica que me capacitaron para el desafío de escribir el capítulo del texto. Finalmente al Sr. Pedro Arias, técnico dibujante de la Universidad de Concepción, por el apoyo y confección de los dibujos.

Con excepción de los briófitos, las fotografías que apoyan el capítulo fueron realizados por la autora.



6.4 Bibliografía

Ardules, V. y A. Peñaloza. 2013. Briófitas del área urbana de Santiago de Chile species, hábitats y consideraciones para su conservación. Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile, 62: 95-117.

Arrocha, C., Guerra, G., Guerra Batista, Nikelly & Á. Benítez. 2020. Contribución a la diversidad de hepáticas neotropicales: nuevos registros para Panamá. Neotropical Biodiversity 6(1): 217-223.

Asakawa, Y. 2001. Recent advances in phytochemistry of bryophytes-acetogenins, terpenoids and bis(bibenzyll)s from selected Japanese, Taiwanese, New Zealand, Argentinean and European liverworts Phytochemistry 56(3):297-312.

Bergamini, A., Stofer, S, Bolliger, J. & C. Scheidegger. 2007. British Lichen Society doi:10.1017/S0024282907007074 Printed in the United Kingdom Evaluating macrolichens and environmental variables as predictors of the diversity of epiphytic microlichens The Lichenologist 39(5): 475-489

Benítez, A. Aragón, G., González, Y. & M Prieto 2018. Functional traits of epiphytic lichens in response to forest disturbance and as predictors of total richness and diversity. Ecological Indicators 86: 18-26.

CONMA. Barrera, E. & F. Osorio. Diversidad de especies Briófitas: musgos, hepáticas y antocero-tes, 340-345.

Broady, A. 1987. The morphology, distribution and ecology *Pseudococcomyxa simplex* (Mainx) Fott (Chlorophyta, Chlorellaceae), a widespread terrestrial Antarctic alga. Polar Biol 7: 25-30.

Budke, JM., Bernard, EC., Gray DJ., Huttunen, S., Piechulla, B. & RN. Trigiano. 2018. Introduction to the Special Issue on Bryophytes. Critical Reviews in Plant Sciences 37(2-3): 102-112.

Camara, P. & D. M. Vital 2006. Briófitos de Cáceres, Pantanal de Matogrosso, Brasil, con nuevos registros para el estado y el País. Tropical Bryology 27: 1-8.

Carter, K.N. 2017. How to maintain in the forest's Ecosysystems. <https://sciencing.com> Nature Ecoi systems. Updated April 24.

Chapin, F.S., Oechel, W.C., van Cleve, K. & Lawrence, W. 1987. The role of mosses in the phosphorous cycling of an Alaskan black spruce forest. Oecologia, 74: 310-315.

Churchill, S.P. 2009. Moss diversity and endemism of the tropical Andes. Annals of the Missouri Botanical Garden, 96: 434-49

Costa, D.P. & D.F. Peralta. 2015. Bryophytes diversity in Brazil. Rodriguésia 66 (4) • Oct-Dec <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566409>

Cottet, C.C., Suárez, G.M., Schiavone, M. M. y M. I. Messuti. 2016. *Cryphaea consimilis* (Cryphaeaceae, Bryophyta), new record for Argentina. Bol. Soc. Argent. Bot. 51 (2): 219-222.

Covertino-Santoni, J. & G. Montenegro 2013. Bioprospecting, a tool to conserve Chilean bryophytes. Gayana Bot. 70 (1): 16-25.



de Lucia, E.H., Turnbull, M.H., Walcroft, A.S., Griffin, K.L., Tissue, D.T., Glenn, D., McSeveny, T.M. & Whitehead, D. 2003. The contribution of bryophytes to the carbon exchange for a temperate rainforest. *Global Change Biology*, 9: 1158–70.

Elix, J.A. 1994. *Parmelina*. Fl. Australia 55: 124.130.

Espinosa, M. R. 1914. Informe del jefe de la sección de plantas criptógamas. Boletín del Museo Nacional Santiago. 226-235.

Galloway, D.J. 1992. Studies in *Pseudocyphellaria* (lichens).iii. The South American species. *Bibliotheca lichenologica* 46: 1-275.

Galloway D.J. & W. Quilhot. 1998. Checklist of Chilean lichen-forming and lichenicolous fungi. *Gayana Botanica* 55(2): 111-185.

Geffert, J.L., Frahm, J.P., Barthlott, W. & J. Mulke. 2014. Global moss diversity: Spatial and taxonomic patterns of species richness. *Journal of Bryology* 35(1):1-11

Goffinet, B. & A.J. Shaw. *Bryophyte Biology*. Second Edition. Cambridge University Press

Hallingbäck T, Hodgetts N comps 2000. Mosses, liverworts and hornworts: Status survey and conservation action plan for bryophytes. Gland, Switzerland and Cambridge, UK, IUCN/SSC Bryophyte Specialist Group. 106 p.

Hässel de Menéndez, G. & M. Rubies. 2009. Catalogue of Marchantiophyta and Anthocerotophyta of southern South America (Chile, Argentina and Uruguay, including Easter Is. (Pascua I.), Malvinas Is. (Falkland Is.), South Georgia Is., and the subantarctic South Shetland Is., South Sandwich Is., and South Orkney Is.). *Nova Hedwigia, Beiheft* 134: 1-672 pp.

Hawksworth D.L., Kirk P.M., Sutton B.C., Pegler D.N. 1995. Ainsworth and Bisby's dictionary of the fungi. 8th edn. CAB International, Wallingford-.

He, S. 1998. A checklist of the mosses of Chile. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 85: 103-189.

Honegger, R. 1997. Metabolic interactions at the mycobiont-photobiont interface in lichens. *Plant relationships - Springer*

Kantvilas, G. & P. Minchin 1989. An analysis of epiphytic lichen communities in Tasmanian cool temperate rainforest. *Plant Ecology* 84(2): 99-112.

Kantvilas, G. & S.J. Jarman 2012. Lichens and bryophytes in Tasmanian wet eucalypt forest: floristics, conservation and ecology. *Phytotaxa* 59: 1–31.

Kraichak, E., Divakar, P.K., Crespo, A., Leavitt, S.D., Nelsen, M. P., Lücking, R. & H.T. Lumbsch 2015. A Tale of Two Hyper-diversities: Diversification dynamics of the two largest families of lichenized fungi *Scientific Reports* 5, article number: 10028.

Larraín, J. 2016. The mosses (Bryophyta) of Capitán Prat Province, Aisén Region, southern Chile. *PhytoKeys* 68: 91–116 () doi: 10.3897/phytokeys.68.9181 <http://phytokeys.pensoft.net>.



Larraín, J. 2015-2018. "Conservation status and distribution patterns of bryophytes in Mediterranean zones of Central Chile: determination of priority sites and predictions in a climate change scenario" Funded Project ANID.

Müller, F. & I. Pereira 2006. The bryophyte flora of nature reserves in central Chile. 1. The moss flora of Los Ruiles Nature Reserve, near Talca. *Tropical Bryology* 27: 55–66.

Müller, F. 2009. An updated checklist of the mosses of Chile. *Archiv for Bryology* 58: 1-123.

Neustupa, J & P. Škaloud 2008. Diversity of subaerial algae and cyanobacteria on tree bark in tropical mountain habitats. *Biologia* 63/6: 806—812, Section Botany DOI: 10.2478/s11756-008-0102-3

Olivares, P., San Martín, J. & r. Santelices. 2011. RUIL (*Nothofagus alessandrii*) Estado del conocimiento para su Conservación. CONOMA 1-54 pp

Orange, A., P.W. James & F.J. White. 2010. Microchemical methods for the identification (2nd Ed.). British Lichen Society, London. 101 pp.

Pereira, I. & J. San Martín 1998. Flora líquénica corticícola en un bosque caducifolio de *Nothofagus alessandrii* de Chile Central. *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.* 19(1): 59-72. (ISI)

Pereira, I., J. San Martín & Cl. Roux. 1999. Patrón florístico de Líquenes Epífitos de *Nothofagus glauca* en un bosque costero de Chile Central. *Gayana Bot.* 56(2): 69-76.

Pereira, I., J. San Martín & M. Moya. 2002. Epiphytic Lichens on *Gomortega keule* (Gomortegaceae), coastal mountain (Central Chile). *Mitteilungen aus Institut für Allgemeine Botanik, Hamburg* 30-32: 171-185.

Pereira, I., F. Müller & A. Valderrama 2006. Diversity and Distribution of bryophytes and lichens of El Colorado, Chile Central. *Nova Hedwigia* 83(1-2): 117-127.

Pereira, I. 2007. Mycobiota líquénica del Parque Katalapi, X región, Chile. *Gayana Botanica* 64(2): 192-199.

Pereira, I., Palfner, G., San Martín, J., Bustos, O., Gómez, P. y T Cabrera 2013. Bases para definir estrategias y prácticas de manejo sustentable del bosque nativo, usando el estado de conservación de líquenes, algas y hongos superiores. Proyecto Conaf 065/12. Informe final.

Pereira, I., Razmilic, I & J. Johansen 2014. Content of phycobilin pigments in two strains of Cyanobacteria of the Atacama desert, Chile. *SOJ Microbiology & Infectious Diseases* 2(3):1-3.

Pereira, I. & G. Rebolledo, 2020. Presentación oral, Reunión anual de la Sociedad de Botánica, via on line, Diciembre.

Quilhot, W., Pereira I., Guzmán G., Rodríguez R. & I. Serey. 1998 Categorías de Conservación de Líquenes nativos de Chile. *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile.* 47: 9-22

Quilhot, W. Cuellar, M., Díaz, R., Riquelme, F. & C. Rubio 2012. Lichens of Aisen, Southern Chile. *Gayana Bot.* 69(1): 57-87.



Renhorn, K., Esseen, P. Palmqvist, K. & B. Sundberg 1997. Growth and vitality of epiphytic lichens I. Responses to microclimate along a forest edge-interior gradient. *Oecologia* 109:1–9.

Rovere, A.E. & G.M. Calabrese 2011 Moss diversity in degraded environments under restoring in the Lago Puelo National Park (Chubut, Argentina) *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 571-580, 2011.

Sipman y Aptroot 2001. Where are the missing lichens?. *Mycological Research* 105(12 (12): 1433-1439

Spence, J.R. 1996 *Rosulabryum* Genus Novum (Bryaceae). *The Bryologist* 99(2) DOI: 10.2307/3244553

Spribille, T., Tuovinen, V., Resl, P., Vanderpool, D., Wolinski, H., Aime, M.C., Schneider, K., Staben-theiner, E., Thor, G., Mayrhofer, H., Johannesson, H. & J.P. McCutcheon. 2016. Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science* 353 (6298): 488-492.

Stenroos, S. 1995. Cladoniaceae (Lecanorales lichenized Ascomycotina) in the flora of Chile. *Gayana Bot.*, 52(2): 89-131.

Vargas, R. & P. Sandoval. 2020. "Recopilación y publicación de la lista sistemática actualizada de líquenes de Chile para el inventario nacional de especies y GBIF" licitación id n° 608897-25-le19. Ministerio Medio Ambiente, Informe final, 1-41 p.

Villagrán, C., Barrera, E., Cuvertino, J. y N. García. 2003. Musgos de la Isla Grande de Chiloé, X región, Chile: lista de especies y rasgos fitogeográficos. *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile*, 52: 17-44.

Villagrán, C. 2020. Historia biogeográfica de las briófitas de Chile. *Gayana Bot.* 77 (2) <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432020000200073>

So, M.L. Porella (Porellaceae, Marchantiophyta) in Latin America . *New Zealand Journal of Botany* ISSN: 0028-825X (Print) 1175-8643 (Online) Journal homepage: <https://www.tandfonline.com/loi/tnzb20>

Tehler, A & Wedin, M Systematics of lichenized fungi, chapter 17 in Nash III, T.H. 2008. *Lichen Biology* 2nd. Ed., pp 326.352.

Turetsky, M.R. 2003. The role of bryophytes in carbon and nitrogen cycling. *Bryologist*, 106: 395–409.

Vitt, D.H. & M.R. Crosby. 1972. *Achrophyllum* – A new name for a genus of mosses. *The Bryologist* 75: 174-175

Yang, Xin Yu, Pereira, I., Oh, Soon-Ok, Wang, Li Song & Jae-Seoun Hur. 2013 New Records of Lichens from Chile. *Mycotaxon*. 123: 157-162.

Yi Yang, So-Yeon Park, Thanh Thi Nguyen, Young Hyun Yu, Tru Van Nguyen, Eun Gene Sun, Jayalal Udeni, Min-Hye Jeong, Iris Pereira, Cheol Moon, Hyung-Ho Ha, Kyung Keun Kim, Jae-Seoun Hur, Hangu Kim 2015. Lichen Secondary Metabolite, Physciosporin, Inhibits Lung Cancer Cell Motility. *PLOSone* 10(9): e0137889. • <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0137889>. September 15,



Yi Yang, Bhosle Ramprabhu, Tru Nguyen, So-Yeon Park, Rui Zhou, İsa Taş , Chathurika Gamage, Kyung Keun Kim, Iris Pereira, Jae-Seoun Hur, Hyung-Ho Ha, Hangun Kim 2018. Tumidulin, a Lichen Secondary Metabolite, Decreases the Stemness Potential of Colorectal Cancer Cells. *Molecules* 23 (11) 2968. DOI: 10.3390/molecules23112968

Yi Yang, Thanh Nguyen, Iris Pereira, Jae-Seoun Hur, Hangun Kim 2019. The lichen secondary metabolite physciosporin decreases the stemness potential of colorectal cancer cells. *Biomolecules* 9,797; doi: 10.3390/biom9120797.

So, M.L. Porella (Porellaceae, Marchantiophyta) in Latin America . *New Zealand Journal of Botany* ISSN: 0028-825X (Print) 1175-8643 (Online) Journal homepage: <https://www.tandfonline.com/loi/tnzb20>

7. AVES Y MAMÍFEROS DEL BOSQUE DE RUIL

Pedro Garrido V.

Los bosques de Ruil (*Nothofagus alessandrii*), destacan como uno de los ecosistemas forestales más amenazados de Chile, formando bosquetes aislados que se distribuyen a lo largo de la cordillera de la costa de la Región del Maule en un rango altitudinal que va desde los 160 a los 450 msnm en una franja que no se extiende por más de 100 kilómetros desde la comuna de Curepto por el norte hasta la de Chanco por el sur, con un ancho no superior a 60 kilómetros en sentido poniente-orienté (San Martín y Sepúlveda 2002, Olivares *et al.* 2005, San Martín en este volumen).

Al igual que el bosque de Hualo (*Nothofagus glauca*), especie arbórea con la que comparte su distribución (San Martín y Donoso 1996, San Martín 2005), los bosques de ruil fueron casi eliminados primero para la habilitación de terrenos agrícolas y luego establecimiento de plantaciones forestales de rápido crecimiento (Donoso y Lara 1995, Echeverría *et al.* 2006). Al mismo tiempo; fueron intensamente cortados para su uso como fuente de calefacción, en mueblería a escala domiciliaria y construcción de viviendas, pero en particular como polines para cercos, debido a la dureza de su madera y alta resistencia a la pudrición (San Martín en este volumen, Armando Yáñez, CONAF Cauquenes, comunicación personal).

Si bien durante las últimas décadas estas amenazas derivadas de la corta y extracción han disminuido al amparo de la legislación vigente, que declara a la especie como “Monumento Natural” (D.S.13/1995) y “En Peligro” de extinción (Benoit 1989; D.S.151/2007, MINSEGPRES), la presión antrópica tuvo un impacto significativo sobre la especie, provocando que la mayor parte de sus poblaciones actuales provengan de regeneración vegetativa y formen renovales distribuidos en más de 195 fragmentos cuya superficie varía entre menos de 1 y hasta 69 hectáreas, inmersos en una matriz de plantaciones forestales (Bustamante y Castor 1998, Echeverría *et al.* 2006).

Actualmente y producto de las actividades humanas, han emergido otras amenazas como el cambio climático, los incendios forestales y las invasiones biológicas, cada una de las cuales se ha incrementado en Chile central, en algunos casos con impacto significativo sobre poblaciones de la especie (Ministerio del Medio Ambiente 2018, Gómez y Bustamante, en este volumen, González *et al.* en este volumen).



A pesar de ello, de las 314 hectáreas reportadas actualmente con presencia de ruil (Santelices *et al.* 2012), sólo el 28,3% (89,06 hectáreas) cuenta con protección formal del estado mediante la administración de CONAF en la Reserva Nacional “Los Ruiles”, en los sectores El Fin (Empedrado) con 16,4 hectáreas y El Corte (Chanco), con 72,66 hectáreas (Decreto 102/2017). La superficie restante, de 224,94 hectáreas equivalentes a 71,7% se encuentra tanto en manos de pequeños propietarios como de las empresas forestales ARAUCO y MININCO.

Éstas últimas aportan a la protección de los remanentes de ruil que forman parte de su patrimonio, a través de la designación de estos bosques como Áreas de Alto Valor de Conservación (AAVC), en el marco de la certificación Forest Stewardship Council (FSC) (WWF 2007).

En este contexto, el conocimiento sobre la diversidad de fauna que habita estos bosques es escaso, aun cuando se reconoce que los bosques nativos de la cordillera de la costa -entre los que se encuentra el bosque de ruil-, tienen gran importancia biológica y se caracterizan por su riqueza y elevado endemismo (San Martín y Donoso 1996, Simonetti 2006).

Por otra parte, la información disponible sobre la fauna del bosque maulino, proviene de trabajos efectuados en bosques caducifolios de hualo (*Nothofagus glauca*), roble (*Nothofagus obliqua*) y esclerófilos siempreverdes en los que se han descrito grupos como aves (Estades y Temple 1999, Vergara y Simonetti 2004) y en menor medida mamíferos (Saavedra y Simonetti 2005b, Lobos *et al.* 2005).

Para los bosques de ruil (*N. alessandrii*), la información publicada se centra en hallazgos específicos (e.g. Lobos *et al.* 2005) e información parcial levantada por CONAF en los Planes de Manejo (CONAF 2014). Sin embargo, en 2019, se generan nuevos antecedentes que describen la riqueza de vertebrados que habitan bosques de ruil en la comuna de Empedrado sobre la base de monitoreos efectuados en los sectores de La Montaña (sucesión Azócar), El Desprecio (Mininco), Porvenir (Arauco) y Bellavista (Sucesión Espinoza), (Garrido 2019).

En consecuencia, la información del presente capítulo, entrega un resumen de este último trabajo, pero agrega nuevos registros de la fauna de aves y mamíferos en el marco de actuales monitoreos (años 2020 y 2021) desarrollados en fragmentos de ruil de la comuna de Empedrado y se comparan con antecedentes publicados de otras formaciones vegetales que son parte del Bosque Maulino Costero.

En el marco del presente capítulo, la nomenclatura para aves se basó en la clasificación de la South-American Classification Committee y para mamíferos proviene de Iriarte (2008), así como Muñoz-Pedrerros y Yáñez (2009).





Figura 1. Los Ruiles de Empedrado, verano 2020. **Figura 2.** Ruiles de Empedrado, otoño 2020.

7.1 Diversidad de Aves y Mamíferos

La riqueza de fauna registrada en los bosques de ruil es de 53 especies, de las cuales 40 son aves y 13 son mamíferos (Tabla 2). De las 44 especies de aves indicadas por Rozzi *et al.* (1996) como habitantes habituales de los bosques templados (Tabla 2), 30 están presentes en los bosques de ruil, lo que representa un 68,1%, mientras se registraron 26 de las 37 especies de aves en bosques de Chile centro-sur citadas por Jaksic y Feinsinger (1991), lo que equivale a 70,2%.

Comparativamente con estudios locales en el bosque maulino costero, se registraron 32 de las 43 especies de aves observadas por Estades y Temple (1999) en un mosaico de bosques nativos de *N. glauca* (hualo), plantaciones de *Pinus radiata* (pino) y áreas abiertas en Constitución, lo que equivale a 74,4% y 27 de las 32 especies observadas por Vergara y Simonetti (2004) en bosques de *N. glauca* (hualo), *G. queule* (queule) y plantaciones de *P. radiata* (pino) en la Reserva Nacional Los Queules (RNLQ), comuna de Pelluhue, lo que representa un 84,3%.

De las 40 especies de aves observadas, 8 corresponden a rapaces de hábitos diurnos, destacando el Falconiforme *Falco peregrinus* (halcón peregrino) y el Accipitriforme *Accipiter chilensis* (peququito); mientras 3 son aves rapaces nocturnas (Strigiformes), entre ellas *Strix rufipes* (concón) (Tabla 2). El grupo de las palomas nativas (Columbiformes) estuvo representado por 2 especies, con *Patagioenas araucana* (torcaza) como típica del bosque nativo, mientras el grupo de los carpinteros (Piciformes) lo fue con 3 especies, entre las que destaca *Campephilus magellanicus* (carpintero negro), especie estrechamente asociada a bosques nativos sobremaduros y con exigentes requerimientos de hábitat (Saavedra 1998, Ojeda 2009). Los picaflores (Apodiformes) fueron representados por 2 especies: *Sephanoides sephanoides* (picaflor chico) y *Patagona gigas* (picaflor gigante). El grupo de las aves canoras pequeñas (Passeriformes) fue el de mayor riqueza específica, con 18 especies, incluyendo entre ellas 9 endémicas del Bosque Templado Sudamericano (BTS) (Tabla 2).

Para los mamíferos, el análisis comparativo de la riqueza, es diferencial, según la extensión temporal y los grupos taxonómicos que han sido abordados en estudios disponibles. De esta forma, están presentes en los bosques de ruil, 11 de las 38 especies de mamíferos que



habitan los bosques templados, lo que equivale a 29%. Asimismo, se observaron las 4 especies de carnívoros encontrados por Acosta y Simonetti (2004) en bosque nativo y plantaciones forestales en la RNLQ (Pelluhue), así como 3 de las 9 especies de micromamíferos observadas por Saavedra y Simonetti (2005b) en los mismos ambientes en la misma área (Tabla 4), lo que equivale a 33,3%.

Considerando a estos últimos autores, las especies hasta ahora no detectadas en bosques de Ruil, corresponden a las nativas *Irenomys tarsalis* (ratón arbóreo), *Geoxus valdivianus* (ratón topo valdiviano), *Octodon bridgesi* (degú de los matorrales), *Thylamys elegans* (yaca), *Dromiciops gliroides* (monito del monte) y a la introducida *Rattus rattus* (rata negra) (Tabla 4).

Uno de los escasos trabajos en micromamíferos en bosques de ruil (Reserva Nacional “Los RUILes de El Fin”, Empedrado), es el de Lobos *et al.* (2005), quienes reportan la presencia de 4 especies de micromamíferos; de los cuales, 3 fueron también registrados en los ruiles de “El Despreccio” (Forestal Mininco), en la misma comuna, lo que representa un 75%.

En un sentido taxonómico, del total de mamíferos observados, el orden Carnívora incluyó a 6 especies: *Leopardus guigna* (guiña) y *Puma concolor* (puma) (Felidae), *Galictis cuja* (quique) y *Conepatus chinga* (chingue) (Mustelidae); *Lycalopex culpaeus* (zorro culpeo) y *Lycalopex griseus* (zorro gris) (Canidae).

Por su parte, el orden Rodentia estuvo representado por *Abrothryx olivaceus* (ratoncito olivaceo), *Abrothryx longipilis* (ratón de pelo largo o bicolor), *Olygorizomys longicaudatus* (ratón de cola larga) y *Phyllotis darwini* (ratón orejudo de Darwin) (Cricetidae), además de la especie introducida (Muridae) *Rattus norvegicus* (guarén). El orden Lagomorpha (Leporidae) incluyó a las especies *Oryctolagus cuniculus* (conejo europeo) y *Lepus europaeus* (liebre europea) (Tabla 4).

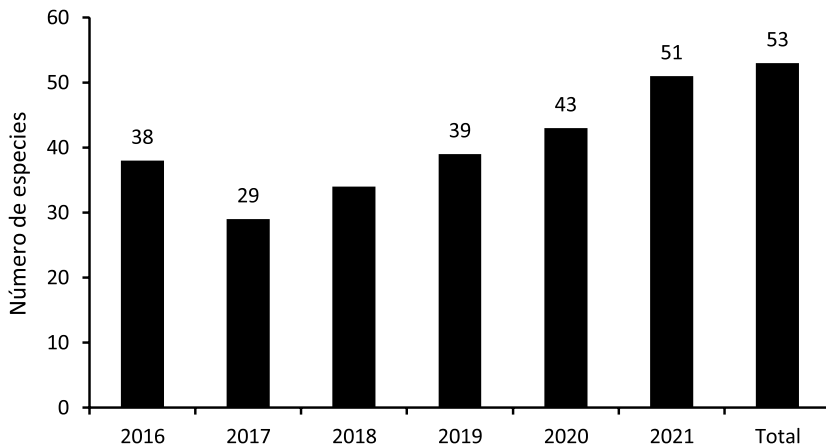


Figura 3. Comparación de la riqueza de especies de fauna de aves y mamíferos observada en bosques de ruil (*N. alessandrii*) del predio “El Despreccio” (Empedrado), entre los años 2016 y 2021.



Una visión de 6 años de monitoreo sobre aves y mamíferos en bosques de ruil del predio “El Desprecio”, comuna de Empedrado, se aprecia en la Figura 3, donde destaca que el menor valor de riqueza -29 especies- ocurrió en 2017, año del megaincendio forestal “Las Máquinas”, que afectó al 55% de los bosques de ruil del país y al 99,4% de los bosques de ruil de Empedrado (Valencia *et al.* 2018). Complementariamente, la mayor riqueza se alcanza el año 2021 -con 51 especies (Tabla 2).

A partir de 2017, luego del impacto de los incendios forestales y hasta 2021, el monitoreo sistemático ha permitido incorporar nuevas especies al ensamble de aves y mamíferos, las cuales no fueron observadas antes del incendio en 2016, principalmente debido a la limitada representatividad temporal y espacial de los muestreos. Entre estas especies destacan las aves *Geranoaetus polyosoma* (aguilucho común), *Parabuteo unicinctus* (peuco), *A. chilensis* (peuquito), *F. peregrinus* (halcón peregrino), *C. magellanicus* (carpintero negro), *Rophosopina alaudina* (platero), *Curaeus curaeus* (tordo), *Diuca diuca* (diuca) y *Zonotrichia capensis* (chincol).

Entre los mamíferos se encuentran los roedores *P. darwini* (ratón orejudo de Darwin) y *R. norvegicus* (guarén), junto al lagomorfo *L. europaeus* (liebre europea).

Una situación particular se observó con los carnívoros *P. concolor* (puma), *L. guigna* (guiña), *G. cuja* (quique) y *C. chinga* (chingue), registrados hasta antes del incendio, aunque con baja frecuencia de presencia.

Luego del incendio, no hubo registro de estas especies durante algunos años post-incendio. Sin embargo, actualmente todos estos carnívoros han vuelto a ser observados, aunque con diferencias en los lapsos de tiempo entre especies y únicamente mediante cámaras-trampa, lo que revela la importancia de utilizar métodos adecuados para la detección de especies crípticas, elusivas a la presencia humana, de hábito crepuscular-nocturno o con bajas densidades poblacionales. Otro registro importante, es el de *Pudu pudu* (pudú), observado por propietarios particulares en bosquetes de ruil de la comuna de Curepto (Pedro Garrido, datos no publicados).

Respecto del incremento sostenido en la riqueza, puede atribuirse, por una parte, a la mayor cobertura territorial y temporal de los muestreos, al uso de métodos específicos de detección según los grupos taxonómicos de interés (cámaras-trampa, trampas sherman, estaciones auditivas, transectos, encuentros visuales, etc.) y por otra, al creciente nivel de respuesta que ha mostrado la vegetación post-incendio, con recuperación gradual aunque parcial de la riqueza, composición y cobertura de la flora y vegetación (P. Garrido, datos no publicados, J. San Martín, en este volumen).

7.2 Origen Biogeográfico de Aves y Mamíferos

De los 53 taxa registrados en bosques de ruil, 40 son nativos, equivalentes al 75,5% del total, 9 tienen carácter de endémicos, equivalentes a 17,0% y 4 especies son introducidas, representando un 7,5% (Figura 4). El endemismo, es considerado a nivel país (poli-



tico-administrativo) y del bosque templado de Chile y Argentina, es decir, el extremo sur occidental de Sudamérica (Rozzi *et al.* 1996, Murúa 1997).

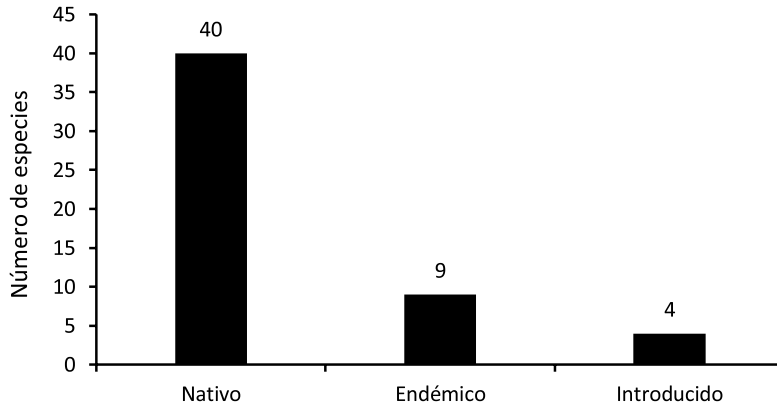


Figura 4. Origen biogeográfico de las especies de aves y mamíferos registradas en bosques de rül (*N. alessandrii*) del predio “El Desprezio” (Empedrado).

Las 9 especies endémicas correspondieron sólo a aves, con 8 de ellas endémicas del Bosque Templado Sudamericano: *Sylviorthorhynchus desmursii* (colilarga), *Aphrastura spinicauda* (rayadito), *Pygarrhyas albogularis* (comesebo), *Pterotochos castaneus* (hued-hued castaño), *Eugralla paradoxa* (churrín de la mocha), *Phrygilus patagonicus* (cometocino patagónico), *Colorhamphus parvirostris* (viudita), *C. magellanicus* (carpintero negro) y la única endémica a nivel país *Scytalopus fuscus* (churrín). No hubo registro de mamíferos endémicos (Tabla 2).

Por su parte, las especies introducidas correspondieron al ave: *Callipepla californica* (codorniz) y a los mamíferos *O. cuniculus* (conejo), *L. europaeus* (liebre europea) y *R. norvegicus* (guarén) (PNUD, 2017).

7.3 Estado de Conservación de Aves y Mamíferos

De acuerdo al Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (RCE 2020), 5 especies de aves han sido clasificadas en alguna categoría de conservación, sin embargo, ninguna de ellas se encuentra en categoría de “amenaza”, ya que 3 especies fueron catalogadas como de “Preocupación Menor” (LC) y 2 como “Casi Amenazada” (Tabla 1).

Para los mamíferos, de 8 especies clasificadas por el RCE, 2 se encuentran “amenazadas”, por cuanto aparecen en estado de conservación “Vulnerable”: *L. guigna* (guiña) con los criterios A2c y C2a, (XIV Reg. al norte) (DS 42/2012) y *Pudu pudu* (pudú), con los criterios A2cde (DS 151/2007). Cinco especies fueron clasificadas como de Preocupación Menor (LC) y 1 como Casi Amenazada (NT) (Tabla 1).



Tabla 1. Categorías de Conservación según el Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres del Ministerio del Medio Ambiente (2021). VU= Vulnerable, NT= Casi Amenazada, LC= Preocupación Menor. DS= Decreto Supremo.

Especies	Categoría	Decreto
Aves		
<i>Patagioenas araucana</i>	LC	DS 16/2016
<i>Strix rufipes</i>	NT	DS 16/2016
<i>Falco peregrinus</i>	LC	DS 06/2017
<i>Accipiter chilensis</i>	LC	DS 16/2020
<i>Campephilus magellanicus</i>	NT	DS 16/2020
Mamíferos		
<i>Puma concolor</i>	NT	DS 42/2012
<i>Leopardus guigna</i>	VU	DS 42/2012
<i>Lycalopex griseus</i>	LC	DS 33/2011
<i>Lycalopex culpaeus</i>	LC	DS 33/2011
<i>Galictis cuja</i>	LC	DS 16/2016
<i>Conepatus chinga</i>	LC	DS 16/2016
<i>Abrothrix longipilis</i>	LC	DS 19/2012
<i>Pudu pudu</i> *	VU	DS 151/2007

*Especie observada en bosques de ruil comuna de Curepto (P.G arrido, datos no publicados)

7.4 Amenazas a las Aves y Mamíferos

Aves

Muchas de las aves de bosque tienen características que las hacen vulnerables a la pérdida o degradación de sus hábitats por impacto humano; entre ellas destaca el tamaño de nidada, la cual, en las aves del bosque chileno es relativamente pequeño (Johnson 1965, 1967, De Santo *et al.* 2003), lo que provoca un lento reclutamiento poblacional (Wilson *et al.* 2005).

Especies dependientes del sotobosque denso, como aves de la familia Rhinocryptidae, las cuales viven asociadas al piso del bosque, tienen alas cortas y poca capacidad de vuelo, lo que restringe su movilidad en hábitats fragmentados, (Díaz *et al.* 2005).

Cuatro especies de esta familia coexisten en los bosques de ruil: *P. castaneus* (hued-hued castaño), *S. magellanicus* (churrín del sur), *S. fuscus* (churrín del norte) y *E. paradoxa* (churrín de la Mocha).

Mayores riesgos derivados de la sobre-explotación histórica de estos bosques y la ocurrencia de crecientes disturbios de origen antrópico, como incendios forestales, podrían



afectar a aquellas especies de aves estrechamente dependientes de grandes árboles para alimentarse o anidar, tales como *C. magellanicus* (carpintero negro), *A. spinicauda* (rayadito), *P. albogularis* (comesebo grande), *S. rufipes* (concón) y *Glaucidium nanum* (chuncho) (Wilson *et al.* 2005). Estos árboles de gran tamaño son escasos en los remanentes de ruil de la cordillera de la costa y algunos individuos aislados que sobrevivían en el fondo de profundas quebradas, fueron calcinados por el incendio forestal de 2017 (P. Garrido, datos no publicados).

Además de las características particulares de las especies, existen otras amenazas externas debido a la reducción de superficie y consecuente fragmentación de los bosques de ruil, lo que es una condición predominante a lo largo de toda su distribución (Bustamante y Castor 1998). La fragmentación del hábitat incrementa la probabilidad de extinción local de especies de aves a causa de que puede reducir y aislar hábitats disponibles (Sieving *et al.* 1996), lo cual es crítico para organismos especialistas de hábitat, con ámbitos de hogar grandes y sensibles al tamaño de los parches de bosque nativo, como *C. magellanicus* (carpintero negro), ave registrada sólo en dos de los mayores núcleos de bosque nativo de la cordillera de la costa de la Región del Maule, siendo éstos los bosques de ruil de Empedrado (el Desprecio y Porvenir) (Garrido 2019) y en bosques de hualo en Constitución (Pantanillo y Hualos de Loanco) (Estades y Temple 1999, Garrido y Valiente 2003, Garrido *et al.* 2020). La asociación de esta especie sólo a estos remanentes de mayor tamaño, concuerda con lo planteado por Newton (1998) que las especies más grandes suelen ser más afectadas por la fragmentación.

Asociado a este proceso, el aumento del perímetro o borde en los fragmentos boscosos, ha facilitado la predación de nidos y ha disminuido el éxito reproductivo de algunas aves a causa del mayor acceso de depredadores generalistas domésticos como ratas y perros al interior de los bosques (Vergara 2001).

Los efectos de la fragmentación son más adversos y drásticos para algunas aves cuando la matriz o entorno que rodea a estos fragmentos corresponde a áreas abiertas y cultivos agrícolas que a plantaciones forestales, ya que las primeras son barreras que impiden el movimiento de ciertas aves debido a los riesgos de depredación (Sieving *et al.* 1996), mientras las segundas pueden ser un hábitat más favorable para muchas aves si tienen una densidad de plantación que permita el crecimiento de sotobosque (Estades y Temple 1999, Estades 2006). De hecho, en la cordillera de la costa de la Región del Maule, un número importante de aves utiliza las plantaciones de *P. radiata* en algún grado debido a la disponibilidad de alimento y a que facilitan el desplazamiento entre fragmentos de bosque nativo (Estades y Temple 1999, Vergara y Simonetti 2004, Simonetti *et al.* 2012).

En este sentido, un denso sotobosque constituye una importante variable para determinar la presencia y abundancia de aves asociadas al piso del bosque, como *P. castaneus* (hued-hued castaño), *E. paradoxa* (churrín de la Mocha) y *S. desmursii* (colilarga), los cuales se desplazan y nidifican entre esta vegetación y no atraviesan campos abiertos o praderas (Sieving *et al.* 1996). Luego de los incendios forestales de 2017 que afectaron con distinta severidad a los bosques de ruil, estas especies fueron preferentemente observadas en zonas que mantuvieron alta cobertura de sotobosque (>60%), tales como quebradas profundas y riberas de esteros no afectadas por el fuego (P. Garrido, datos no publicados).



Por otra parte, los bosques de ruil, sostienen varias especies muy poco abundantes, que, además, son endémicas del bosque templado, conformando por ello un grupo de especies doblemente amenazadas (Cofré 1999): *E. paradoxa* (churrín de la Mocha), *S. fuscus* (churrín del norte), *P. albogularis* (comesebo), *C. parvirostris* (viudita) y *C. magellanicus* (carpintero negro).

Mamíferos

Para los mamíferos, las amenazas no difieren sustancialmente de lo observado para las aves. Sin embargo, animales de mayor talla corporal y grandes ámbitos de hogar o extensos territorios, como *P. concolor* (puma) y en menor medida *L. guigna* (guiña), pueden verse afectados por la pérdida de hábitat o procesos como la fragmentación, debido al aislamiento de los parches remanentes de vegetación nativa, que son utilizados generalmente como áreas de refugio (Acosta y Simonetti 2004, Iriarte 2008, Iriarte y Jaksic 2012). Estos parches se insertan en un paisaje costero dominado por una matriz de plantaciones de *P. radiata* que luego de los incendios de 2017, iniciaron un proceso de invasión biológica hacia remanentes con bosque nativo (entre ellos ruil) en la cordillera de la costa (Gómez y Bustamante en este volumen).

En este sentido, se ha observado que varias especies de carnívoros, como *L. griseus* (zorro gris), *L. culpaeus* (zorro culpeo), *L. guigna* (guiña), *C. chinga* (chingue) y *G. cuja* (quique); utilizan regularmente las quebradas y remanentes de vegetación nativa del secano costero e interior, como sitios para ocultamiento ante la presión de caza, ejercida por agricultores y crianceros de ganado, con quienes se desarrolla desde hace varios años un conflicto por la supuesta “depredación” hacia el ganado ovino ocurrida durante la época de pariciones (Iriarte *et al.*, 2012, Garrido *et al.* 2013). Sin embargo, estas últimas 4 especies, son más abundantes en los parches de bosques continuos (>600 hectáreas), que en los fragmentos (Simonetti, 2012). En la cordillera de la costa de la región del Maule, en donde se ha desarrollado un sostenido proceso de deforestación, los remanentes de bosques nativos con esas superficies son escasos (Echeverría *et al.* 2006).

Una situación similar ocurre con el herbívoro *Pudu pudu* (pudú), una de las especies con poblaciones más nortinas y presuntamente más antiguas, que exhibe bajas densidades poblacionales y cuya permanencia en los bosques costeros, se ve afectada por diversas amenazas (Saavedra y Simonetti 2005a). Entre ellas la destrucción y pérdida de remanentes de bosques, lo que ha significado una discontinuidad en su distribución geográfica en algunas zonas, relegándola a núcleos boscosos aislados, generalmente rodeados de una matriz productiva poco favorable para la fauna o de asentamientos humanos cercanos (González *et al.* 2009, Celis-Diez *et al.* 2011). Esta situación, favorece el ingreso de carnívoros domésticos a los fragmentos de vegetación nativa y bosquetes de ruil, especialmente *Canis familiaris* (perro), los que han sido registrados en forma permanente mediante cámaras-trampa (P. Garrido, datos no publicados, Iriarte *et al.* 2012).

Esta especie -ya se trate de perros abandonados en zonas rurales o ejemplares con dueño - tiende a formar jaurías nocturnas, atacando tanto a ganado ovino como fauna na-



tiva, incluyendo a *P. pudu* (González *et al.* 2009, Iriarte *et al.* 2012, Armando Yáñez, CONAF Cauquenes, comunicación personal).

Por otra parte, se reconoce que los incendios forestales constituyen una amenaza para todas las especies de fauna (Celis-Díez *et al.* 2011). En particular el incendio estival de 2017, con gran extensión territorial y consumo de biomasa, afectó severamente la composición y estructura de los bosques de ruil (Valencia *et al.* 2018, MMA 2018) al disminuir el nivel de cobertura en diferentes estratos y creó condiciones favorables para el ingreso hacia los fragmentos, de especies introducidas consideradas dañinas (SAG, 2015) y propias de áreas abiertas como los lagomorfos *Oryctolagus cuniculus* (conejo), *Lepus europaeus* (liebre europea) y en menor medida el roedor *Rattus norvegicus* (guarén) (P. Garrido, datos no publicados).

A pesar que en Chile central la ocurrencia de incendios forestales ha tendido a incrementarse durante las últimas décadas (Castillo *et al.* 2020), las iniciativas orientadas a evaluar su impacto sobre la fauna silvestre son casi inexistentes, lo que implica una seria carencia de información, cuando se desarrollan esfuerzos para conservar ecosistemas altamente amenazados que por lo demás, mantienen una biodiversidad que es sólo parcialmente conocida, tal como sucede con algunos tipos de bosques templados de la zona mediterránea, como los bosques de ruil (Martínez *et al.* 2017). Por esta razón, se vuelve prioritario mantener programas de investigación y monitoreo de los bosques quemados y su fauna silvestre con objeto de dimensionar el impacto del fuego, la respuesta de la comunidad post-disturbio, su distribución espacial y en la medida de lo posible, aportar en su recuperación.

Para mamíferos pequeños que tienen menor campo de acción y territorios reducidos, tales como roedores y marsupiales, es fundamental mantener una alta cobertura de sotobosque, ya que es utilizada como fuente de alimento y refugio (Bustamante *et al.* 2006). En estos grupos, se ha observado una menor riqueza de especies en los fragmentos que en el bosque continuo, considerando como tal, a núcleos mayores a 600 hectáreas, como el bosque que contiene a la RNLQ, en la comuna de Pelluhue (Acosta y Simonetti 2004, Bustamante *et al.* 2006). En general, la cobertura de sotobosque nativo es importante para diversos componentes de la biodiversidad local inclusive en plantaciones forestales, donde puede servir de hábitat sustituto para mamíferos pequeños y medianos (Simonetti *et al.* 2013).

En un contexto en que los cambios en la configuración del paisaje y la ocurrencia de disturbios de origen antrópico tienden a incrementarse, la implementación de programas de monitoreo para detectar y conservar la biodiversidad de fauna en la cordillera de la costa adquiere relevancia, particularmente cuando los antecedentes disponibles, ratifican la presencia de especies amenazadas, endémicas, con exigentes requerimientos de hábitat o con poblaciones locales probablemente reducidas. Esta premisa es relevante para dilucidar con claridad en el largo plazo, los tipos de hábitat que efectivamente utilizan las especies y el rol que pueden cumplir los remanentes de bosque nativo para su sobrevivencia.



Agradecimientos

Al Dr. José San Martín por invitarme a ser parte de este proyecto que esperó varios años. A David Muñoz y Armando Yáñez (CONAF Región del Maule), por su disposición a colaborar, entregar información y aclarar dudas. A Alamiro Navarrete (CMPC), por la autorización para el uso parcial de información de monitoreo de fauna del predio Ruiles de “El Desprecio” (Empedrado). A exalumnos y alumnas de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Talca, quienes acompañaron en jornadas de terreno y a varios asistentes de campo, por su compromiso con la biodiversidad de los bosques de ruil.



7.5 Bibliografía

Acosta-Jamett G, JA Simonetti. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented landscape in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 13:1135-1151.

Benoit I. 1989. Libro Rojo de la Flora Terrestre de Chile. Corporación Nacional Forestal (CONAF).

Bustamante RO, C Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the rui (*Nothofagus alessandrii*) forest. *Biodiversity and Conservation* 7:1607-1626.

Bustamante R, AA Grez, J Simonetti. 2006. Efectos de la fragmentación del bosque maulino sobre la abundancia y diversidad de especies nativas. Pp. 83-97. En: Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. A. Grez, J. Simonetti y R. O. Bustamante. (Editores). 232 p.

Castillo M, A Plaza, R Garfias. 2020. A recent review of fire behavior and fire effects on native vegetation in Central Chile. *Global Ecology and Conservation*. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01210>.

Celis-Diez JL, S Ippi, A Charrier, C Garín. 2011. Fauna de los Bosques Templados de Chile. Guía de Campo de los Vertebrados Terrestres. CORMA, Editores. Concepción, Chile. 261 pp.

Cofré H. 1999. Patrones de rareza de las aves del bosque templado de Chile: Implicancias para su conservación. *Boletín Chileno de Ornitología* 6:8-16.

CONAF. 2014. Plan de Manejo de la Reserva Nacional Los Riles. Documento Operativo. 70 p + Anexos.

De Santo, T.L., M.F. Willson, K.E. Sieving, & Armesto, J.J. 2002. Nesting biology of tapaculos (Family Rhinocryptidae) in fragmented south-temperate rainforests of Chile. *Condor*, 104, 482-495.

Díaz I, JJ Armesto, S Reid, KE Sieving, MF Willson. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forest of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation* 123: 91-101.

Donoso C, A Lara. 1995. Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. En J.J. Armesto, C. Villagrán y M. K. Arroyo (Eds.) *Ecología de los bosques nativos de Chile*. (2° ed.) Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

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

Estades C, S Temple. 1999. Deciduos-forest birds communities in a fragmented landscape



dominated by exotic pine plantations. Ecological applications 9:573-585.

Estades C. 2006. Comunidades de aves en un mosaico de bosques naturales y artificiales de la región del Maule. En: Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. A. Grez, J. Simonetti y R. O. Bustamante. (Editores). 232 p.

Garrido P, M Valiente. 2003. Registro de *Campephilus magellanicus* en un bosque costero de *Nothofagus glauca*, en la Región del Maule. P. 196. En: La Cordillera de la Costa en la Región del Maule, su patrimonio natural, cultural e histórico. A. Montero, J. San Martín, M. Tamayo y C. Muñoz (Editores). 252 p.

Garrido P, J San Martín, G Vallejos, A Alegría, C. Sepúlveda. 2013. Estudio Poblacional de Carnívoros Silvestres en el Secano Interior de la Región del Maule, Etapa II. Informe Final. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). 117 p.

Garrido P. 2019. Diversidad Faunística en los bosques de Ruil. Pp. 97-142. En: Ruil (*Nothofagus alessandrii*) Biodiversidad de sus bosques. Y. Ormazábal, P. Garrido V. & C. Mena Frau (Editores). Editorial Universidad de Talca. Fondo de Protección Ambiental (FPA), Ministerio del Medio Ambiente.

Garrido P, J San Martín, C Sepúlveda, P Peñailillo. 2020. Monitoreo Post-incendio para el AAVC *Campephilus magellanicus* (carpintero negro) en el bosque de Alto Valor de Conservación (BAVC) “Los Hualos de Loanco”, Empedrado, Región del Maule. Propiedad de Forestal MININCO. 61 p.

González G, JC Torres-Mura, A Muñoz-Pedrerros. 2009. Orden Artiodactyla. Pp 231-250 En: Mamíferos de Chile. A. Muñoz-Pedrerros & J. Yáñez V. (Editores). CEA Ediciones. Segunda Edición. 571 pp.

Goodall, J.D., A. W. Johnson & R. A. Philippi. 1946. Las Aves de Chile, su conocimiento y sus costumbres. Tomo I. Platt Establecimientos Gráficos, Buenos Aires, Argentina.

Iriarte, A. 2008. Mamíferos de Chile. Lynx Ediciones. Barcelona, España, 420 pp.

Iriarte A., R. Pino, C. Sepúlveda, N. Lagos, P. Garrido, A. Contreras, A. Mandel, R. Villalobos, D. Demangel y C. Napolitano. 2012. Estudio poblacional de carnívoros y su impacto en la ganadería ovina del secano interior de la Región del Maule. Informe Final. Flora y Fauna Chile Ltda. Consultoría mandatada por el Servicio Agrícola y Ganadero SAG.

Iriarte A, F Jaksic. 2012. Los Carnívoros de Chile. Ediciones Flora y Fauna Chile y CASEB. P. U. Católica de Chile. 260 p.

Jaksic F, P Feisinger. 1991. Bird assemblages in temperate foresto f North and South America: a comparison of diversity, dynamics, guild structure and resource use. Revista Chilena de Historia Natural 64:491-510.

Johnson, A.W.1965-1967. The birds of Chile and adjacent regions of Argentina, Bolivia and Peru. Platt, Buenos Aires.



Johnson, A.W. 1967. The birds of Chile and adjacent regions of Argentina, Bolivia and Peru. Volumen II. Platt Establecimientos Gráficos, Buenos Aires.

Lobos G, A Charrier, G Carrasco, RE Palma. 2005. Presence of *Dromiciops gliroides* (Microbiotheria) in the deciduous forests of central Chile. Mammalian Biology. 376-380.

Martínez-Tillería K, M Núñez-Ávila, CA León, P Pliscoff, FA Squeo, JJ Armesto. 2017. A framework for the classification Chilean terrestrial ecosystem as tool for achieving global conservation targets. Biodivers Conserv (2017) 26:2857-2876. Disponible on line: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10531-017-1393-x.pdf>

MINISTERIO DE BIENES NACIONALES. 2017. Decreto 102. Amplíese la Reserva Nacional Los Ruiles, ubicada en las comunas de Chanco y Empedrado, provincias de Pelluhue y Talca, Región del Maule. Diario Oficial N°42.146 de 31 de agosto de 2018.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2011. Decreto Supremo 33. Oficializa Quinto Proceso de Clasificación de Especies según su Estado de Conservación. Diario Oficial N°40.198 de 27 de febrero de 2012.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2012. Decreto Supremo 19. Oficializa Octavo Proceso de Clasificación de Especies según su Estado de Conservación. Diario Oficial N°40.482 de 11 de febrero de 2013.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2016. Decreto Supremo 16. Oficializa Duodécimo Proceso de Clasificación de Especies según su Estado de Conservación. Diario Oficial N°41.572 de 30 de septiembre de 2016.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2017. Decreto Supremo 6. Oficializa Décimo Tercer Proceso de Clasificación de Especies según su Estado de Conservación. Diario Oficial N°41.773 de 2 de junio de 2017.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2018. Evaluación de los efectos de los incendios forestales e implementación y monitoreo de acciones prioritarias de recuperación, conservación y gestión de la especie arbórea Ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule. Informe Final. 99 p.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2020. Decreto Supremo 16. Oficializa Décimo Sexto Proceso de Clasificación de Especies según su Estado de Conservación. Diario Oficial N°42.790 de 27 de octubre de 2020.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2021. Listado de Especies según Estado de Conservación del Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres del Ministerio del Medio Ambiente. Actualizado a abril 2021.

MINISTERIO SECRETARIA GENERAL DE LA PRESIDENCIA. 2007. Decreto Supremo 151. Oficializa Primera Clasificación de Especies Silvestres según su Estado de Conservación. Diario Oficial N°3872 de 24 de marzo de 2007.

MINISTERIO SECRETARIA GENERAL DE LA PRESIDENCIA. 2012. Decreto Supremo 42. Oficializa Séptimo Proceso de Clasificación de Especies según su Estado de Conservación. Diario Oficial N°40.234 de 1 de abril de 2012.

Murúa R. 1997. Comunidades de mamíferos del bosque templado de Chile. En: Ecología de los bosques nativos de Chile. J.J. Armesto, C. Villagrán y M.K. Arroyo (Editores). Editorial Universitaria. 477 p.

Muñoz-Pedrerros, A. y J. Yáñez. 2009. Mamíferos de Chile. CEA Ediciones. 571 pp.

Newton I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London.

Ojeda V. 2009. Management strategies for keystone bird species: The Magellanic woodpecker in Nahuel Huapi National Park, Argentina. ParkScience. Vol.26 (1).

Olivares P, J San Martín, R Santelices. 2005. Ruil (*Nothofagus alessandrii*): Estado del conocimiento y desafíos para su Conservación. Talca, Chile. Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). 48 p.

PNUD. 2017. Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/ naturalizadas en Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) Universidad de Concepción, Proyecto GEF/MMA/ PNUD Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández. Santiago de Chile. 61 pp.

Rozzi R, D Martínez, MF Willson, C Sabag. 1996. Avifauna de los Bosques Templados de Sudamérica. Pp 135-152. En J.J. Armesto, C. Villagrán y M. K. Arroyo (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. (2° ed.) Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Saavedra B, J Simonetti. 2005a. Small mammals of maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile. Mammalia 69:337-348.

Saavedra, B. & J.A. Simonetti. 2005b. Micromamíferos en fragmentos de bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. Pp. 532-536. En: Smith-Ramírez C.; J.J. Armesto & C. Valdovinos. (eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. 708 pp.

Saavedra M. 1998. Avances en el Proyecto de Conservación del Carpintero Grande (*Campophilus magellanicus*, King 1828), en las Áreas Silvestres Protegidas de la Araucanía. P. 107-119. En La Conservación de la Fauna Nativa de Chile; logros y perspectivas. V. Valverde (ed.) CONAF, UG. Patrimonio Silvestre, Santiago.

SAG. 2015. Servicio Agrícola y Ganadero. La Ley de Caza y su Reglamento. Legislación sobre Fauna Silvestre. Cartilla para Cazadores. División de Protección de los Recursos Naturales Renovables. 110 pp.

San Martín J, C. Donoso. 1996. Estructura Florística e Impacto Antrópico en el Bosque Maulino de Chile. Pp 153-168. En J.J. Armesto, C. Villagrán y M. K. Arroyo (Eds.) Ecología de



los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

San Martín J, C Sepúlveda. 2002. Diagnóstico de estado actual de los fragmentos de *Nothofagus alessandrii* "Ruil", Fagaceae (=Nothofagaceae), de la Región del Maule, Chile central. Comisión Nacional del Medio Ambiente, Universidad de Talca. 45 p.

San Martín J. 2005. Vegetación y Diversidad Florística en la Cordillera de la Costa de Chile Central. Pp 178-196. En: Smith-Ramírez C.; J.J. Armesto & C. Valdovinos. (eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. 708 pp.

Santelices R, F Drake, C Mena, R Ordenes, RM Navarro-Cerrillo. 2012. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 39:521-531.

Sieving KE, MF Willson, TL de Santo. 1996. Habitats barriers to movement of understory birds in South-temperate rainforest. *The Auk* 113:944-949.

Simonetti J. 2006. Conservación de biodiversidad en ambientes fragmentados: el caso del bosque maulino. Pp 213-229. En: Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. A. Grez, J. Simonetti y R. O. Bustamante. (Editores). 232 p.

Simonetti JA, AA Grez, CF Estades. 2012. Biodiversity conservation in agroforestry systems: a pressing and challeging need. In: Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: Challengues and opportunities. Editorial Universitaria. 162 pp.

Simonetti, J., A.A. Grez y C. Estades. 2013. Providing Habitat for Native Mammals through Understory Enhancement in Forestry Plantations. *Conservation Biology*, Vol. 27. N°5, 1117-1121.

Valencia D, J Saavedra, J Brull, R Santelices. 2018. Severidad del daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinoza en la Región del Maule de Chile. *Gayana Bot.* Vol 75(1):531-534.

Vergara P, J Simonetti. 2004. Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *Oryx*. 38:383-388.

Vergara P. 2001. Fragmentación y uso de hábitats por Rhinocryptidos. Tesis de Magíster, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago.

Willson, M.F., K.E. Sieving y T. De Santo. 2005. Aves del bosque de Chiloé: diversidad, amenazas y estrategias de conservación. Pp. 468-476. En: Smith-Ramírez Cecilia; Juan J. Armesto & Claudio Valdovinos. (Eds). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. 708 pp.

Willson MF, TL De Santo, C Sabag, JJ Armesto. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforest in Chile. *Conservation Biology* 8: 508–520.

WWF. 2007. Bosques con Alto Valor de Conservación: el concepto en teoría y práctica. Disponible en: https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/bavc_wwf_espanol_2.pdf



Anexo I. Tabla 2. Composición de especies de aves y mamíferos observados en bosques de *N. alessandrii* (ruil), en el predio “El Desprecio”, comuna de Empedrado, Región del Maule, en 6 años de monitoreo. Signo “+” indica “Presencia” y signo “-” indica “ausencia”.

FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	ORIGEN	AÑO DE ESTUDIO					
				2016	2017	2018	2019	2020	2021
AVES									
Accipitridae	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Águila	Nativo	+	-	-	-	+	+
Accipitridae	<i>Parabuteo unicinctus</i>	Peuco	Nativo	-	-	+	-	+	+
Accipitridae	<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Aguilucho	Nativo	-	+	+	+	+	+
Accipitridae	<i>Accipiter chilensis</i>	Peuquito	Nativo	-	-	+	-	-	-
Falconidae	<i>Milvago chimango</i>	Tiuque	Nativo	+	+	+	+	+	+
Falconidae	<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	Nativo	-	-	+	-	-	-
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Jote Cabeza negra	Nativo	+	+	+	+	+	+
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Jote cabeza colorada	Nativo	+	+	+	+	+	+
Strigidae	<i>Strix rufipex</i>	Concón	Nativo	+	+	-	+	+	+
Strigidae	<i>Glaucidium nanum</i>	Chuncho	Nativo	+	+	+	+	+	+
Strigidae	<i>Bubo magellanicus</i>	Tucúquere	Nativo	+	-	-	+	+	+
Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	Nativo	-	+	+	+	+	+
Columbidae	<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza	Nativo	+	+	+	+	+	+
Odontophoridae	<i>Callipepla californica</i>	Codorniz	Introducido	+	-	+	+	+	+
Picidae	<i>Colaptes pitius</i>	Pitío	Nativo	+	+	+	+	+	+
Picidae	<i>Dryobates lignarius</i>	Carpinterito	Nativo	+	+	+	+	+	+
Picidae	<i>Campephilus magellanicus</i>	Carpintero negro	Endémico	-	+	-	+	+	+
Trochilidae	<i>Sephanoides galeritus</i>	Picaflor	Nativo	+	+	+	+	+	+
Trochilidae	<i>Patagona gigas</i>	Picaflor gigante	Nativo	+	-	-	+	+	+
Furnariidae	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	Colilarga	Endémico	+	+	+	+	+	+
Furnariidae	<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito	Endémico	+	+	+	+	+	+
Furnariidae	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	Comesebo grande	Endémico	+	+	+	+	+	+
Rhinocryptidae	<i>Pteroptochos castaneus</i>	Hued hued castaño	Endémico	+	+	+	+	+	+
Rhinocryptidae	<i>Scytalopus fuscus</i>	Churrín	Endémico	+	+	+	+	+	+
Rhinocryptidae	<i>Eugralla paradoxa</i>	Churrín de la Mocha	Endémico	+	-	+	+	+	+
Tyrannidae	<i>Anairetes parulus</i>	Cachudito	Nativo	+	+	+	+	+	+
Tyrannidae	<i>Elaenia albiceps</i>	Fío fío	Nativo	+	+	+	+	+	+
Tyrannidae	<i>Coloramphus parvirostris</i>	Viudita	Endémico	+	-	+	+	+	+
Tyrannidae	<i>Pyrope pyrope</i>	Diucón	Nativo	+	+	+	+	+	+



FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	ORIGEN	AÑO DE ESTUDIO					
				2016	2017	2018	2019	2020	2021
Furnariidae	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Tijeral	Nativo	+	+	+	+	+	+
Hirundinidae	<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina chilena	Nativo	+	+	+	+	+	+
Thraupidae	<i>Phrygilus Gayi</i>	Cometocino de Gay	Nativo	+	+	+	+	+	+
Thraupidae	<i>Phrygilus patagonicus</i>	Cometocino Patagónico	Endémico	+	-	+	+	-	+
Thraupidae	<i>Rophosopina alaudina</i>	Platero	Nativo	-	-	-	-	+	+
Thraupidae	<i>Diuca diuca</i>	Diuca	Nativo	-	-	-	+	+	+
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán	Nativo	+	+	+	+	+	+
Turdidae	<i>Turdus flacklandii</i>	Zorzal	Nativo	+	+	+	+	+	+
Icteridae	<i>Curaeus curaeus</i>	Tordo	Nativo	-	-	-	-	+	+
Fringillidae	<i>Carduelis barbatus</i>	Jilguero	Nativo	+	+	+	+	+	+
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol	Nativo	-	-	-	+	+	+
MAMÍFEROS									
Mustelidae	<i>Galictis cuja</i>	Quique	Nativo	+	-	-	-	-	+
Mustelidae	<i>Conapatus chinga</i>	Chingue	Nativo	+	+	-	-	-	+
Canidae	<i>Lycalopex culpaeus</i>	Zorro culpeo	Nativo	+	-	-	-	-	+
Canidae	<i>Lycalopex griseus</i>	Zorro gris	Nativo	+	+	+	+	+	+
Felidae	<i>Puma concolor</i>	Puma	Nativo	-	-	-	-	+	+
Felidae	<i>Leopardus guigna</i>	Guiña	Nativo	+	-	-	-	-	+
Cricetidae	<i>Abrothryx olivaceus</i>	Ratón oliváceo	Nativo	+	-	+	+	+	+
Cricetidae	<i>Abrothryx longipilis</i>	Ratón pelo largo	Nativo	-	-	-	+	+	+
Cricetidae	<i>Olygorizomys longicaudatus</i>	Ratón cola larga	Nativo	+	-	-	-	-	+
Cricetidae	<i>Phyllotis darwini</i>	Ratón orejado de Darwin	Nativo	-	-	-	+	+	+
Muridae	<i>Rattus norvegicus</i>	Guarén	Introducido	-	-	-	-	+	+
Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Liebre	Introducido	-	-	-	-	+	+
Leporidae	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo	Introducido	+	+	+	+	+	+
				38	29	34	39	45	53



Anexo II. Tabla 3. Riqueza comparativa de especies de aves asociadas a bosques nativos, según diversos estudios. Signo “+” indica “Presencia” y signo “-” indica “ausencia”.

Familia	Especie	Nombre común	Jaksic & Feinsinger (1991)	Rozzi <i>et al.</i> (1996)	Estades & Temple (1999)	Vergara & Simonetti (2004)	Este trabajo (2021)
			Bosques Templados	Bosques Templados	Bosque M. Costero	Bosque M. Costero	Bosques Ruil
Accipitridae	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Águila	+	+	-	-	+
Accipitridae	<i>Parabuteo unicinctus</i>	Peuco	-	-	-	-	+
Accipitridae	<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Aguilucho	+	+	+	+	+
Accipitridae	<i>Buteo ventralis</i>	Aguilucho de cola rojiza	+	+	-	-	-
Accipitridae	<i>Accipiter chilensis</i>	Pequito	+	+	-	-	+
Falconidae	<i>Milvago chimango</i>	Tiuque	-	+	+	+	+
Falconidae	<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	-	-	-	-	+
Falconidae	<i>Phalcooenus albogularis</i>	Carancho cordillerano	+	+	-	-	-
Falconidae	<i>Polyborus plancus</i>	Traro	-	+	-	-	-
Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo	-	-	-	+	-
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Jote Cabeza negra	-	+	-	-	+
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Jote cabeza colorada	-	+	+	-	+
Cathartidae	<i>Vultur gryphus</i>	Cóndor	-	+	-	-	-
Strigidae	<i>Strix rufipex</i>	Concón	+	+	-	+	+
Strigidae	<i>Glaucidium nanum</i>	Chuncho	+	+	-	+	+
Strigidae	<i>Bubo magellanicus</i>	Tucúquere	+	+	-	-	+
Threskiornitidae	<i>Theristicus caudatus</i>	Bandurria	-	+	-	-	-
Psittacidae	<i>Enicognatus ferrugineus</i>	Cachaña	+	+	+	-	-
Psittacidae	<i>Enicognatus leptorhynchus</i>	Choroy	+	+	-	-	-
Columbidae	<i>Zenaidura macroura</i>	Tórtola	-	-	+	-	+
Columbidae	<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza	+	+	+	+	+
Tinamidae	<i>Nothoprocta perdicaria</i>	Perdiz	-	-	+	+	-
Odontophoridae	<i>Callipepla californica</i>	Codorniz	-	-	+	+	+
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue	-	-	+	-	-
Picidae	<i>Colaptes pitius</i>	Pitío	+	+	+	+	+
Picidae	<i>Dryobates lignarius</i>	Carpinterito	+	+	+	+	+
Picidae	<i>Campephilus magellanicus</i>	Carpintero negro	+	+	+	-	+
Trochilidae	<i>Sephanoides galeritis</i>	Picaflor	+	+	+	+	+
Trochilidae	<i>Patagona gigas</i>	Picaflor gigante	-	+	+	+	+
Caprimulgidae	<i>Systellura longirostris</i>	Gallina ciega	-	-	+	-	-
Furnariidae	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	Colilarga	+	+	+	+	+



Familia	Especie	Nombre común	Jaksic & Feinsinger (1991)	Rozzi <i>et al.</i> (1996)	Estades & Temple (1999)	Vergara & Simonetti (2004)	Este trabajo (2021)
			Bosques Templados	Bosques Templados	Bosque M. Costero	Bosque M. Costero	Bosques Ruil
Furnariidae	<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito	+	+	+	+	+
Furnariidae	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	Comesebo grande	+	+	+	+	+
Furnariidae	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Tijeral	-	+	+	+	+
Furnariidae	<i>Asthenes humicola</i>	Canastero	-	-	+	-	-
Furnariidae	<i>Cinclodes oustaleti</i>	Churrete chico	-	-	+	-	-
Rhinocryptidae	<i>Pteroptochos castaneus</i>	Hued hued castaño	+	+	+	+	+
Rhinocryptidae	<i>Pteroptochos tarnii</i>	Hued hued del sur	+	+	-	-	-
Rhinocryptidae	<i>Scytalopus magellanicus</i>	Churrín del sur	+	+	+	+	-
Rhinocryptidae	<i>Scytalopus fuscus</i>	Churrín	-	-	-	-	+
Rhinocryptidae	<i>Eugralla paradoxa</i>	Churrín de la Mocha	+	+	+	+	+
Rhinocryptidae	<i>Scelorchilus rubecula</i>	Chucac	+	+	-	+	-
Tyrannidae	<i>Anairetes parulus</i>	Cachudito	+	+	+	+	+
Tyrannidae	<i>Elaenia albiceps</i>	Fío fío	+	+	+	+	+
Tyrannidae	<i>Coloramphus parvirostris</i>	Viudita	+	+	+	-	+
Tyrannidae	<i>Pyrope pyrope</i>	Diucón	+	+	+	+	+
Phytotomidae	<i>Phytotoma rara</i>	Rara	+	+	+	-	-
Hirundinidae	<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina chilena	+	+	+	+	+
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina dorso negro	+	+	-	-	-
Thraupidae	<i>Phrygilus Gayi</i>	Cometocino Gay	+	-	-	-	+
Thraupidae	<i>Phrygilus patagonicus</i>	Cometocino Patagónico	+	+	+	+	+
Thraupidae	<i>Rophosopina alaudina</i>	Platero	-	-	+	-	+
Thraupidae	<i>Diuca diuca</i>	Diuca	-	-	+	+	+
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán	+	+	+	+	+
Turdidae	<i>Turdus flacklandii</i>	Zorzal	+	+	+	+	+
Turdidae	<i>Agriornis livida</i>	Mero	-	-	+	+	-
Icteridae	<i>Curaeus curaeus</i>	Tordo	+	+	+	+	+
Icteridae	<i>Sturnella loyca</i>	Loica	-	-	+	-	-
Emberizidae	<i>Molothrus bonariensis</i>	Mirlo	-	-	+	-	-
Mimidae	<i>Mimus thenca</i>	Tenca	-	-	+	-	-
Thraupidae	<i>Sicalis luteola</i>	Chirihue	-	-	+	-	-
Fringillidae	<i>Carduelis barbatus</i>	Jilguero	+	+	+	+	+
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol	+	+	+	+	+
			37	44	43	32	40



Anexo III. Tabla 4. Riqueza comparada de mamíferos asociados a bosques nativos, según diversos estudios. Signo “+” indica “presencia” y signo “-” indica “ausencia”.

			Murúa	Acosta & Simonetti	Saavedra & Simonetti	Lobos <i>et al</i>	Este Estudio
			(1997)	(2004)	(2005)	(2005)	(2021)
			Bosque Templado	Los Queules	Los Queules	Los Ruiles El Fin	Los Ruiles Desprezio
Familia	Especie	Nombre Común					
Cervidae	<i>Pudu pudu</i>	Pudú	+	-	-	-	-
Didelphidae	<i>Thylamis elegans</i>	Yaca	-	-	+	-	-
Microbiotheridae	<i>Dromociops gliroides</i>	Monito del Monte	+	-	+	+	-
Caenolestidae	<i>Ryncholestes raphanurus</i>	Comadreja Trompuda	+	-	-	-	-
Vespertilionidae	<i>Myotis chiloensis</i>	Murciélago oreja de ratón	+	-	-	-	-
Vespertilionidae	<i>Histiotus montanus</i>	Murciélago orejudo	+	-	-	-	-
Vespertilionidae	<i>Lasiurus borealis</i>	Murciélago colorado	+	-	-	-	-
Molossidae	<i>Tadarida brasiliensis</i>	Murciélago común	+	-	-	-	-
Cricetidae	<i>Phyllotis darwini</i>	Ratón orejudo de Darwin	+	-	-	-	+
Cricetidae	<i>Abrothryx olivaceus</i>	Ratón oliváceo	+	-	+	-	+
Cricetidae	<i>Abrothryx longipilis</i>	Ratón pelo largo	+	-	+	+	+
Cricetidae	<i>Abrothrix sanborni</i>	Ratón de Sanborn	+	-	-	-	-
Cricetidae	<i>Abrothrix xanthorhinus</i>	Ratón de nariz amarilla	+	-	-	-	-
Cricetidae	<i>Olygorizomys longicaudatus</i>	Ratón cola larga	+	-	+	+	+
Cricetidae	<i>Ausliscomys micropus</i>	Lauchón austral	+	-	-	-	-
Cricetidae	<i>Geoxus valdivianus</i>	Ratón topo valdiviano	+	-	+	-	-
Cricetidae	<i>Pearsonomys annectens</i>	Ratón de uña larga	+	-	-	-	-
Cricetidae	<i>Irenomys tarsalis</i>	Ratón arbóreo	+	-	+	-	-
Cricetidae	<i>Chelemys macronyx</i>	Ratón topo de montaña	+	-	-	-	-
Cricetidae	<i>Ctenomys maulinus</i>	Tuco tuco maulino	+	-	-	-	-
Cricetidae	<i>Euneomys chinchilloides</i>	Ratón sedoso chinchilloso	+	-	-	-	-
Cricetidae	<i>Reithrodon auritus</i>	Rata conejo	+	-	-	-	-
Caviidae	<i>Microcavia australis</i>	Cuy chico	+	-	-	-	-
Cricetidae	<i>Chelemys megalonyx</i>	Rata topo del matorral	+	-	-	-	-
Octodontidae	<i>Octodon bridgesi</i>	Degú de bridges	+	-	+	-	-
Octodontidae	<i>Aconaemys fuscus</i>	Tunduco	+	-	-	-	-
Muridae	<i>Rattus norvegicus</i>	Guarén	-	-	-	+	+
Muridae	<i>Rattus rattus</i>	Rata negra	-	-	+	-	-
Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i>	Coipo	+	-	-	-	-



			Murúa	Acosta & Simonetti	Saavedra & Simonetti	Lobos <i>et al</i>	Este Estudio
			(1997)	(2004)	(2005)	(2005)	(2021)
			Bosque Templado	Los Queules	Los Queules	Los Ruiles El Fin	Los Ruiles Desprecio
Familia	Especie	Nombre Común					
Castoridae	<i>Castor canadensis</i>	Castor americano	+	-	-	-	-
Leporidae	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo	-	-	-	-	+
Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Liebre europea	-	-	-	-	+
Mustelidae	<i>Galictis cuja</i>	Quique	+	+	-	-	+
Mustelidae	<i>Conapatus chinga</i>	Chingue	+	+	-	-	+
Mustelidae	<i>Lontra provocax</i>	Huillín	+	-	-	-	-
Mustelidae	<i>Mustela vison</i>	Visón	+	-	-	-	-
Canidae	<i>Lycalopex culpaeus</i>	Zorro culpeo	+	+	-	-	+
Canidae	<i>Lycalopex griseus</i>	Zorro gris	+	-	-	-	+
Canidae	<i>Lycalopex fulvipes</i>	Zorro chilote	+	-	-	-	-
Felidae	<i>Puma concolor</i>	Puma	+	-	-	-	+
Felidae	<i>Leopardus guigna</i>	Guiña	+	+	-	-	+
Felidae	<i>Leopardus geoffroyi</i>	Gato montés	+	-	-	-	-
Felidae	<i>Leopardus colocola</i>	Gato colocolo	+	-	-	-	-
			38	4	9	4	13

Anexo IV. Registro fotográfico



Figura 1. *Puma concolor*



Figura 2. *Galictis cuja*





Figura 3. *Conepatus chinga*



Figura 4. *Patagioenas araucana*



Figura 5. *Pygarrhichas albogularis*



Figura 6. *Geranoaetus melanoleucus*



Figura 7. *Phyllotis darwini*



Figura 8. *Abrothrix olivaceus*





Figura 9. *Lycalopex culpaeus*



Figura 10. *Leopardus guigna*



Figura 11. *Abrothryx longipilis*



Figura 12. *Accipiter chilensis*

8. ANFIBIOS Y REPTILES DEL BOSQUE DE RUIL

Juan Carlos Ortiz y Raúl Briones P.

El bosque de Ruil (*Nothofagus alessandrii*) se encuentra en la formación bosque caducifolio maulino de Gajardo (1983) o bosque caducifolio mediterráneo costero de Luebert y Pliscoff (2017). Esta formación se distribuía en la zona costera de la Región del Maule en una franja fragmentada de 100 km de largo (San Martín y Donoso, 1996; Santelices *et al* 2012). Ella presenta desde el punto de vista florístico una alta diversidad de especies arbóreas y de especies endémicas (San Martín & Donoso 1996). Desgraciadamente la acción antrópica mediante el fuego eliminó prácticamente estos bosques para dedicarlos a la agricultura desde finales del siglo XIX hasta mediados del siglo XX y luego fue reemplazado para actividades silvícolas (Echeverría *et al.* 2006, Donoso y Lara 1995). Echeverría *et al.* (2006) señalan que entre los años 1975 y 2000, el área del bosque original se redujo en un 67% por conversión a plantaciones de *Pinus radiata*. Este cambio de uso de suelo produjo una destrucción de los hábitats que se encontraban en el bosque de Ruil con lo cual también afectó a las poblaciones de las especies de anfibios y reptiles que se podían encontrar en ellos.

El Ruil se encuentra sub-representado en una muy baja proporción en áreas protegidas; la mayoría de los escasos residuos de la especie se presentan bajo propiedad privada sin planes de conservación, lo cual implica la necesidad de acciones adicionales para poder conservar esta especie en el largo plazo. Como una manera de salvar esta formación dentro de una matriz de especies exóticas, se crea la Reserva Nacional Los Ruiles mediante el Decreto Supremo N° 94 del Ministerio de Agricultura, del 13 de julio de 1982, con el objetivo principal de proteger al ruil (*Nothofagus alessandrii*) especie arbórea endémica y que se encuentra en la categoría de especie En Peligro de extinción (EN A2ac; B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); D) y como especie Rara, de acuerdo al Decreto Supremo DS 151 del año 2007 (MINSEGPRES). Además, según el Decreto 13 del año 1995 del Ministerio de Agricultura, se ha declarado a este árbol como un Monumento Natural de Chile, lo que significa que está completamente prohibida la tala, corta o afectación de cualquier tipo a sus ejemplares naturales.

La Reserva Nacional Los Ruiles, inicialmente incluía dos predios en la Región del Maule con una superficie de 45 ha, El Fin en la comuna de Empedrado con una superficie de 16.4 ha y Los Ruiles en la comuna de Chanco, con 28.6 ha (Conaf 1995). Posteriormente, CONAF (2014) planteó aumentar su extensión con trece nuevos predios, con lo cual la superficie podría alcanzar las 324,7 ha. Sin embargo, la ampliación indicada en el Decreto Supremo N° 102 del 1996 del Ministerio de Bienes Nacionales solo consideró dos predios que sumaban 89.06 ha. Es el único sitio del Sistema Nacional de Área Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE),



que protege la formación denominada bosque caducifolio maulino o caducifolio mediterráneo costero (Gajardo 1983, Luebert y Plischoff 2017). A esto habría que agregar cinco predios: Agua Buena (21,5 ha), Los Calzoncillos (20,5 ha), Huelón (17,4 ha), Porvenir y El Fin (1.195 ha) y Quivolgo (1.079 ha) clasificados como Áreas de Alto Valor de Conservación (AAVC) que se encuentran en el patrimonio de Forestal Arauco y que suman cerca de 2.333,4 ha., en cuyo interior se encuentran bosques nativos con presencia de ruil. A esto se debe agregar otros remanentes en el patrimonio de Forestal Mininco, en la comuna de Empedrado.

Olivares *et al.* (2005) indican 15 localidades con presencia de ruil, en una superficie total de 353 ha repartida en aprox. 200 pequeños fragmentos agrupados o aislados con una variación de las superficies de los fragmentos o grupos de fragmentos entre 1,8 – 69 ha. El espacio geográfico donde se ubican los fragmentos de ruil, no sobrepasa un largo de 100 km (San Martín y Donoso, 1996) con distancias perpendiculares desde la costa entre 7 – 60 km (Olivares *et al.* 2005). Sin embargo, el aumento en el esfuerzo de muestreo y monitoreo de las quebradas con fragmentos de bosque nativo en la región del Maule, dan cuenta de una mayor superficie con presencia de ruil (Ormazabal *et al.* 2019). Desde el punto de vista evolutivo, hay consenso para sostener que *N. alessandrii* es la especie de *Nothofagus* más primitiva para el hemisferio sur (Serra *et al.* 1986), cuyas reducidas y dispersas poblaciones representan también un reducido recurso genético (Donoso 1983). Según un estudio desarrollado por Torres-Díaz *et al.* (2007) sobre la diversidad genética del ruil, estimaron que las poblaciones que superan los 500 individuos alcanzan el umbral mínimo de sostenibilidad de la especie. Se estima, si bien no ha logrado medirse, que los flujos génicos entre los fragmentos de ruil se mantendrían a pesar del alto grado de fragmentación.

La fauna presente en los bosques de ruiles, hasta hace pocos años no era muy conocida y en el caso de la Reserva estaba pobremente estudiada ya que en los planes de manejo elaborados por CONAF (1995, 2014) solo se mencionaban dos mamíferos y 38 especies de aves, ignorándose la presencia de cualquiera otra especie de fauna. Esta pobre diversidad y poca abundancia de fauna presente en la Reserva, se debía a la intensa alteración de las áreas periféricas y a la pequeña superficie de esta, lo que sería insuficiente para conservar poblaciones representativas de la fauna original (Conaf 1995). Sin embargo, en los últimos años se han dado a conocer estudios sobre la fauna herpetológica presente en la formación compuesta por ruiles y robles (*Nothofagus obliqua*) y en sectores aledaños que incluyen la Reserva Nacional Los Queules (Ibarra-Vidal *et al.* 2004, Veloso *et al.* 2005, Cuevas y Cifuentes 2010, Donoso *et al.* 2010, Rubio y Simonetti 2011, Puente-Torres y Simonetti 2016, Puente-Torres *et al.* 2017 y Mella Ávila *et al.* (2018). Recientemente, Garrido Vásquez (2019) indican para la comuna de Empedrado 54 especies de vertebrados terrestres, de las cuales 11 corresponden a mamíferos, 34 de aves, cinco a reptiles y cuatro de anfibios. Por lo anterior, en este trabajo se darán a conocer las especies de anfibios y reptiles que están presentes tanto en la formación del bosque caducifolio mediterráneo costero, como en los sectores aledaños los cuales están muy modificados por una matriz silvícola de especies exóticas.



8.1 Fauna Herpetológica

Nuestros resultados indican la presencia de ocho especies de anfibios y siete de reptiles. Los anfibios que pueden ser encontrados son: *Alsodes vanzolinii*, *Batrachyla leptopus*, *Batrachyla taeniata*, *Calyptocephalella gayi*, *Eupsophus septentrionalis*, *Pleurodema thaul*, *Rhinella arunco* y *Telmatobufo ignotus* (Figura 1). Las especies de reptiles observadas son: *Liolaemus chiliensis*, *Liolaemus cyanogaster*, *Liolaemus lemniscatus*, *Liolaemus schroederi*, *Liolaemus tenuis*, *Philodryas chamissonis* y *Tachymenis chilensis chilensis* (Figura 2). La distribución geográfica a nivel nacional de las especies de anfibios se entrega en la figura 3A y la de reptiles en la Figuras 3B. Las localidades donde se han observado especies de anfibios y reptiles en la zona del bosque maulino costero se muestran en la Tabla 1 y Figura 4.

8.1.1 Anfibios

Alsodes vanzolinii (Donoso-Barros 1974)

Nombre común: sapo de pecho espinoso de Vanzolini.

Características: De tamaño mediano, robusto, distancia hocico-cloaca mide 36 mm. Glándulas parótidas ausentes. El anillo timpánico no es visible externamente. La cabeza es grande con una conspicua mancha triangular de color amarillo claro que contrasta con el color café más oscuro del dorso. Hocico redondeado. La piel del dorso, flancos y extremidades con granulaciones pequeñas. Extremidades con dedos redondeados. En los machos el primer y segundo dedo de la mano con un conspicuo parche de espinas queratinizadas y el pecho con dos placas de espinas queratinizadas. Los dedos de la extremidad posterior sin membrana interdigital. El fondo del dorso es café con abundantes manchas claras irregulares. En los machos la garganta es más oscura que el resto del vientre que es rosado y sin manchas.

Distribución geográfica: desde Huillinco (37°44'S, 73°20'O) en la cordillera de Nahuelbuta (Flores 2019) hasta la localidad de Tanumé (34°13'S, 71°55'O) en la comuna de Pichilemu, en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins (Cuevas 2013).

Batrachyla leptopus Bell, 1843

Nombre común: Rana Moteada

Características: De tamaño pequeño a mediano, la distancia hocico-cloaca mide de 23 a 35 mm. Hocico relativamente redondeado. Sin glándulas parótidas. Piel suavemente granulosa. Tímpano visible externamente. Extremidades anteriores delgadas. Los machos presentan pequeñas callosidades en el pulgar de la mano. Cuerpo esbelto con dedos finos y ensanchados en su extremo. Ambas extremidades con bandas transversales oscuras. Los dedos de los pies con membrana interdigital muy reducida. El diseño conformado por manchas oscuras sobre el dorso de color variable desde café claro a oscuro. Sin línea vertebral. El vientre de color crema con diminutas manchas irregulares difuminadas.

Distribución geográfica: se distribuye en Chile y en Argentina. En Chile desde la cuenca del río Baker (47°30'S) en la Región de Aysén (Lobos *et al.* 2013) hasta la Reserva Nacional Los Queules (35°59'19"S, 72°41'25"O) en la Región del Maule (Cuevas y Cifuentes 2010)



Batrachyla taeniata (Girard, 1855)

Nombre común: ranita de antifaz o ranita de ceja.

Características: Es una rana de pequeño tamaño, la distancia hocico-cloaca mide de 23 a 42 mm. Cuerpo esbelto con patas largas y delgadas. Cabeza levemente puntiaguda. Sin glándulas parótidas. Piel generalmente lisa. Anillo timpánico visible externamente. Los machos presentan pequeñas callosidades en el pulgar de la mano. Cuerpo esbelto con patas largas y delgadas, dedos finos y redondeados en ambas extremidades. Los dedos de los pies con una membrana interdigital muy reducida. El color del dorso varía desde un café a un beige con una banda vertebral ancha más clara. Característica de esta especie es una franja negra a modos de antifaz que se extiende desde la punta del hocico pasando por las narinas y el tímpano hasta la axila. El vientre de color amarilla pálido.

Distribución geográfica: se distribuye en Chile y Argentina. En Chile desde Zapallar (32°33'S, 71°27'O) en la provincia de Aconcagua en la Región de Valparaíso (Salaberry *et al.* 1981) hasta Río Mosco (48°48'3"S, 72°58'3'O) Provincia Capitán Prat, Región Aysén (Correa *et al.* 2014).

Calyptocephalella gayi (Duméril y Bibron, 1941)

Nombre común: Rana grande chilena

Características: Especie robusta de tamaño grande, la distancia hocico-cloaca sobre 200 mm. incluso las hembras pueden alcanzar 320 mm. Cabeza grande y ancha. Osificaciones dérmicas cefálicas soldadas al cráneo que incluye las órbitas. Tímpano circular evidente. Hocico corto y redondeado. En los machos el primer dedo de la mano con un parche de espinas. Las patas posteriores con los dedos no dilatados redondeados y unidos por una membrana interdigital. La piel del dorso con protuberancias alargadas. El dorso café con abundantes manchas verdes. Vientre amarillo pálido con diminutas manchas irregulares de color amarillo.

Distribución geográfica: desde Huasco Bajo (28°28'11.38"S, 71°09'12.84"O) en la Región de Atacama (Mella y Horta-Pizarro 2019) hasta Puerto Montt (41°28'S, 72°56'O) en la Región de Los Lagos (Lobos *et al.* 2013).

Eupsophus septentrionlis Ibarra-Vidal, Ortiz y Torres-Pérez, 2004

Nombre común: sapo, ranita de Los Queules

Características: Macho, de tamaño pequeño a mediano, la distancia hocico-cloaca mide 46 mm. Hocico relativamente aguzado. Sin glándulas parótidas. Iris amarillo. Membrana timpánica bien definida. Hocico truncado. Con una banda lateral melánica en ambos lados que se extiende desde las narinas pasando por el ojo y terminando ensanchada mitad posterior del cuerpo. Extremidades anteriores delgadas. Los machos presentan un pequeño parche de callosidades en el primer dedo de la mano. Extremidades posteriores con bandas transversales. Los dedos de los pies sin membrana interdigital. El diseño y la coloración del dorso es muy variable que puede ir de un café claro anaranjado a café oscuro. De la misma manera puede presentar manchas o no, presentar un diseño de mariposa o no, con o sin línea vertebral. El vientre blanquecino grisáceo con diminutas manchas irregulares.



Distribución geográfica: en la cordillera de la Costa desde Trehualem (35°45'S, 72°37'O) Región del Maule (Cuevas y Cifuentes 2009) hasta Ralbún (36°04'00,4"S, 72°38'3.7"O) Región del Maule (Este trabajo).

Pleurodema thaul (Schneider, 1799)

Nombre común: sapito de cuatro ojos

Características: De tamaño pequeño, la distancia hocico-cloaca mide de 40 a 60 mm. Con glándulas lumbares ovaladas presentes en la parte posterior del cuerpo que asemejan ojos. Tímpano poco evidente. Cabeza con hocico relativamente alargada. Piel lisa con pequeñas rugosidades. Los machos en el primer dedo de la mano con callosidades nupciales. Extremidades cortas y delgadas, las posteriores sin membrana interdigital. La coloración y el diseño del dorso es muy variable que varía de un café a gris e incluso verde con manchas oscuras e incluso algunos individuos pueden presentar una línea vertebral. Vientre blanquecino.

Distribución geográfica: se distribuye en Chile y Argentina. En Chile desde Carrera Pinto (27°06'40.2"S, 69°53'44,3"O) en la Región de Atacama (Correa 2007) hasta Lago Cochrane (47°12'01"S, 72°27'42") en la Región de Aysén (Correa *et al.* 2008).

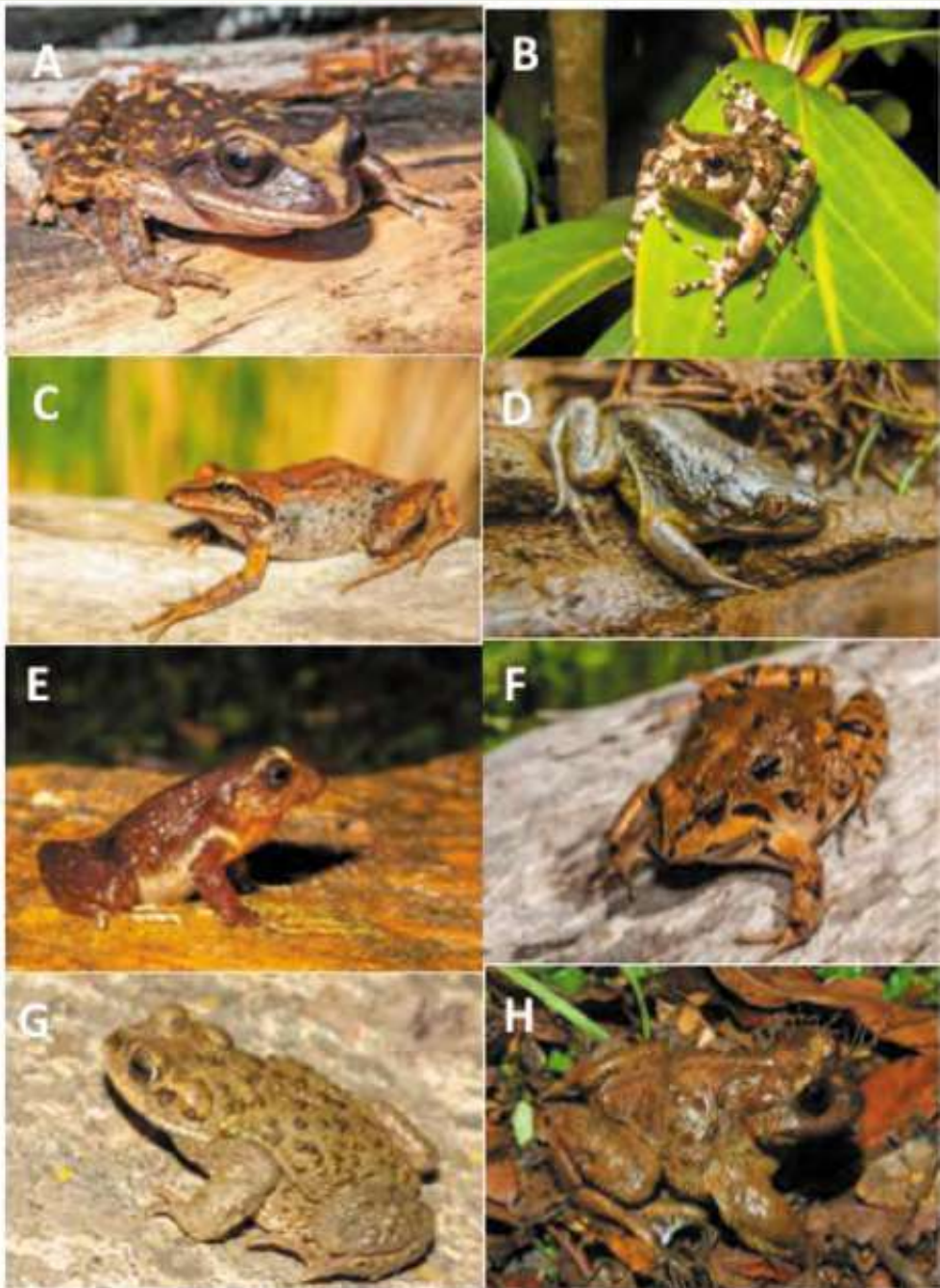
Rhinella arunco (Molina, 1782)

Nombre común: sapo de rulo o sapo de secano

Características: de tamaño mediano a grande, la distancia hocico-cloaca mide 70 a 100 mm. Con glándulas parótidas desarrolladas. Piel glandular y áspera con formaciones cornificadas cónicas. Tímpano visible. Hocico ancho y levemente en punta. Extremidades anteriores gruesas. Los machos presentan el pulgar de la mano con callosidades nupciales. Los dedos de manos y pies son gruesos, cortos y no hay presencia de membrana interdigital entre ellos. El dorso es café con abundantes verrugas negras. El vientre blanquecino con diminutas manchas negras.

Distribución geográfica: desde Huentelauquén (31°28'16.6"S, 71°31'30,1"O), Provincia de Choapa, Región de Coquimbo (Correa *et al.* 2013) hasta Río Ñuble (36°34'24,8"S, 72°12'54,1"O) en la provincia de Diguillín, Región de Ñuble (Correa *et al.* 2013).





Telmatobufo ignotus Cuevas, 2010

Nombre común: rana montana de los Queules

Características: Macho de tamaño mediano, la distancia hocico-cloaca mide 70 mm. Con glándulas parótidas ovoides de tamaño mediano (7.27 mm). Tímpano ausente. Sobre ambos ojos con manchas amarillo pálido y unidas por una mancha interocular anaranjada. Hocico redondeado. Garganta en su parte anterior con una línea de pequeñas espinas. Extremidades anteriores desarrolladas. En los machos el primer dedo de la mano con un parche de espinas. Los dedos de los pies con la punta redondeada y unidos por una amplia membrana interdigital. El dorso es café con abundantes verrugas oscuras. El vientre marrón amarillento con diminutas manchas irregulares oscuras.

Distribución geográfica: desde la Reserva Nacional Los Queules (35°58'46"S, 72°41'15"O) en la provincia de Cauquenes en la Región del Maule (Donoso *et al.* 2010) hasta Quirihue, en la provincia de Itata en la Región de Ñuble (36°15'S, 72°31'O) (Escobar *et al.* 2005^a).

8.1.2 Reptiles

Liolaemus chiliensis (Lesson, 1830)

Nombre común: Lagarto llorón

Características: Tamaño grande y de aspecto robusto. Longitud hocico cloaca 95 mm. Longitud de la cola 210 mm. Extremidades cortas y macizas. Con escamas dorsales, imbricadas, grandes, triangulares, quilladas y que terminan en punta o mucrón conspicuo que le da un aspecto erizado. Escamas timpánicas ausentes. Con 31 a 33 escamas alrededor del medio del cuerpo. La coloración del dorso es generalmente de color verde a café verdoso. Con una ancha banda medio dorsal que puede estar salpicada de pequeñas manchas, la cual en la cola se transforma en una línea. A ambos lados de ella se extienden dos cintas café claras que se extienden hasta la cola. Vientre blanco amarillento con destellos tornasolados. Machos con dos poros precloacales.

Distribución geográfica: desde Tulahuén (31°01'S, 70°44'O) en la provincia del Limarí en la Región de Coquimbo (Mella Ávila 2005) hasta Lanco (39°27'S, 72°47'O) en la Región de Los Ríos (Moreno *et al.* 2002).

Liolaemus cyanogaster (Duméril & Bibron, 1837)

Nombre común: lagarto de vientre azul.

Características: Tamaño mediano, de aspecto grácil, relativamente proporcionado. Longitud hocico cloaca 65 mm. Longitud de la cola 120 mm el doble del tamaño del cuerpo. Pliegue cervical dispuesto en V. Con escamas dorsales lanceoladas, triangulares, quilladas, carenadas e imbricadas. Con 45 a 50 escamas alrededor del medio del cuerpo. La coloración del dorso varía de color verde a café siendo más comunes las primeras en su distribución sur. El dorso con dos bandas supraoculares amarillo grisáceo que se extienden hasta la cola y entre ambas una banda occipital ancha de color café claro a verdoso. Flancos cafés, salpicados de pequeñas manchas verdosas metálicas. Vientre café verdoso. Machos con dos a tres poros precloacales.



Distribución geográfica: desde Los Queules en la Región del Maule (35°00'S, 70°48'O) en la Región del (Mella 2005) hasta Puerto Montt (41°28'S, 72°56'O) en la Región de Los Lagos (Mella Ávila 2017).

Liolaemus lemniscatus Gravenhorts, 1838

Nombre común: Lagartija de cintas, lagartija café.

Características: Tamaño pequeño y esbelta. Longitud hocico cloaca 52 mm. Longitud de la cola 100 mm. Extremidades cortas. Con escamas dorsales, imbricadas, triangulares, quilladas y que terminan en punta o mucrón. Con 43 a 45 escamas alrededor del medio del cuerpo. Desde la parte posterior de los ojos nacen dos cintas de color blanco amarillento que se extienden hasta la base de la cola. Coloración del dorso generalmente café, con una banda dorsal café amarillenta que se extiende desde la región occipital hasta la base de la cola y a ambos lados de esta, hay dos bandas café oscuras dibujadas interiormente por una serie de manchas negruzcas bordeadas atrás de puntos celestes en los machos y blancos en las hembras. Bajo estas bandas entre ambas extremidades, se extiende una cinta blanca amarillenta. Vientre blanquecino y región mandibular con líneas negruzcas relativamente paralelas. Cola con bandas transversales. Machos con dos poros precloacales eventualmente tres.

Distribución geográfica: En Chile y en Argentina. En Chile desde Huentelauquén (31°37'S, 71°11'O), frente a Illapel en la Región de Coquimbo (Mella Ávila 2005) hasta Lago Icalma (38°48'S, 71°16'O), en la Región de la Araucanía (Webb & Greer 1969)

Liolaemus schroederi Müller y Hellmich, 1938

Nombre común: lagartija de Schröder

Características: Tamaño mediano y esbelta. Longitud hocico cloaca 65 mm. Longitud de la cola 150 mm. Extremidades cortas. Con escamas dorsales, imbricadas, triangulares, quilladas y que terminan en punta o mucrón corto. Con 46 a 53 escamas alrededor del medio del cuerpo. Dorso con una banda dorsal café que se extiende desde la región occipital hasta la base de la cola bordeada a ambos lados por bandas supraoculares café claro. Sobre la banda dorsal se extienden dibujos romboidales que cruzan hasta las bandas supraoculares. Sin embargo, cuando estos dibujos romboidales están ausentes se hace difícil su caracterización. Los flancos son recorridos por bandas de igual color que la banda dorsal. Vientre blanquecino grisáceo. Machos con dos poros precloacales.

Distribución geográfica: desde Quebrada Los Piuquenes (Cuncumén) (31°47'S, 70°36'O), en la Región de Coquimbo (Mella Ávila 2017) hasta Contulmo (38°00'S, 73°14'O) en la Región del Biobío (Pincheira-Donoso y Núñez 2005).

Liolaemus tenuis (Duméril y Bibron, 1937)

Nombre común: lagartija esbelta, lagartija de colores.

Características: Tamaño mediano y aspecto proporcionado. Longitud hocico cloaca 58 mm. Longitud de la cola 110 mm. Extremidades delgadas y los dedos largos. Con escamas imbricadas, dorsales, triangulares y levemente quilladas. Con 65 a 74 escamas alrededor del medio cuerpo. Coloración dorsal con marcado dimorfismo sexual. El macho



con abundantes manchitas amarillas y verdes en la mitad anterior y turquesa en la mitad posterior. La zona gular es amarillenta anaranjada rojiza y el vientre blanco grisáceo. La hembra presenta un aspecto más fino y la cabeza de color gris amarillento. El dorso gris con barritas negras transversales que no llegan a la línea media, las cuales están ribeteadas de café claro. Vientre blanquecino grisáceo. Machos con tres poros precloacales.

Distribución geográfica: desde Culimó al interior de Pichidanguí ($32^{\circ}04'S$, $71^{\circ}14'O$) en la Región de Coquimbo (Núñez 1992) hasta el Parque Alerce Andino ($41^{\circ}34'41'S$, $72^{\circ}32'39'O$) Región de Los Lagos (Demangel 2016).

Philodryas chamissonis (Wiegmann, 1835)

Nombre común: culebra de cola larga

Características: Su nombre de culebra de cola larga se refiere a que la cola es aproximadamente un tercio del tamaño total del cuerpo. Su tamaño puede alcanzar hasta los dos metros de longitud. Las escamas ventrales del cuerpo varían entre 180 a 190 y las caudales de 80 a 110. Coloración dorsal varía desde café a amarillento. Con una ancha banda dorsal café bordeada de negro y limitada a ambos lados por una faja amarillenta clara. Este diseño se prolonga hacia la cabeza. Las escamas ventrales presentan un color blanco amarillento. Eventualmente aparecen individuos con tendencias melánicas, con manchas negras tanto en el dorso como en el vientre.

Distribución geográfica: Desde Paposo ($25^{\circ}00'S$, $70^{\circ}28'O$) en la Región de Antofagasta (Mella Ávila 2005) hasta Niebla ($39^{\circ}51'S$, $73^{\circ}24'O$), Región de Los Ríos (Pflaumer 1945).

Tachymenis chilensis chilensis (Schlegel, 1837)

Nombre común: culebra de cola corta.

Características: Su nombre de culebra de cola corta se refiere a que la cola es aproximadamente un sexto del tamaño total del cuerpo. Puede alcanzar un tamaño de 70 cm de longitud. El número de escamas ventrales en el cuerpo varía de 145 a 150 y en la región de la cola con 45 escamas caudales. Su cabeza presenta dos delgadas bandas cefálicas laterales. Una se extiende desde el ángulo ocular posterior inferior a la comisura bucal y la otra sale del borde posterior de la supraocular formando un arco en dirección a la región latero ventral del cuello. El diseño dorsal presenta una banda vertebral muy nítida de color amarillo más o menos intenso sobre toda su longitud, la cual se encuentra bordeada por una banda oscura de ancho de tres escamas a la cual continua otra banda clara que lateralmente está bordeada de una cinta negra delgada. Las escamas ventrales presentan en el borde anterior tres manchas negras triangulares.

Distribución geográfica: Desde Ciénagas del Name ($35^{\circ}44'36,5''S$, $72^{\circ}13'00''O$) en la Región del Maule (Este trabajo) hasta la Isla de Chiloé ($42^{\circ}29'S$, $73^{\circ}46'O$), Región de Los Lagos (Ortiz 1973).





8.2 Situación de los Herpetozoos del Bosque Maulino

El bosque Maulino costero a pesar de la gran destrucción efectuada por la acción antrópica y la fuerte fragmentación que presenta con pequeños bosquetes rodeados de una matriz de pino ha permitido la sobrevivencia de un número importante de especies de la herpetofauna. Es muy probable que esté actuando como una zona de amortiguamiento dentro de la matriz de plantaciones exóticas. Además, en sus cercanías aún se conservan pequeños cursos de agua que las diferentes especies de anfibios logran utilizar durante sus períodos reproductivos. De las ocho especies de anfibios y las siete de reptiles, *Telmatobufo ignotus* y *Eupsophus septentrionalis* son especies propias del bosque maulino y endémicas de la región del Maule. Mientras que *Alsodes vanzolini*, *Batrachyla leptopus*, *Liolaemus cyanogaster* y *Tachymenis chilensis chilensis* aquí tienen su límite de distribución norte (Figuras 3A y 3B).

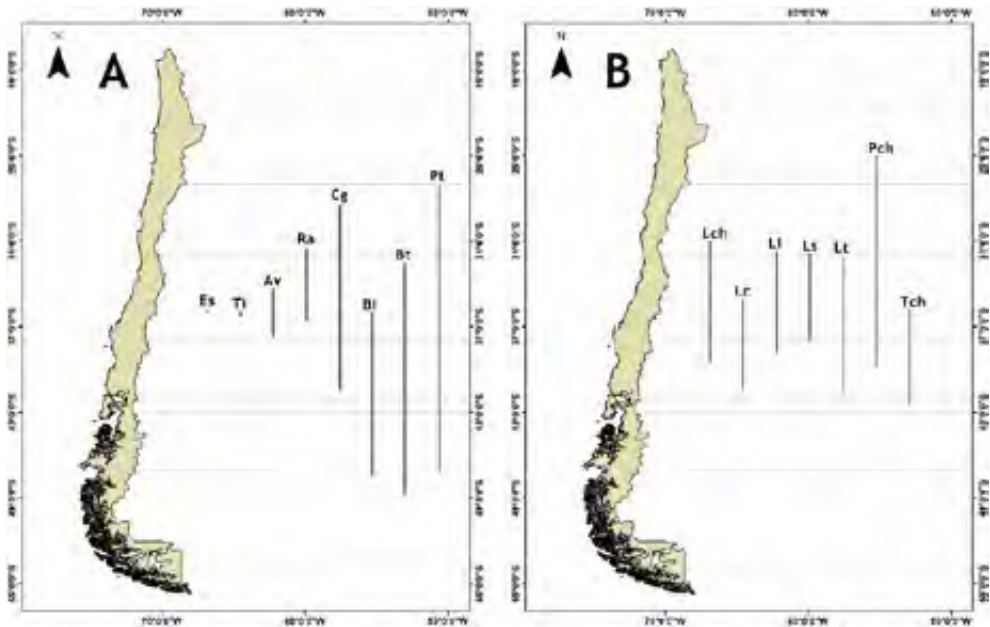


Figura 3. Distribución geográfica de las especies de herpetozoos presentes en el área del bosque maulino. A.- Anfibios. Av: *Alsodes vanzolini*, Bl: *Batrachyla leptopus*, Bt: *Batrachyla taeniata*, Cg: *Calyptocephalella gayi*, Es: *Eupsophus septentrionalis*, Pt: *Pleurodema thaul*, Ra: *Rhinella arunco*, Ti: *Telmatobufo ignotus*. B.- Reptiles. Lch: *Liolaemus chiliensis*, Lc: *Liolaemus lemniscatus*, Ll: *Liolaemus cyanogaster*, Ls: *Liolaemus schroederi*, Lt: *Liolaemus tenuis*, Pc: *Philodryas chamissonis*, Tc: *Tachymenis chilensis chilensis*.

En los últimos años se ha logrado observar herpetozoos en un número reducido de localidades, pero no menos importantes para la sobrevivencia de ellas. Entre estas podemos señalar el sector Tregualemu donde en plantaciones jóvenes y adultas de *Pinus radiata* y en pequeñas quebradas con restos de vegetación nativa se han reportado a lo menos siete especies de anfibios y tres de reptiles (Escobar *et al.* 2005b, Cuevas y Cifuentes 2009, Celis-Diez *et al.* 2011, Puente-Torres y Simonetti 2016, Puente-Torres *et al.* 2017, Mella 2017) y en la Reserva



Nacional Los Queules con seis especies de anfibios y seis de reptiles (Simonetti 2001, Ibarra *et al.* 2004, Veloso *et al.* 2005, Escobar *et al.* 2005a, Escobar *et al.* 2005b, Cuevas y Cifuentes 2009, 2010, Donoso *et al.* 2010, Rubio y Simonetti 2011, Núñez y Gálvez 2015, Correa *et al.* 2017, Mella 2017). La Reserva Nacional Los Ruiles y bosquetes que se encuentran en predios privados y de empresas forestales (Arauco y Mininco), no sólo estarían conservando parte del bosque maulino costero, sino que también parte de la biodiversidad de fauna asociada, incluyendo especies sensibles y particulares, como es el caso de *Eupsophus septentrionalis* que ha sido prácticamente encontrada como especie dominante y endémica de esta formación. Garrido Vásquez (2019) recientemente indica que en los predios La Montaña, El Roble, El Porvenir y principalmente en El Desprezio de la comuna de Empedrado en la región del Maule, la presencia de los anfibios *Batrachyla taeniata*, *Eupsophus septentrionalis*, *Pleurodema thaul* y *Rhinella arunco* y de los reptiles *Liolaemus lemniscatus*, *Liolaemus schroederi*, *Liolaemus tenuis*, *Philodryas chamissonis* y *Tachymenis chilensis*. Además, señala que estos predios con remanentes de ruiles y hualo están funcionando como áreas de refugio de estas especies, inmersas en una matriz productiva.

Sin embargo, en relación con la fauna herpetológica asociada o que puede ser encontrada en formaciones con presencia de ruil, podemos señalar que en los últimos años hay varios trabajos que se refieren a anfibios que además aparecen relacionados a formaciones con queules (Ibarra-Vidal *et al.* 2004, Veloso *et al.* 2005, Cuevas y Cifuentes 2010, Donoso *et al.* 2010, Puente-Torres y Simonetti 2016, Puente-Torres *et al.* 2017 y Mella Ávila *et al.* 2018). Lo que llama la atención es que las plantaciones de pino también han sido utilizadas por la mayor parte de las especies de herpetozoos que se han encontrado en la zona (Tabla I). Esto vendría a corroborar lo planteado por Simonetti *et al.* (2012), que la presencia de estos bosquetes de vegetación natural aumenta la probabilidad de que las plantaciones de pinos estén habitadas por fauna nativa.

Tabla 1. Localidades donde se han observado especies de anfibios y reptiles relacionadas con el bosque.

Localidad/coordenadas	Especie	Formación vegetacional	Referencia
Porvenir y Bellavista			
34°48'S, 71°58'O	<i>P. thaul</i>	Áreas intervenidas	Garrido-Vásquez 2019
34°48'S, 71°58'O	<i>L. lemniscatus</i>	Periferia de plantaciones	Garrido-Vásquez 2019
34°48'S, 71°58'O	<i>L. schroederi</i>	Borde de bosques y plantaciones	Garrido-Vásquez 2019
34°48'S, 71°58'O	<i>L. tenuis</i>	Ecotono del bosque de ruil	Garrido-Vásquez 2019
34°48'S, 71°58'O	<i>P. chamissonis</i>	Áreas abiertas cerca a plantaciones	Garrido-Vásquez 2019
34°48'S, 71°58'O	<i>T. chilensis</i>	Borde de bosque de ruil	Garrido-Vásquez 2019
El Desprezio y La Montaña			
34°49'S, 71°51'O	<i>B. taeniata</i>	Bosque de ruil	Garrido-Vásquez 2019
34°49'S, 71°51'O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de ruil	Garrido-Vásquez 2019
34°49'S, 71°51'O	<i>P. thaul</i>	Bosque de ruil	Garrido-Vásquez 2019



Localidad/coordenadas	Especie	Formación vegetal	Referencia
34°49'S, 71°51'O	<i>R. arunco</i>	Bosque de ruil	Garrido-Vásquez 2019
34°49'S, 71°51'O	<i>R. arunco</i>	Bosque de ruil	Garrido-Vásquez 2019
34°49'S, 71°51'O	<i>L. lemniscatus</i>	Periferia de plantaciones de pino	Garrido-Vásquez 2019
34°49'S, 71°51'O	<i>L. tenuis</i>	Ecotono del bosque de ruil	Garrido-Vásquez 2019
34°49'S, 71°51'O	<i>L. schroederi</i>	Borde de bosques y plantaciones	Garrido-Vásquez 2019
34°49'S, 71°51'O	<i>P. chamissonis</i>	Áreas abiertas cerca a plantaciones	Garrido-Vásquez 2019
34°49'S, 71°51'O	<i>T. chilensis</i>	Borde de bosque de ruil	Garrido-Vásquez 2019
Tilicura			
34°51' S y 72°00' O	<i>B. taeniata</i>	Humedal	J. Mella com. Pers.
34°51' S y 72°00' O	<i>C. gayi</i>	Humedal	J. Mella com. Pers.
Carrizal			
35°15'S 72°14'O	<i>L. lemniscatus</i>	Matorral y plantaciones	Mella 2017
35°15'S 72°14'O	<i>L. schroederi</i>	Troncos cerca de matorrales	Mella 2017
35°15'S 72°14'O	<i>L. tenuis</i>	Matorral y sobre troncos	Mella 2017
Ruiles y Pitaos de Quivolgo			
35°24'7,9"S, 72°13'46,2"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Ruil	En este trabajo
35°23'35,8"S, 72°12'46,4"O	<i>L. lemniscatus</i>	Bosque de Ruil	En este trabajo
35°23'35,8"S, 72°12'46,4"O	<i>L. tenuis</i>	Bosque de Ruil	En este trabajo
Las Cañas			
35°28'S, 72°28'O	<i>L. schroederi</i>	Troclos cercanos a matorrales	Mella 2017
35°28'S, 72°28'O	<i>L. tenuis</i>	Troncos y ecotono de plantaciones	Mella 2017
Empedrado			
35°35'S, 72°17'O	<i>L. lemniscatus</i>	Matorral y plantaciones	Mella 2017
35°35'S, 72°17'O	<i>L. schroederi</i>	Troclos cercanos a matorrales	Mella 2017
35°35'S, 72°17'O	<i>L. tenuis</i>	Troncos y ecotono de plantaciones	Mella, 2017
Sierra Negra			
35°35'35,6"S, 72°18'50,6"O	<i>P.thaul</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
El Fin 6			
35°37'49,4"S, 72°21'06,8"O	<i>A. vanzolinii</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
Ciénagas del Name			
35°44'35,5"S, 72°13'00"O	<i>C. gayi</i>	Humedal en plantación de pino	Este trabajo



Localidad/coordenadas	Especie	Formación vegetal	Referencia
35°45'14,7"S, 72°13'06"O	<i>C. gayi</i>	Humedal en plantación de pino	Este trabajo
35°44'28,4"S, 72°13'10,6"O	<i>P. thaul</i>	Humedal en plantación de pino	Este trabajo
35°44'36,5"S, 72°13'00"O	<i>T. c. chilensis</i>	Borde de Plantación de pino	Este trabajo
Reserva Nacional Los Ruiles			
35°49'S, 72°30'O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Ruil	Ibarra <i>et al.</i> 2004
35°49'47,2"S, 72°30'27"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Ruil	Mella <i>et al.</i> 2018
35°49'58,9"S, 72°30'35,5"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Ruil	Mella <i>et al.</i> 2018
35°50'0,9"S, 72°30'31,9"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Ruil	Mella <i>et al.</i> 2018
35°50'4,8"S, 72°30'22,8"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Ruil	Mella <i>et al.</i> 2018
Sin información	<i>L. schroederi</i>	En claros de bosque sobre troncos	Mella <i>et al.</i> 2018
Sin información	<i>L. tenuis</i>	En troncos ecotonales del bosque	Mella <i>et al.</i> 2018
Tregualemu			
Sin información	<i>A. vanzolinii</i>	Plantaciones de pino	Celis-Diez <i>et al.</i> 2011
35°45'S, 72°37'O	<i>E. septentrionalis</i>	Plantaciones de pino	Cuevas & Cifuentes 2009
35°45'S, 72°37'O	<i>B. leptopus</i>	Plantaciones de pino	Cuevas & Cifuentes 2009
35°45'S, 72°37'O	<i>P. thaul</i>	Plantaciones de pino	Cuevas & Cifuentes 2009
35°58'S, 72°44'O	<i>T. ignotus</i>	Plantación de pino maduro	Puente-Torres & Simonetti 2016
35°58'S, 72°44'O	<i>T. ignotus</i>	Plantación de pino maduro	Puente-Torres <i>et al.</i> 2017
35°58'S, 72°44'O	<i>T. ignotus</i>	Plantación de maduro	Puente & Simonetti 2016
35°58'S, 72°44'O	<i>B. taeniata</i>	Plantación de maduro	Puente & Simonetti 2016
35°58.209'S, 072°42.387'O	<i>A. vanzolini</i>	Plantación de pino joven	Puente-Torres <i>et al.</i> 2017
35°58.417'S, 72°43.132'O	<i>A. vanzolini</i>	Plantación de pino adulto	Puente-Torres <i>et al.</i> 2017
35°58.891'S, 072°42.480'O	<i>A. vanzolini</i>	Plantaciones de pino	Puente-Torres <i>et al.</i> 2017
35°59.690'S, 072°41.002'O	<i>A. vanzolini</i>	Plantación de pino joven	Puente-Torres <i>et al.</i> 2017
35°59.986'S, 72°41.184'O	<i>A. vanzolini</i>	Plantación de pino joven	Puente-Torres <i>et al.</i> 2017
35°59.986'S, 72°41.184'O	<i>P. thaul</i>	Plantación de pino joven	Puente-Torres <i>et al.</i> 2017
35°59'S, 72°41'O	<i>C. gayi</i>	Canal en plantación de pino	Escobar <i>et al.</i> 2005b
35°59'S, 72°41'O	<i>E. septentrionalis</i>	Plantación de pino	Escobar <i>et al.</i> 2005b
35°59'S, 72°42'O	<i>E. septentrionalis</i>	Remanente de Ruil	Este trabajo
35°57'S, 72°44'O	<i>L. lemniscatus</i>	Matorral y plantaciones	Mella 2017



Localidad/coordenadas	Especie	Formación vegetacional	Referencia
35°57'S, 72°44'O	<i>L. schroederi</i>	Troncos caídos cerca de matorrales	Mella 2017
35°57'S, 72°44'O	<i>L. tenuis</i>	Troncos y ecotono de plantaciones	Mella 2017
Reserva Nacional Los Queules			
35°49'S, 72°30'O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Queule	Ibarra <i>et al.</i> 2004
35°58'30"S, 72°19'59"O	<i>R. arunco</i>	Sin especificación	Núñez & Gálvez 2015
35°58'52"S, 72°42'42"O	<i>T. c. chilensis</i>	Cerca de la Reserva	Simonetti, 2001
35°58'46"S, 72°41'15"O	<i>T. ignotus</i>	Bosque de Queule	Donoso <i>et al.</i> 2010
35°59'S, 72°41'O	<i>A. vanzolinii</i>	Bosque de Queule	Cuevas y Cifuentes, 2009
35°59'S, 72°41'O	<i>B. leptopus</i>	Bosque de Queule	Cuevas y Cifuentes 2009
35°59'S, 72°41'O	<i>T. ignotus</i>	Bosque de Queule	Cuevas y Cifuentes 2009
35°59'S, 72°41'O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Queule	Cuevas y Cifuentes 2009
35°59'S, 72°41'O	<i>P. thaul</i>	Bosque de Queule	Cuevas y Cifuentes 2009
35°59'19"S, 72°41'25"O	<i>B. leptopus</i>	Bosque de Queule	Cuevas y Cifuentes 2010
35°59'S, 72°41"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Queule	Veloso <i>et al.</i> 2005
35°59'S, 72°42'O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Queule	Ibarra <i>et al.</i> 2004
35°59'S, 72°42'O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de Queule	Escobar <i>et al.</i> 2005
35°59' S, 72°41'O	<i>L. lemniscatus</i>	Matorrales	Mella 2017
35°59' S, 72°41'O	<i>L. schroederi</i>	Periferia en matorrales y troncos	Mella 2017
35°59'19" S, 72°41'15"O	<i>T. c. chilensis</i>		Simonetti, 2001
Copielemu 5			
36°00'05,2"S, 72°40'28,7"S	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°00'03,5"S, 72°40'20,1"O	<i>A. vanzolinii</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°00'3,6"O, 72°40'25,6"O	<i>A. vanzolinii</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°00'03,6"S, 72°42'22,3"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°00'0,35"S, 72°40'20,1"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°00'0,35S, 72°40'20,1"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
Guanaquitos			
36°02'56,9"S, 72°37'06,7"O	<i>A. vanzolinii</i>	Periferia del Bosque de ruil	Este trabajo
36°02'56,9"S, 72°37'06,7"O	<i>P. thaul</i>	Periferia del bosque de ruil	Este trabajo
Ralbún			
36°03'43,2"S, 72°37'32,8"O	<i>A. vanzolinii</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°03'55,8"S, 72°38'36,6"O	<i>A. vanzolinii</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°03'55,8"S, 72°38'36,6"O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de ruil	Este trabajo



Localidad/coordenadas	Especie	Formación vegetal	Referencia
36°03'43,3''O, 72°37'32,8''O	<i>T. ignotus</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°04'00,4''S, 72°38'375''O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°04'00,4''S, 72°38'36,6''O	<i>A. vanzolinii</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
36°04'00,4''S, 72°38'37.3''O	<i>E. septentrionalis</i>	Bosque de ruil	Este trabajo
Quirihue			
36°15'S; 72°31'O	<i>T. ignotus</i>	Plantación de pino	Escobar <i>et al.</i> 2005a
36°15'S; 72°31'O	<i>T. ignotus</i>	Plantación de pino	Escobar <i>et al.</i> 2005b
Sector Guanaco			
36°15'33''S, 72°39'28''O	<i>E. septentrionalis</i>	Sin especificación	Núñez & Gálvez 2015

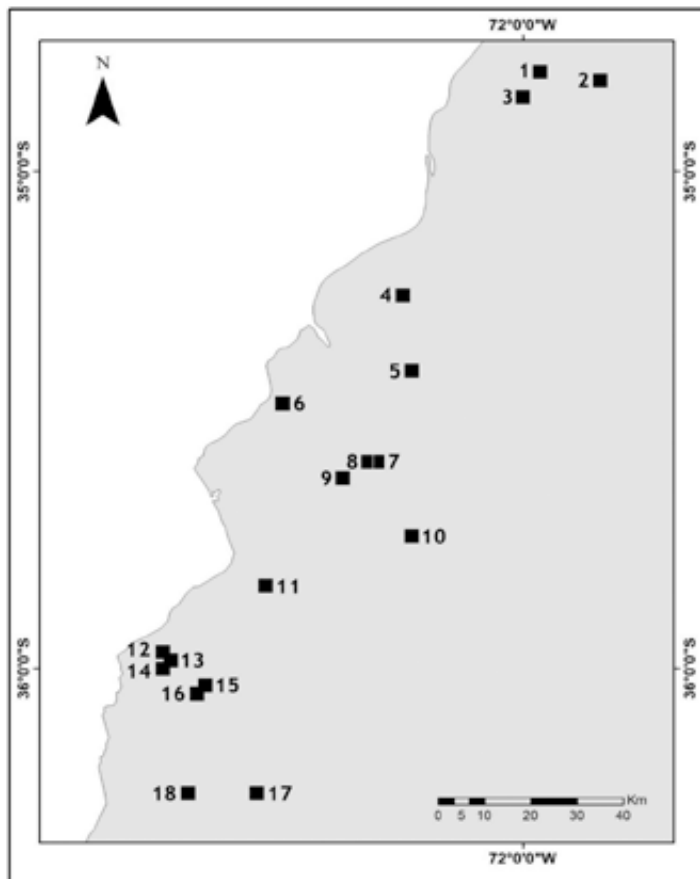


Figura 4. Localidades donde se han observado herpetozoos en el área del bosque maulino. 1. Porvenir y Bellavista, 2. El Despreco y La Montaña, 3. Tilicura, 4. Carrizal, 5. Los Ruiles y Pitaos de Quilvolgo, 6. Las Cañas, 7. Empedrado, 8. Sierra Negra, 9. El Fin, 10. Ciénagas del Name, 11. Reserva Nacional Los Ruiles, 12. Tregualemu, 13. Reserva Nacional Los Queules, 14. Copiulemu, 15. Gunaquitos, 16. Ralbún, 17. Quirihue, 18. Sector Guanaco.

Además, los microhábitats de zonas inundadas o saturadas de agua que se encuentran al interior de las zonas boscosas o en la periferia de las plantaciones y en quebradas, han permitido aún la sobrevivencia de *B. leptopus* y *B. taeniata* e incluso de *C. gayi*. La presencia de *A. vanzolinii* y *T. ignotus* caminando sin problemas al interior de las plantaciones, podría significar que aún en estas condiciones modificadas son aún soportables para estas especies (Puente-Torres y Simonetti 2016, 2017, Escobar *et al.* 2005ab).

En el caso de los reptiles, estos ocupan fundamentalmente los claros que se encuentran al interior de los bosques, así como en la periferia de estos y de las plantaciones de pino. *L. tenuis* es la especie más común ya que se le encuentra de preferencia en sectores ecotonales del bosque y de las plantaciones, donde utiliza los troncos caídos y montículos de roca como percha y que defiende territorialmente. El hecho de no ser observado en el interior de los fragmentos de bosque continuo, así como en el interior de las plantaciones de pinos, se debería a que en aquellos sitios no encontraría lugares para recibir la insolación necesaria para alcanzar sus requerimientos térmicos. *L. lemniscatus* es otra especie común porque es bastante generalista, ya que se le encuentra en las plantaciones jóvenes de pino y en sectores intervenidos periféricos y a orillas de camino. A *L. cyanogaster* se le ubica entre troncos caídos cercanos a matorrales, donde también se puede observar a *L. schroederi*, con la cual suele ser confundida cuando esta pierde su diseño romboidal sobre el dorso. Esta última especie también ha sido encontrada en senderos y en parches rocosos al interior de claros del bosque de ruil. *L. chiliensis*, *P. chamissonis* y *T. c. chilensis* son especies muy esporádicas en todos estos ambientes.

En relación con la abundancia relativa de las especies de anfibios, Cuevas y Cifuentes (2009) en un muestreo realizado en la Reserva Nacional Los Queules, encontraron un 38,4% de *T. ignotus*, un 32,0% de *A. vanzolinii*, un 15,3% de *E. septentrionalis*, un 12,0% de *P. thaul* (12,0%) y un 1,2% de *B. leptopus*. Sin embargo, Puente-Torres y Simonetti (2016) en un muestreo realizado en la misma Reserva en bosque nativo, pero además en plantaciones de pino maduro y joven encontraron casi las mismas especies, pero *E. septentrionalis* (92,6%) dominaba ampliamente sobre *B. taeniata* (3,6%), *A. vanzolinii* (1,2%), *T. ignotus* (1,2%) y *P. thaul* (1,2%). Esta diferencia puede deberse quizás a diferencias en la metodología de búsqueda que tuvieron ambos estudios. Por otro lado, sería interesante corroborar la determinación de ambas especies de *Batrachyla*. Estudios realizados por Rubio y Simonetti (2011) en plantaciones de pinos y en la Reserva Nacional Los Queules sobre la abundancia relativa de cinco especies de *Liolaemus*, muestran que *L. tenuis* (63,6%) es la más abundante seguidos por *L. lemniscatus* (19,3%), *L. schroederi* (11,4%), *L. cyanogaster* (2,9%) y *L. chiliensis* (2,9%). Mientras que Mella Avila *et al.* (2018) en un transecto realizado en un sendero al interior de la Reserva Nacional Los Riles observó que el 63,2% de los ejemplares correspondían a *L. tenuis* y el 36,8% a *L. schroederi*. El hecho que *L. lemniscatus* no ha sido hallada en el bosque corrobora que esta especie prefiere ambientes abiertos y más cálidos que el bosque.

8.3 Estados de Conservación

En relación con el área que ocupa el bosque maulino, de las 15 especies registradas solo entre los anfibios encontramos cinco especies con problemas de conservación de acuerdo al Listado de Especies según Estado de Conservación del Reglamento de Cla-



sificación de Especies Silvestres del Ministerio del Medio Ambiente (2021), de las cuales tres están en la categoría de En Peligro (EN) y dos en Vulnerable (VU). Mientras que de las especies de reptiles solo una se encuentra en la categoría de Vulnerable. (Tabla 2).

Tabla 2. Categoría de Conservación y Criterio de Clasificación de las Especies según el Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres del Ministerio del Medio Ambiente (2021). EN = En Peligro, VU = Vulnerable, NT = Casi Amenazada, LC = Preocupación Menor. DS = Decreto Supremo.

Anfibios	Categoría	Reptiles	Categoría
<i>Alsodes vanzolinii</i>	EN DS 50/2008	<i>Liolaemus chiliensis</i>	LC DS 23/2012
<i>Calytocephalella gayi</i>	VU DS 50/2008	<i>Liolaemus cyanogaster</i>	LC DS 23/2019
<i>Batrachyla leptopus</i>	LC DS 42/2011	<i>Liolaemus lemniscatus</i>	LC DS 19/2012
<i>Batrachyla taeniata</i>	NT DS 42/2011	<i>Liolaemus schroederi</i>	VU DS 16/2016
<i>Eupsophus septentrionalis</i>	EN DS 42/2011	<i>Liolaemus tenuis</i>	LC DS 19/2012
<i>Pleurodema thaul</i>	NT DS 41/2011	<i>Philodryas chamissonis</i>	LC DS 16/2016
<i>Rhinella arunco</i>	VU DS 41/2011	<i>Tachymenis ch. chilensis</i>	LC DS 16/2016
<i>Telmatobius ignotus</i>	EN DS 38/2015		

Para las tres especies que se encuentran en la categoría En Peligro (EN B1ab(iii)+2a-b(iii)) (*A. vanzolinii*, *E. septentrionalis* y *T. ignotus*) los criterios que se consideran es que ellas están distribuidas en una extensión de presencia menor de 5.000 km² y un área de ocupación menor de 500 km² las cuales se encuentran severamente fragmentadas y con una continua disminución que afecta la calidad de su hábitat. *C. gayi* y *R. arunco* están categorizadas fundamentalmente como Vulnerables (VU A2ad y A2ce, respectivamente), porque se ha observado que sus poblaciones han decrecido en un porcentaje mayor al 30% en los últimos 10 años, debido a que se ha reducido su área de ocupación y extensión de presencia. Esto se manifiesta en la disminución de espejos de aguas lenticas que sufren modificaciones o eliminadas para usos agrícolas o urbanos afectando los lugares de reproducción de *C. gayi*. Las poblaciones de *R. arunco* se ven afectadas por el deterioro de su hábitat debido al desarrollo de las tierras agrícolas y la contaminación por pesticidas. *L. schroederi* también está categorizada como Vulnerable (VU B1ab(iii)+2ab(iii)) porque posee una un área de extensión menor a 20.000 km² y un área de ocupación menor a 2,000 km². Esta disminución de la calidad del hábitat se ha producido por perturbación y transformación de ellas. El resto de las otras especies se encuentran en las categorías Casi Amenazada (NT) o Preocupación Menor (LC) (Tabla 2).

8.4 Amenazas

Como se ha señalado, el bosque de Ruil (*Nothofagus alessandrii*) así como en general la formación del bosque caducifolio maulino ha sufrido una fuerte acción antrópica con el cambio del uso del suelo. Los primeros reemplazos realizados a finales del siglo XIX mediante el uso del fuego para el desarrollo de la agricultura fue uno de los más importantes ya que por la naturaleza



de los cultivos agrícolas la rotación de ellos era habitualmente anual. Estas modificaciones que sufría la biodiversidad presente en ellos eran constantes con pocas posibilidades de recuperación. A esto hay que agregar que en el último cuarto del siglo XX se continuó con el reemplazo, pero con plantaciones silvícolas que han reducido aún más sus poblaciones con el impacto que con llevan sobre las especies de reptiles y anfibios, pero en especial sobre estas últimas por su dependencia al agua. Sin embargo, las plantaciones silvícolas comparadas con las agrícolas modifican temporalmente en menor grado los hábitats que se manifiestan al interior de ellas.

Los incendios que se produjeron en el pasado con el fin de liberar tierras para la agricultura han sido reemplazos por incendios accidentales y/o intencionales que se producen en época estival, pero sin fines definidos. Estos no solamente afectan a la vegetación nativa del bosque caducifolio maulino, sino que también a la matriz silvícola que como hemos visto también alberga poblaciones de especies de anfibios y reptiles. Los incendios ocurridos en enero-febrero del 2017 afectaron tanto a áreas con bosque nativo como plantaciones, especialmente de *P. radiata*. Una de las áreas afectadas fue el Bosque Maulino Ruiles y Pitaos de Quivolgo, un Área de Alto Valor de Conservación de Forestal Arauco que está ubicada a 16 Km al noreste de Constitución, Región del Maule (Figura 6). En ella se había realizado un monitoreo de anfibios en una situación de preincendios (enero-diciembre 2016), donde se habían observado la presencia de a lo menos cinco especies (*A. vanzolinii*, *E. septentrionalis*, *P. thaul*, *R. arunco* y *T. ignotus*). Luego del Incendio (enero-diciembre 2017), la abundancia de estas especies de anfibios disminuyó un 70%, siendo menor esta pérdida en bocatomas y superficies con daño menor (datos no publicados). Los incendios forestales en Chile presentan una tendencia a aumentar tanto en su número como en superficie afectada. Es por ello, que resulta de gran importancia desarrollar investigaciones dirigidas a abordar la recuperación de los ecosistemas quemados, evaluando la sucesión ecológica desde diferentes perspectivas.



Figura 5. Efecto del incendio en Los Ruiles y Pitaos de Quivolgo (AAVC). A: Preincendio (octubre 2016); B: Post incendio (marzo 2017).



Agradecimientos

Al Dr. José San Martín por invitarnos a participar en este capítulo. A Jorge Mella y César Cuevas por el aporte a algunas consultas. Las fotografías de anfibios y reptiles fueron aportadas en forma desinteresada por Juan Pablo Donoso, la de *T. ignotus* por Felipe Rabanal y las de pre y postincendio a Arturo Otegui. Los autores quisieran agradecer a Camila Castro, Felipe Rabanal y Andrés Charrier por su colaboración en los monitoreos. A Ingrid Cisterna por la elaboración de los mapas y Francisco Garate por su gestión geomática. A Carolina Rojas por su apoyo en terreno.

8.5 Bibliografía

Celis-Diez JL, S Ippi, A Charrier, C Garín. 2011. Fauna de los bosques templados de Chile. Guía de campo de los vertebrados terrestres. Ed. Corporación Chilena de la Madera, Concepción, Chile. 261 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal CL). 2014. Plan de Manejo Reserva Nacional Los Riles. 70 p. + Anexos.

Cunazza PC, V Mourgues S, A Vila S, A Yáñez M, J Torres D. 1995. Plan de Manejo Reserva Nacional Los Riles. Documento de Trabajo N° 211. Conaf, Ministerio de Agricultura. Chile.

Correa C, G Lobos, L Pastenes, MA Méndez. 2008. Invasive *Pleurodema thaul* from Robinson Crusoe Island: molecular identification of its geographic origin and comments on the phylogeographic structure of this species in mainland Chile. *Herpetological Journal* 18:77-82.

Correa C, J Cisternas, N Velásquez, G. Lobos. 2014. Distribution extensión, new records and historical occurrence of *Batrachyla taeniata* (Girard, 1854) /Anura: Batrachylidae) in Chile. *Herpetology Notes* 7:703-706.

Correa C, MA Méndez, S Araya, G Lobos, RE Palma. 2013. A hybrid zone of two toad sister species, *Rhinella atacamensis* and *R. arunco* (Anura: Bufonidae), defined by a consistent altitudinal segregation in watersheds. *Revista Chilena de Historia Natural* 86:115-125.

Correa C, M Sallaberry, BA González, ER Soto, MA Méndez. 2007. Amphibia, Anura, Leiuperidae, *Pleurodema thaul*: Latitudinal and altitudinal distribution extension in Chile. *Check List* 3(3):267-270.

Correa C, D Vásquez, C Castro-Carrasco, A Zúñiga-Reinoso, JC Ortiz, RE Palma. 2017. Species delimitation in frogs from South American temperate forests: the case of *Eupsophus*, a taxonomically complex genus with high phenotypic variation. *PLoS ONE* 12(8): e0181026.

Cuevas CC. 2010. A new species of *Telmatobufo* (Schmidt 1852) (Anura, Calyptocephalellidae) from a remnant of the Mauline Forest, central Chile. *Gayana* 74(2):102-112.

Cuevas CC. 2013. Análisis taxonómico de *Alsodes nodosus* (Duméril & Bibron, 1841) (Amphibia: Neobatrachia): Antecedentes morfológicos y moleculares. Tesis Doctor en Ciencias. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. 141 pp.

Cuevas CC, SL Cifuentes. 2009. Frogs and life strategies: an approach to evaluate forest ecosystems health in southern Chile. In Oyarzun CE, N. Hoerst eds. Ecological advances in temperate rain forest. Belgian: Academic Press. p.17-30.

Cuevas CC, SL Cifuentes. 2010. Amphibia, Anura, Ceratophryidae, *Batrachyla leptotus* Bell, 1843: new records updating and geographic distribution map, Chile. *Check List* 6(4):633-636.

Demangel D. 2016. Reptiles en Chile. Fauna Nativa Ediciones. 619 p.



Donoso C. 1983. Árboles nativos de Chile: guía de reconocimiento. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. 116 p.

Donoso C, A Lara. 1995. Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. In Armesto J, C Villagrán, MK Arroyo eds. Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. P.367-387.

Donoso DS, C Correa, P Henríquez, NF Lagos, MA Méndez. 2010. Amphibia, Anura, Calypso tocephalellida, *Telmatobufo bullocki* Schmidt, 1952: Distribution extension, habitat use and geographic distribution map. *Check List* 6(2):298-300.

Escobar MAH, CF Estades, M Falcy, MA Vukasovic. 2005a. Geographical Distribution: *Telmatobufo bullocki* (Bullock's Frog). *Herpetological Review* 36(1):77.

Escobar MAH, MA Vukasovic, SV Uribe, AM Venegas G Ugalde. 2005b. Registro de tres especies de anuros en plantaciones forestales de *Pinus radiata* D. Don. en Chile central. *Noticiario Mensual del Museo Nacional de Historia Natural* (Chile):8-10.

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

Flores E. 2019. Ampliación del rango de distribución y nuevos antecedentes del hábitat de dos especies de ranas del género *Alsodes* Bell, 1943 (Amphibia, Anura, Alsodidae) en la Cordillera de Nahuelbuta, sur de Chile. *Biodiversity and Natural History* 4(1):1-7.

Gajardo R. 1983. Sistema Básico de Clasificación de la Vegetación nativa de Chile. Universidad de Chile - Corporación Nacional Forestal (CONAF) Santiago, Chile. 315 p.

Garrido Vásquez P. 2019. Diversidad faunística en los bosques de ruil. In: Ormazabal Y, P Garrido, C Mena. eds. Ruil (*Nothofagus alessandrii*). Biodiversidad de sus bosques. Editorial Universidad de Talca. Talca, Chile. p. 97-142.

Ibarra-Vida H, JC Ortiz, F Torres-Pérez. 2004. *Eupsophus septentrionalis* n. sp., nueva especie de Leptodactylidae (Amphibia) de Chile Central. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción, Chile*. 75:91-102.

Lobos G, M Vidal, C Correa, A Labra, H Díaz-Páez, A Charrier, F Rabanal, E Díaz, C Tala. 2013. Anfibios de Chile, un desafío para la conservación. Ministerio del Medio Ambiente, Fundación Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile y Red Chilena de Herpetología. Santiago, Chile. 102 p.

Luebert, F, P Plischoff. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile: Segunda Edición. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 381 p.

Mella Ávila JE. 2005. Guía de Campo Reptiles de Chile: Zona Central. APG Peñaloza, F Novoa, M. Contreras. eds. Ediciones del Centro de Ecología Aplicada Ltda. 147 p. + XII.

Mella Ávila JE. 2017. Guía de Campo Reptiles de Chile: Tomo 1 Zona Central. Alejandro P. Peñaloza G Editor. Santiago, Chile. 308 p.



Mella Ávila JE, I. Horta-Pizarro. 2019. Ampliación de la distribución geográfica de la rana grande chilena *Calyptocephalella gayi* (Duméril & Bibron 1841) (Anura, Calyptocephalellidae): registros en la Región de Atacama, Chile *Boletín Chileno de Herpetología* 6:15-18

Mella Ávila J, F Reyes Cortés, J Mella-Romero. 2018. Presencia de *Eupsophus roseus* (Duméril & Bibron, 1841) al interior de la Reserva Nacional Los Ruiles, Región del Maule. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile*, 67(2):181-187.

Ministerio de Agricultura. 1982. Crease la Reserva Nacional Los Ruiles. Decreto Supremo N°94 13 de julio de 1982. Diario Oficial N° 31.352 del 20 de agosto de 1982.

Ministerio de Agricultura 1995 Decreto Supremo 13. Diario Oficial N° 35.134 del 3 de abril de 1995

Ministerio de Bienes Nacionales. 2017. Ampliase la Reserva Nacional Los Ruiles, ubicada en las comunas de Chanco y Empedrado, Provincias de Pelluhue y Talca, Región del Maule. Decreto Supremo N°102 del 29 de septiembre de 2017. Diario Oficial N° 42.146 del 31 de agosto de 2018

Ministerio del Medio Ambiente 2021 Listado de Especies según Estado de Conservación del Reglamento de Clasificación de Especies del Ministerio del Medio Ambiente. Actualizado enero 2021.

Ministerio Secretaría General de la Presidencia 2007 Decreto Supremo DS 151 Diario Oficial N° 3872 del 24 de marzo de 2007.

Moreno R, M. Vidal & JC Ortiz 2002 Geographic distribution. *Liolaemus chiliensis* (NCN). *Herpetological Review* 33(3):226.

Núñez H. 1992. Geographical data of Chilean lizards and snakes in the Museo Nacional de Historia Natural, Santiago, Chile. *Smithsonian Herpetological Information Service* 91:1-29.

Núñez H. & Gálvez 2005. Catálogo de la Colección Herpetológica del Museo Nacional de Historia Natural y Nomenclátor basado en la Colección. *Publicación Ocasional del Museo Nacional de Historia Natural, Chile* 64:1-203.

Olivares P, J San Martín, R Bustamante. 2005. Ruil (*Nothofagus alessandrii*): Estado del conocimiento y desafíos para su Conservación. Talca, Chile. *Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA)*. 48 p

Ormazabal Y, P Garrido Vásquez, C Mena Frau. 2019. Ruil (*Nothofagus alessandrii*) Biodiversidad de sus bosques. Editorial Universidad de Talca. Talca, Chile.

Ortiz JC. 1973. Étude sur la taxinomie de *Tachymenis peruviana* Wiegmann et *Tachymenis chilensis* (Schlegel). *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris*. 3e. sér. n°146, *Zoologie* 110:1021-1039.

Pflaumer K. 1945. Un segundo hallazgo de una culebra con dos cabezas en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 48:97-102.



Pincheira-Donoso D, H Núñez. 2005. Las especies chilenas del género *Liolaemus* Wiegmann, 1834 (Iguana: Tropicoduridae: Liolaeminae) Taxonomía, Sistemática y Evolución. *Publicación Ocasional del Museo Nacional de Historia Natural, Chile*. 59:7-486.

Puente-Torres S, JA Simonetti. 2016. *Batrachyla taeniata* (Girard, 1855): filling the distribution gap and describing a new type of habitat for this species in central Chile. *Check List* 12 (4):1-3.

Puente-Torres S, M Barceló, JA Simonetti. 2017. *Alsodes vanzolinii* (Donoso-Barros, 1974): a new locality in a disturbed habitat for a Critically Endangered species. *Check List* 13 (6): 813-816. <https://doi.org/10.15560/13.6.813>.

Puente-Torres S, JA Simonetti. 2016. *Batrachyla taeniata* (Girard, 1855): filling the distribution gap and describing a new type of habitat for this species in central Chile. *Check List* 12 (4):1-3.

Rubio AV, JA Simonetti. 2011. Lizard assemblages in a fragmented landscape of central Chile. *European Journal of Wildl Research*. 57:195-199.

Salaberry M, J Valencia, N Díaz 1981 Distribución y ambientes de *Batrachyla taeniata* (Girard) en Chile (Anura-Leptodactylidae). *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile*. 35:61-67.

San Martín J, C Donoso. 1996. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque Maulino de Chile. In Armenisto JJ, C Villagrán, MTK Arroyo Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 153-168.

Santelices R, F Drake, C Mena, R Ordenes, RM Navarro-Cerrillo. 2012. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 39:521-531.

Serra MT, R Gajardo, A Cabello. 1986. Programa de protección y recuperación de la flora nativa de Chile, Ficha Técnica de Especies Amenazadas: *Nothofagus alessandrii* Espinosa. Santiago, Chile. Corporación Nacional Forestal. 32 p.

Simonetti JA. 2001. Presencia de *Tachymenis chilensis chilensis* en la Reserva Nacional Los Queules, Chile central. *Gayana* 65(2):219-220.

Torres-Díaz C, E. Ruiz, G Fuentes, L Cavieres, M Mihovic, M Molina-Montenegro, M. 2003. Diversidad y estructura genética de 5 fragmentos de *Nothofagus alessandrii* (Fagaceae), una especie endémica de la VII Región de Chile. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 38:250.

Úbeda C. 2001. Geographic distribution. *Pleurodema thaul*. *Herpetological Review* 32(4):272.

Veloso A, JL Celis-Díez, PC Guerrero, MA Méndez, P Iturra, JA Simonetti. 2005. Description of a new *Eupsophus* species (Amphibia, Leptodactylidae) from the remnants of Maulino Forest, Central Chile. *Herpetological Journal* 15:159-165.

Webb RG, JK Greer. 1969. Amphibians and reptiles from Malleco Province. *Publications of the Museum, Michigan State University, Biological Series* 4:193-226.



9. INSECTOS (ARTHROPODA: INSECTA) ASOCIADOS A FOLLAJE DE RUIL, *NOTHOFAGUS ALESSANDRII*

Mario Elgueta; Marcelo Guerrero; Francisco Urra y Jorge Pérez-Sch.

A pesar de la importancia de los bosques de *Nothofagus*, hay pocos estudios dirigidos a caracterizar la fauna de insectos asociados, considerando muestreos dirigidos a tal propósito. Sin considerar citas esporádicas de la presencia de algún insecto en una u otra especie de este género de árboles, los primeros aportes que recopilan información previa corresponden a Carrillo y Cerda (1987), Gentili y Gentili (1988), Welch (1988) y McQuillan (1993).

En cuanto a especies de *Nothofagus* y su fauna de insectos asociada, en nuestro país se tienen los trabajos de: Barriga *et al.* (1993) en el que incluyen nuevos registros de coleópteros xilófagos para algunas especies de *Nothofagus*; Lanfranco *et al.* (2001) para defoliadores de *Nothofagus obliqua*; Arias *et al.* (2008) y Elgueta *et al.* (2008), para Coleoptera y Curculionidae, respectivamente, encontradas en follaje de distintas especies de árboles, entre ellos *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus obliqua*; Vergara y Jerez (2010) respecto de la entomofauna asociada al follaje de *Nothofagus antarctica* (Forst.) Oerst.; Sandoval y Beéche (2010), en relación a insectos asociados a *Nothofagus macrocarpa* (como *N. rutila*) y Huerta *et al.* (2011), sobre insectos asociados a *Nothofagus glauca*. Un aporte adicional sobre entomofauna asociada a *N. macrocarpa* sólo indica familias de insectos (Altmann y Claros 2015). Dapoto *et al.* (2003) tratan representantes de Lepidoptera asociados a especies de *Nothofagus* en el sur de Argentina, algunos de los cuales también se presentan en Chile.

En el caso especial de *Nothofagus alessandrii*, sólo se cuenta con información publicada sobre la asociación de áfidos del género *Neuquenaphis* al follaje de este árbol (Fuentes-Contreras *et al.* 1997, Nieto-Nafra *et al.* 2016)

9.1 Órdenes y Especies Recolectadas en Ruil

En la Tabla 1 se entrega una lista de 43 especies de coleópteros (Coleoptera), pertenecientes a 20 familias, recolectadas por los autores mediante dos muestreos de sacudido de follaje de *Nothofagus alessandrii*, en la Reserva Nacional Los RUILes. En la Tabla 2 se detallan tres especies de Hemiptera recolectadas junto a los coleópteros, a las que se agregaron las especies de pulgones (Aphididae) citadas en la literatura en asociación a ruil. Para todas las especies se agrega su distribución geográfica, por provincias (en secuencia de norte a sur y de oeste a este) y localidades (ordenadas alfabéticamente), basada en los datos de recolec-



ción de los ejemplares conservados en la Colección Nacional de Insectos del Museo Nacional de Historia Natural de Chile (MNHN) y en la colección privada de Pedro Vidal García-Huidobro (PVGH), para esta última en el caso de coleópteros. En ambas tablas se incluyen también referencias que aportan datos taxonómicos, distribucionales y/o de interés biológico.

Tabla 1. Especies de Coleoptera asociadas a follaje de *Nothofagus alessandrii*, distribución geográfica y referencias (MNHN = Museo Nacional de Historia Natural, Colección Nacional de Insectos, Santiago de Chile; PN = Parque Nacional; PVGH = Colección particular de Pedro Vidal G.-H.; RN = Reserva Nacional; SN = Santuario de la Naturaleza).

FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
ANTHICI- DAE	<i>Ischyropalpus curtisii</i> (Solier, 1851) (Figura 1)	Elqui, Limarí (1 km S Bahía El Teniente), Choapa (km 272 Ruta 5 Norte), Petorca (Quebrada del Tigre), Quillota (Quillota), San Antonio (Algarrobo, San Antonio), Santiago (Las Condes, Santiago), Cordillera (El Melocotón, La Obra, RN Río Clarillo), Cachapoal (El Guindal, Machalí, RN Río de los Cipreses, San Vicente de Tagua Tagua), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Malleco (Pemehue)	Especie polífaga. Solervicens 2014 (Elqui a Cachapoal), Telnov y Degiovanni 2021 (como <i>Ischyropalpus curtisii curtisii</i>). MNNC, PVGH
BUPRESTI- DAE	<i>Bilyaxia concinna</i> (Mannerheim, 1837)	Copiapó (Copiapó, Totoralillo), Huasco (Vallenar), Elqui (El Pangue, Gualcuna), Limarí (Combarbalá, Divisadero, Ovalle, Punitaqui), Choapa (Agua Amarilla, El Bato, Illapel, km 272 Ruta 5 Norte, Los Vilos, Quereo), Petorca (Petorca), Los Andes (Guardia Vieja, Los Andes, Los Piuquenes, Piscicultura, Río Blanco), Marga Marga (Colliguay), Valparaíso (Quintero), Quillota (La Cruz), San Antonio (El Tabo, El Quisco, Leyda), Chacabuco (Colina, El Portezuelo, Mina Santa María, Tiltill), Santiago (Cerro Manquehue, Cerro San Cristobal, Cuesta Lo Prado, Laguna Carén, Las Condes, Peñalolén, Quebrada San Ramón, Santiago), Cordillera (El Alfalfal, El Canelo, El Manzano, El Peumo, El Principal, El Volcán, La Obra, RN Río Clarillo, San José de Maipo), Cachapoal (El Guindal - Machalí, RN Río de los Cipreses, RN Roblería del Cobre de Loncha), Cardenal Caro (Bucarruca, Rapel), Colchagua (Chomedagüe, Nancagua), Curicó (Las Tablas - Río Teno), Talca (Vilches Alto), Linares (Bullileo, Malcho), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Punilla (San Fabián de Alicó), Diguillín (Cerro Cayumanqui, La Invernada, Las Trancas, Puente Marchant, Recinto), Concepción (Hualpén, Hualqui, Tomé), Biobío (Abanico, Alto Caledonia SE Mulchén, Mulchén), Malleco (Angol, Curacautín, Esperanza, Malalcahuello, PN Nahuelbuta, Pemehue, Pichinahuel, Termas de Tolhuaca), Cautín (Cherquenco, Palguín), Valdivia (Huellehue, Panguipulli, Valdivia), Llanquihue (Correntoso), Chiloé (Duatao, Puntra).	Adultos polínifagos y larvas xilófagas, ambos en diversidad de plantas nativas e introducidas. Barriga <i>et al.</i> 1993, Solervicens 2014, Moore y Vidal 2015. MNNC, PVGH



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
BUPRESTIDAE	<i>Bilyaxia cordillerae</i> (Obenberger, 1928)	Curicó (Buchén, Las Tablas - Upeo, Villegas), Cauquenes (Canelillos E Chovellén, RN Los Ruiles, RN Los Queules), Talca (Vilches Alto), Linares (Fundo Malcho), Diguillín (Cerro Cayumanqui, Chillán, La Invernada, Las Trancas), Biobío (Alto Caledonia SE Mulchén), Malleco (Curacautín, La Fusta - Lonquimay, Liucura, PN Nahuelbuta, PN Tolhuaca, Pichinahuel, Termas de Tolhuaca), Valdivia (Panguipulli), Ranco (Las Trancas, PN Alerce Costero), Chiloé (Chaitén)	Adultos polívoros en diversas flores y larvas xilófagas. Moore y Vidal 2015. MNNC, PVGH
BUPRESTIDAE	<i>Romanophora verecunda</i> (Erichson, 1834)	Chacabuco (Cerro El Roble, Tiltill), Melipilla (Alto Cantillana), Cauquenes (Canelillos E Chovellén, Pelluhue, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Curicó (El Coigo), Talca (Vilches Alto), Linares (Bullileo, Laguna Amargo, Malcho), Punilla (San Fabián de Alicó), Diguillín (Cerro Cayumanqui, Fundo El Castillo, Las Trancas, Los Pirineos, Puente Marchant, Recinto), Biobío (Alto Caledonia SE Mulchén, Mulchén, Río Pile), Malleco (Cuesta las Raíces, Curacautín, La Fusta, Manzanar, Pemehue, Relún), Cautín (Cherquenco), Valdivia (Valdivia), LLanquihue (Peulla - PN Vicente Pérez Rosales), Argentina: Río Negro (Lago Mascaridi).	Adultos polívoros y larvas xilófagas (en <i>N. dombeyi</i> , <i>N. macrocarpa</i> , <i>N. obliqua</i> y otras plantas). Moore y Vidal 2015. MNNC, PVGH
CERAMBYCIDAE	<i>Xenocompsa semipolita</i> (Fairmaire y Germain, 1859) (Figura 2)	Elqui (La Serena), Choapa (Agua Amarilla, Los Vilos, Ñague), Petorca (Cachagua, Los Molles), Valparaíso (Viña del Mar), San Antonio (El Yali, Leyda), Cachapoal (RN Roblería del Cobre de Loncha), Talca (Constitución), Linares (Laguna Amargo), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Itata (Cobquecura), Concepción (Hualpén), Malleco (Traiguén), Valdivia (Valdivia ciudad), Ranco (Las Trancas), Chiloé (Dalcachue, Puntra)	Especie xilófaga. Arias 2000, Grez et al. 2019 (Limarí a Valdivia). MNNC, PVGH
CHRYSEMELIDAE	<i>Mylassa crassicollis</i> Blanchard, 1851	Chacabuco (Cerro El Roble), Santiago (Cerro San Cristóbal, Laguna Carén, Las Condes, SN Yerba Loca, Valle San Ramón), Cordillera (El Alfalfal, El Canelo, El Manzano, RN Río Clarillo), Maipo (Aculeo), Talca (Vilches Alto), Cauquenes (Chovellén, Pelluhue, RN Los Queules, RN Los Ruiles, Tregualemu), Diguillín (Los Lleuques, San Isidro, Shangri-La), Itata (Nogueche), Arauco (Caramávida, Pichinahuel, Pillimpilli), Biobío (Abanico, Copahue, Trapatrapa), Malleco (PN Nahuelbuta, Termas de Manzanar), Cautín (Challupén Alto, PN Conguillío)	Fitófaga. Arias 2000 (en <i>N. antarctica</i>), De la Vega y Grez 2008, Solervicens 2014 (Valparaíso a Biobío), Grez et al. 2019 (Los Andes a Malleco). MNNC, PVGH
CHRYSEMELIDAE	<i>Mylassa frigens</i> Monrós, 1949	Talca (Vilches Alto), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Biobío (Copahue, Los Barros E Laguna Laja), Malleco (Pemehue, Piedra del Águila - PN Nahuelbuta), General Carrera (Puerto Bertrand), Capitán Prat (camino a Fiordo Mitchell)	Fitófaga. Arias 2000, Vergara y Jerez, 2010 (en <i>N. antarctica</i> y matorral). MNNC, PVGH



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
CHRYSO-MELIDAE	<i>Mylassa obliquata</i> (Suffrian, 1863)	Curicó (20 km E Potrero Grande), Talca (Vilches Alto), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles)	Fitófaga. MNNC, PVGH
CHRYSO-MELIDAE	<i>Protopsilapha germaini</i> (Brèthes, 1929)	Valparaíso (El Salto), Talca (Vilches Alto), Cauquenes (RN Los Ruiles, RN Los Queules), Punilla (Estero Bulileo E San Fabián de Alicó), Diguillín (cordillera de Chillán), Valdivia (Fundo Caupolicán, Valdivia), Ranco (San Juan)	Fitófaga. MNNC, PVGH
CHRYSO-MELIDAE	<i>Protopsilapha pyrrhoptera</i> (Philippi y Philippi, 1864)	Cordillera (El Canelo [posible error de etiquetación]), Curicó (Piedras Negras N Hualañé, Quebrada Mala 32 km E de Molina), Talca (La Vega E de Carrizal, Rari SW Empedrado), Cauquenes (Canelillos E Chovelén, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Linares (Fundo Copihue - cordillera de Parral), Arauco (Contulmo), Valdivia (Chauquén S Panguipulli, Paillaco, Santo Domingo, Valdivia).	Fitófaga. Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> , <i>N. obliqua</i> y otros vegetales), De la Vega y Grez 2008, Huerta <i>et al.</i> 2011 (en <i>N. glauca</i>), Grez <i>et al.</i> 2019 (Santiago a Valdivia). MNNC, PVGH
CHRYSO-MELIDAE	<i>Psathyrocerus fulvipes</i> Blanchard, 1851	Talca (La Vega E Carrizal), Cauquenes (Canelillos E Chovelén, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Linares (Fundo Copihue - cordillera de Parral), Diguillín (Cordillera de Chillán), Arauco (Caramávida, Contulmo, Pichinahuel)	Fitófaga. Grez <i>et al.</i> 2003, De la Vega y Grez 2008, Grez <i>et al.</i> 2019 (Talca a Valdivia). MNNC, PVGH
CLERIDAE	<i>Eurymetopum frigidum</i> (Chevrolat, 1876)	Petorca (Fundo Talanquén NE cuesta El Melón), Quillota (Quillota), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Diguillín (Las Trancas), Biobío (Copahue, Los Barros E Laguna Laja), Cautín (Molco, Volcán Villarrica), Valdivia (Huelleshue, Panguipulli, Pichoy, Valdivia), Osorno (Fundo Porvenir - Osorno)	Especie depredadora. Solervicens 2002 (Petorca a Osorno), Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. obliqua</i>). MNNC, PVGH
CLERIDAE	<i>Natalis laplacei</i> Laporte, 1836	Quillota (Quillota), Marga Marga (Perales), San Antonio (El Yali), Chacabuco (Cerro El Roble), Santiago (Las Condes, Ñuñoa, Santiago), Cordillera (El Ingenio, El Manzano, RN Río Clarillo), Maipo (Rangue), Melipilla (Alto Cantillana), Cacahapoal (RN Roblería del Cobre de Loncha), Curicó (Curicó), Talca (Vilches Alto), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Punilla (Estero Bulileo E San Fabián de Alicó), Diguillín (Puente Marchant).	Especie depredadora. Solervicens 2002 y 2014, Grez <i>et al.</i> 2019 (Huasco a Cauquenes). MNNC, PVGH



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
COCCINE-LLIDAE	<i>Adalia angulifera</i> Mulsant, 1850	Marga Marga (PN La Campana), Santiago (Barrancas, El Salto, Santiago, valle San Ramón), Cordillera (El Canelo, El Melocotón, Lo Valdés), Talca (Canelillos E Carrizal, La Vega E Carrizal, Vilches Alto), Cauquenes (Pelluhue, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Linares (San Javier), Diguillín (Bulnes, Chillán, cordillera de Chillán), Concepción (Collico Norte), Malleco (Esperanza, Pemehue, Santa Ema - Victoria), Valdivia (Valdivia), Chiloé (Quellón). Argentina: Río Negro (El Bolsón)	Especie depredadora. Arias 2000, Solervicens 2014, Grez <i>et al.</i> 2019, González 2021 (Chañaral a Tierra del Fuego). MNNC
COCCINE-LLIDAE	<i>Adalia deficiens</i> Mulsant, 1850	Antofagasta (Antofagasta), Choapa (El Bato), Petorca (La Ligua), Quillota (Quillota), Marga Marga (PN La Campana), Cordillera (El Canelo, El Manzano, RN Río Clarillo), Santiago (Cerro San Cristóbal, Las Condes, Santiago, SN Yerba Loca), Cordillera (Lo Valdés), Curicó (Puente Quebrada Mala 32 km E Molina), Cauquenes (Canelillos E Chovellén, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Diguillín (Bulnes, Las Trancas), Biobío (Copahue), Arauco (Caramávida, San José de Colico), Malleco (Pemehue), Cautín (km 737 Ruta 5 Sur), Valdivia (Calafquén, Panguipulli, Valdivia), Llanquihue (Fresia, Frutillar, Llanquihue), Chiloé (Senda Darwin).	Especie depredadora. Arias 2000, Sáiz <i>et al.</i> 2013, Solervicens 2014, Grez <i>et al.</i> 2019, González 2021 (Antofagasta a Magallanes). MNNC, PVGH.
CURCULIONIDAE	<i>Acalles varius</i> Gemminger, 1871	Marga Marga (Villa Alemana, Tranque Recreo), Curicó (Quebrada Mala 32 km E Molina), Talca (Vilches Alto), Cauquenes (Canelillos E Chovellén, RN Los Ruiles), Arauco (cerro Tope - Isla Mocha) Malleco (Esperanza), Cautín (km 737 Ruta 5 Sur), Valdivia (Panguipulli, Santo Domingo, Valdivia), Osorno (Pucatrihue), Aysén (Correntoso, río Simpson)	Xilófaga. Elgueta y Marvaldi 2006, Elgueta <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i>). MNNC
CURCULIONIDAE	<i>Aegorhinus maurinus</i> Elgueta, 2000	Talca (Fundo El Guanaco - Constitución, La Vega E Carrizal, Rari SW Empedrado), Cauquenes (Canelillos E Chovellén, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Itata (Quirihue), Diguillín (Cerro Cayumanqui, Los Lleuques), Concepción (Santa Juana km 30), Arauco (San José de Colico), Malleco (PN Nahuelbuta)	Fitófaga. Jaña-Prado y Grez 2004, Elgueta y Marvaldi 2006. MNNC, PVGH
CURCULIONIDAE	<i>Allomagdalis cryptonyx</i> Kuschel, 1950	Talca (Vilches Alto), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles en follaje vivo y seco de <i>Nothofagus alessandrii</i>), Arauco (Cabrera), Malleco (Laguna Galletué, PN Nahuelbuta), Valdivia (Santo Domingo)	Adulto fitófago, larva xilófaga. Jaña-Prado y Grez 2004, Elgueta y Marvaldi 2006, Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> y <i>N. obliqua</i>), Elgueta <i>et al.</i> 2008. MNNC, PVGH



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
CURCULIONIDAE	<i>Hybreoleptops roseus</i> Elgueta, 2012	Cardenal Caro (Tanumé), Curicó (Cuesta Licantén), Talca (Canelillo E Carrizal, La Puente, Quebrada Niní, Quebrada Piragua), Cauquenes (Canelillos E Chovellén, RN Los Queules, RN Los Ruiles, Tregualemu), Itata (Cobquecura)	Especie fitófaga. Elgueta 2012 (adultos sobre diversas plantas)
CURCULIONIDAE	<i>Megalometis aureosquamosus</i> (Boheman, 1845) (Figura 3)	Talca (La Vega E Carrizal, Vilches Alto), Cauquenes (Canelillos E Chovellén, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Linares (Laguna Amargo, Las Cruces, Malcho), Itata (Cobquecura), Diguillín (Las Trancas, Puente Marchant), Concepción (boca río Biobío), Malleco (cuesta Las Raíces, Lonquimay), Valdivia (Panguipulli)	Fitófaga. Elgueta y Marvaldi 2006, Huerta <i>et al.</i> 2011 (en <i>N. glauca</i>). MNNC, PVGH
CURCULIONIDAE	<i>Omoides flavipes</i> (Blanchard, 1851)	Los Andes (Guardia Vieja), Cordillera (El Manzano), Curicó (Piedras Negras N de Hualañé, Puente Quebrada Mala E de Molina), Talca (Canelillos E Carrizal, La Vega E de Carrizal, Rari SW de Empedrado), Cauquenes (Canelillos al E de Chovellén, Pelluhue, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Linares (Las Cruces, Cordillera de Parral, Fundo Malcho), Itata (Cobquecura), Punilla (Cordillera de Chillán), Malleco (Santa Ema - Victoria), Valdivia (Casa de Piedra - Lago Calafquén)	Adulto polínifago, frecuente en flores de <i>Azara</i> ; larva desconocida. Jaña-Prado y Grez 2004, Elgueta y Marvaldi 2006, de la Vega y Grez 2008, Elgueta <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> y otros árboles), Solericens 2014, Grez <i>et al.</i> 2019 (Los Andes a Llanquihue). MNNC
CURCULIONIDAE	<i>Rhyephenes mai-llei</i> (Gay y Solier, 1839)	Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Diguillín (Cerro Cayumanqui), Concepción (Concepción), Arauco (Arauco, Cañete, Caramávida, Isla Mocha), Biobío (Mulchén), Malleco (Angol, Cuesta Las Raíces, Icalma, Pemehue, Relún), Cautín (Cherquenco, PN Conguillío), Valdivia (Huelleshue, Huilo Huilo, km 18 N Valdivia, Panguipulli, Pirihueico, Valdivia), Ranco (Cudico - La Unión, Las Trancas), Osorno (Bahía Mansa, PN Puyehue, Purranque), Chiloé (Aucar), Aysén (Base N° 5 - Taitao, Lago Juan Antonio Ríos - Taitao, PN Laguna San Rafael, Puerto Aysén), Coyhaique (Coyhaique), General Carrera (PN Laguna San Rafael, Valle de Soler), Capitán Prat (RN Lago Cochrane o Lago Tamango), Magallanes (Cabo Negro, Cerro León, El Canelo, La Turba, Lago Grey, Lago Lazo, Punta Arenas), Tierra del Fuego (Lago Deseado, Río Bueno).	Xilófaga. Elgueta y Marvaldi 2006, Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. obliqua</i>), Elgueta <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i>), Vergara y Jerez 2010 (en <i>N. antarctica</i>). MNNC, PVGH



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
CURCULIONIDAE	<i>Tartariscus concinnus</i> (Philippi, 1859) (Figura 4)	Talca (Vilches Alto), Cauquenes (RN Los Ruiles), Diguillín (Cerro Cayumanqui), Biobío (Pemehue), Cautín (Temuco), Valdivia (Llancahue, Piriñueico), Ranco (Las Trancas, PN Alerce Costero), Aysén (PN Queulat)	Donato y Ocampo 2002, Elgueta y Marvaldi 2006. MNNC, PVGH
CYBOCEPHALIDAE	<i>Cybocephalus chilensis</i> Reitter, 1875	Choapa (Agua Amarilla, Cerro Santa Inés, El Bato, km 272 Ruta 5 Norte, Quereo), Petorca (La Canela, Palo Colorado, Mantahua), Valparaíso (Quinta Vergara, Quintero, Sauzalito), Quillota (Quillota), Marga Marga (Cerro La Campana), Santiago (Pudahuel, Santiago), Cordillera (El Canelo, El Ingenio, Quebrada El Purgatorio, RN Río Clarillo), Cardenal Caro (Tanumé), Curicó (Piedras Negras N Hualañé), Talca (Canelillos E Carrizal, La Vega E Carrizal, Rari SW Empedrado, Vilches Alto), Cauquenes (Pelluhue, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Linares (La Vega 6 km S Parral), Diguillín (cordillera de Chillán), Arauco (San José de Colico), Malleco (Pemehue), Cautín (km 737 Ruta 5 Sur), Valdivia (Lingüento N Pichoy, Salto del Agua E Lanco, Santo Domingo). Argentina: Río Negro (El Bolsón).	Depredadora. Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> , <i>N. obliqua</i> y otros árboles). Solericens 2014. MNNC, PVGH
ELATERIDAE	<i>Gabryella attenuata</i> (Solier, 1851)	Diguillín (Chillán)	Depredadora (?). Arias y Elgueta 2012 (Ñuble [= Diguillín] a Llanquihue). MNNC
ELATERIDAE	<i>Ovipalpus pubescens</i> Solier, 1851	Maipo (Aculeo), Melipilla (Piche Alhué), Colchagua (Chomedagüe, Nancagua), Talca (Vilches Alto), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Concepción (Concepción)	Depredadora (?). De la Vega y Grez 2008, Arias y Elgueta 2012 (Cordillera a Llanquihue). MNNC
LAMPYRIDAE	<i>Pyractonema depressicornis</i> Gemminger y Harold, 1870 (Figura 5)	Cauquenes (Constitución, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Itata (Cobquecura)	Especie depredadora. MNNC, PVGH
LUCANIDAE	<i>Chileistomus cucullatus</i> (Blanchard, 1842)	Colchagua (SN Alto Huemul), Curicó (Molina), Talca (Vilches Alto, RN Altos de Lircay), Cauquenes (RN Los Ruiles, RN Los Queules), Punilla (Estero Bulileo E San Fabián de Alico), Diguillín (Cerro Cayumanqui, Los Lleuques, Puente Marchant, Shangri-La), Biobío (Alto Caledonia SE Mulchén), Malleco (Butamalal, Pemehue, PN Nahuelbuta, Pichinahuel, Termas de Tolhuaca), Valdivia (Enco, Fundo Caupolicán, Valdivia, Lago Piriñueico)	Xilófaga. Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. obliqua</i>), Paulsen 2010. MNNC, PVGH



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
MORDELLIDAE	<i>Mordella luctuosa</i> Solier, 1851	Quillota (Quillota), Santiago (Quinta Normal, Santiago), Cordillera (El Manzano, El Canelo, Río Clarillo), Curicó (10 km E de Curicó), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Itata (Nogueche), Arauco (Caramávida), Malleco (Angol, PN Nahuelbuta), Cautín (Huichahue, Quepe). Argentina: Río Negro (El Bolsón)	Adulto polínifago, larva xilófaga. Pino 1985 (Coquimbo a Coyhaique), Arias 2000, Sáiz 2013, Solervicens 2014. MNNC, PVGH
MORDELLIDAE	<i>Mordella vidua</i> Solier, 1851	Quillota (Quillota), Santiago (Las Condes, Quebrada de Macul), Cordillera (El Manzano, El Canelo, Río Clarillo), Maipo (Aculeo), Curicó (cordillera E Curicó), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Itata (Nogueche), Concepción (Tomé). Argentina: Río Negro (El Bolsón)	Adulto polínifago, larva xilófaga. Pino 1985 (Coquimbo a Concepción), Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> y <i>N. obliqua</i>), Solervicens 2014. MNNC, PVGH
MORDELLIDAE	<i>Mordellaria scripta</i> (Fairmaire y Germain)	Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Malleco (Los Alamos, Pemehue). Argentina: Río Negro (El Bolsón)	Adulto polínifago, larva xilófaga. Pino 1985 (Parral a Puerto Montt [= Linares a Llanquihue]). MNNC, PVGH
MYCTERIDAE	<i>Loboglossa variipennis</i> Solier, 1851 (Figura 6)	Elqui (8 km S de Vicuña), Choapa (Illapel, Los Vilos, Ñague), Petorca (La Canela, Mantahua), Valparaíso (El Salto), Marga Marga (Altos de Colliguay, Quilpué), Los Andes (Riecillo), San Antonio (El Quisco), Santiago (Cerro Manquehue, Las Condes, Lomas de Lo Aguirre), Cordillera (El Manzano, La Obra, RN Río Clarillo), Cachapoal (El Guindal, RN Río Cipreses), Curicó (km 7 W Molina, Piedras Negras N Hualañé), Cauquenes (Pelluhue, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Itata (Cobquecura), Diguillín (Cerro Cayumanqui), Arauco (Pichinahuel), Biobío (Alto Caledonia SE Mulchen), Malleco (Pemehue, PN Nahuelbuta), Cautín (Flor del Lago N Lago Villarrica) Valdivia (Linguento N Pichoy, Santo Domingo, Valdivia)	Adultos asociados a follaje de diversas plantas, larva posiblemente xilomícófaga. Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. obliqua</i>), Solervicens 2014, Grez <i>et al.</i> 2019 (Elqui a Valdivia). MNNC, PVGH



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
NITIDULIDAE	<i>Perilopsis flava</i> Reitter, 1875	Talca (Canelillos E Carrizal), Cauquenes (Canelillos E Chovellén, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Punilla (Estero Bulileo E San Fabián de Alico), Diguillín (Cordillera de Chillán), Concepción (Agua de la Gloria 3 km SE, Collico Norte), Malleco (Esperanza, Pemehue), Cautín (Fundo Los Ñirres - Pitrufrquén, km 737 Ruta 5 S), Valdivia (Linguento N Pichoy, Salto del Agua E Lanco, Santo Domingo), Llanquihue (Alerce, Casa Pangué, Lago Chapo, PN Vicente Pérez Rosales), General Carrera (Río Murta, PN Laguna San Rafael, Valle de Soler), Última Esperanza (PN Torres del Paine, Río Serrano), Magallanes (Fuerte Bulnes), Tierra del Fuego (Río Bueno). Argentina: Río Negro (El Bolsón).	Adulto polinífago (?), larva posiblemente micófaga. Grez <i>et al.</i> 2003; Jaña-Prado y Grez 2004, Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> , <i>N. obliqua</i> y otros árboles), Grez <i>et al.</i> 2019 (Cauquenes a Aysén). MNNC
PROTOCUJIDAE	<i>Ericmodes sylvaticus</i> (Philippi y Philippi, 1864)	San Antonio (El Yali), Cardenal Caro (Tanumé), Curicó (Puente Quebrada Mala 32 km E Molina), Talca (Empedrado), Cauquenes (RN Los Ruiles), Linares (La Vega 6 km S Parral), Itata (Cobquecura, Nogueche), Punilla (Estero Bulileo E San Fabián de Alico), Diguillín (Cordillera de Chillán, Fundo el Sauce - Chillán), Concepción (Nonguén), Arauco (Butamalal, Caramávida, Pillimpilli), Biobío (Alto Caledonia SE Mulchén), Malleco (Angol, Los Álamos - Ercilla, Pemehue, Santa Ema - Victoria), Cautín (Afunalhue, Fundo Lo Ñirres - Pitrufrquén, km 737 Ruta 5 S, Lican Ray, PN Conguillío, Volcán Llaima), Valdivia (Chauquén S Panguipulli, Corral 16 km E, Huellethue, Linguento N Pichoy, Riñihue, Santo Domingo), Osorno (Osorno), Llanquihue (Fruittillar, Lago Chapo, Puerto Varas), Chiloé (Dalcabue, Quellón), Aysén (Correntoso, PN Laguna San Rafael, Puerto Chacabuco, Río Simpson), General Carrera (Río Murta, PN Laguna San Rafael - valle de Soler), Última Esperanza (Lago Grey, Península Antonio Varas). Argentina: Río Negro (Península San Pedro)	Posiblemente micófaga. Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> , <i>N. obliqua</i> y otros árboles), Grez <i>et al.</i> 2019 (Cauquenes a Magallanes). MNNC, PVGH
PTINIDAE	<i>Stichtoptychus obsoletus</i> White, 1974	Choapa (Palo Colorado), Petorca (La Canela), Valparaíso (San Gerónimo), Talca (Canelillos E Carrizal, Vilches Alto), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Malleco (PN Nahuelbuta)	Xilófaga. Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i>), Grez <i>et al.</i> 2019 (Linares a Ñuble). MNNC, PVGH



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
SCARA-BAEIDAE	<i>Brachysternus prasinus</i> Guérin-Ménéville, 1831	Elqui (Cochihuaz, El Pangue, La Serena, Montegrande, Pisco Elqui), Marga Marga (Cerro La Campana, PN La Campana), Chacabuco (Cerro El Roble, Cuesta la Dormida), Melipilla (Alhué, Alto Cantillana, Cajón de Lisboa), Valparaíso (Limache, Valparaíso), Cardenal Caro (Rapel, Tanumé), Cachapoal (Las Nieves), Colchagua (Santa Cruz), Curicó (Cubillo, El Coigo, Las Tablas, Los Queñes, Palos Negros), Talca (Constitución, Fundo El Rosal, Rari SW Empedrado, Vilches Alto), Cauquenes (Curanipe, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Linares (El Emboque, estero Leiva, Laguna Amargo, La Vega 6 km S Parral, Linares, Malcho), Itata (Cobquecura), Diguillín (Cerro Cayumanqui, Chillán, Las Trancas, Los LLeuques, Puente Marchant, Shangri-La), Concepción (Collico Norte, Concepción, Nonguén, Penco), Biobío (Alto Caledonia SE Mulchén), Arauco (Caramávida, Pichinahuel), Malleco (Angol, Collipulli, Cuesta Las Raíces, lago Galletue, laguna Icalma, Liucura, Lonquimay, Malalcahuello, Manzanar, PN Nahuelbuta, Sierra Nevada, Termas de Tolhuaca), Cautín (Carillanca E Cajón, Cherquenco, Curacautín, Loncoche, Pucón, Villarrica), Valdivia (Corral, Lago Piriñueico, Llancahue, Panguipulli, Riñihue, Termas de Liquiñe, Valdivia), Osorno (PN Puyehue), Llanquihue (Cayetué, Maullín, Puerto Varas)	Fitófaga. Jameson y Smith 2002 (Elqui a Llanquihue), Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> y <i>N. obliqua</i>), Huerta <i>et al.</i> 2011 (en <i>N. glauca</i>). MNNC, PVGH
SCARA-BAEIDAE	<i>Hylamorpha elegans</i> (Burmeister, 1844)	Valparaíso Marga Marga (Perales, Tranque Recreo, Villa Alemana), Chacabuco (Cerro El Roble, Colina, Cuesta la Dormida), San Antonio (El Yali), Santiago (Cerro San Cristobal, La Florida, Las Condes, SN Yerbá Loca, Santiago), Cordillera (El Canelo, El Manzano, La Obra, RN Río Clarillo, Valle San Ramón), Cachapoal (Las Nieves), Curicó (El Coigual, El Planchón, Iloca, Las Tablas - Upeo), Talca (Constitución, Vilches Alto), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Linares (Laguna Amarga, Malcho), Itata (Cobquecura), Diguillín (San Ignacio, Shangri-La), Concepción (Hualpén, La Florida), Biobío (Abanico), Malleco (Angol, Esperanza, Pemehue, PN Nahuelbuta, Santa Ema - Victoria), Cautín (Carillanca E Cajón, Fundo Los Ñirres - Pitrufuquén, Lastarria, Quepe), Valdivia (Panguipulli, Valdivia), Llanquihue (Maullín)	Fitófaga. Arias 2000, Ratcliffe y Ocampo 2002 (Limarí a Chiloé), Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> y <i>N. obliqua</i>), Huerta <i>et al.</i> 2011 (en <i>N. glauca</i>), Sáiz <i>et al.</i> 2013, Solervicens 2014. MNNC, PVGH
SCARA-BAEIDAE	<i>Sericoides lineolata</i> (Germain, 1863)	Cauquenes (RN Los Ruiles), Diguillín (Chillán, posiblemente cordillera), Cautín (Flor del Lago), Valdivia (Valdivia)	Adulto fitófago. Fairmaire y Germain 1863, Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i> y <i>N. obliqua</i>). MNNC



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
SCARABAEIDAE	<i>Sericoides sylvatica</i> (Germain, 1863)	Quillota (Quillota), Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Diguillín (Cordillera de Chillán, Las Trancas)	Adulto fitófago. Fairmaire y Germain 1863, Arias <i>et al.</i> 2008 (en <i>N. dombeyi</i>), Grez <i>et al.</i> 2019 (Cauquenes, Ñuble, Malleco Aysén). MNNC
SCIRTIDAE	<i>Pseudomicrocara livida</i> (Fabricius, 1775) [= <i>Cyphon testaceum</i> Solier]	Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Malleco (Angol, PN Nahuelbuta), Ranco (NW La Unión), Llanquihue (Lago Chapo), Argentina: Neuquén, Río Negro, Chubut, Tierra del Fuego.	Carroñera (?). Libonatti y Ruta 2013; Ruta 2013, 2020. MNNC, PVGH
SCIRTIDAE	<i>Pseudomicrocara torquata</i> (Gemming, 1869)	Cauquenes (RN Los Queules, RN Los Ruiles), Valdivia (Fundo Caupolicán - ciudad de Valdivia, Santo Domingo)	Carroñera (?). Grez <i>et al.</i> 2019 (Cauquenes, Valdivia [como <i>Cyphon torquatum</i>]), Ruta 2020. MNNC
TENEBRIONIDAE	<i>Heliofugus arenosus arenosus</i> Guérin-Ménéville, 1834	Talca (Canelillos E Carrizal, La Vega E Carrizal, Rari SW Empedrado), Cauquenes (Chovellén, Pelluhue, RN Los Queules, RN Los Ruiles)	Xilófaga. Grez <i>et al.</i> 2019 (Cauquenes, Concepción). MNNC, PVGH
TENEBRIONIDAE	<i>Heliofugus impressus impressus</i> Guérin-Ménéville, 1830	Talca (Vilches Alto), Cauquenes (Chovellén, Pelluhue, RN Los Queules, RN Los Ruiles), Diguillín (Cerro Cayumanqui, Yungay), Arauco (Butamalal, Caramávida, Contulmo, Pillimpilli), Biobío (Alto Caledonia SE Mulchén), Malleco (PN Nahuelbuta, Pichinahuel), Cautín (Cherquenco, Fundo Niágara - Temuco, Laguna Quepe, Villarrica), Valdivia (Corral, Pirehueico, Santo Domingo, Valdivia), Ranco (Cudico - La Unión, Las Trancas, PN Alerce Costero), Osorno (Purranque, Puyehue), Llanquihue (Puerto Varas)	Xilófaga. Vidal y Guerrero 2007 (Cauquenes a Llanquihue). MNNC, PVGH

9.1.2 Hemiptera

Todas las especies de Hemiptera corresponden a organismos fitófagos. Las especies recolectadas o citadas en la literatura (*Neuquenaphis*) en asociación a *Nothofagus alessandrii*, corresponden a elementos endémicos de Chile o al menos exclusivos del cono sur de América, por lo que revisten importancia biogeográfica. *Plagiognathus occipitalis* ha sido reportado para Colombia (Tapias-Múnera y Gaviria-Rivera 2018), pero posiblemente esa cita requiera confirmación puesto que en la literatura sobre Miridae esta especie sólo se indica como distribuida en Chile, por lo que se considera endémica a nuestro país. Las especies de Cicadellidae, Flatidae y Miridae (Tabla 2) se encuentran asociadas a follaje en otras formaciones vegetales, siendo parte de su distribución geográfica el área en que se encuentra el



ruil; sólo en relación a las especies de Aphididae se puede hablar de una alta especificidad, al menos a nivel del género *Nothofagus*, y con sólo un caso de relación estricta insecto – planta huésped: *Neuquenaphis staryi* – *Nothofagus alessandrii*. Como una asociación específica indirecta se tiene el caso del parasitoide *Pseudephedrus longivalvus* Starý, 1994 (Hymenoptera: Aphidiidae) cuyo hospedador es justamente *N. staryi*.

9.1.3 Otros grupos

Como dato adicional, existe el registro de una especie de Orthoptera (Tettigoniidae) que se alimenta de follaje de *Nothofagus*; se trata de *Aphractus acuminatus* Brunner von Wattenwyl, 1895, especie de actividad nocturna que se ha encontrado alimentándose en *N. glauca* a gran altura (Vera 2010) y podría encontrarse también asociada a ruil. Este también es el caso de la especie fitófaga *Prisopus apteros* (Phasmida: Pseudophasmatidae) descrita por Camousseight (2010), quien también cita ejemplares recolectados en hualo.



Figura 1. *Ischyropalpus curtisii* (Solier, 1851), Anthicidae.



Figura 2. *Xenocompsa semipolita* (Fairmaire y Germain, 1859), Cerambycidae.



Figura 3. *Megalometis aureosquamosus* (Boheman, 1845), Curculionidae.



Figura 4. *Tartariscus concinnus* (Philippi, 1859), Curculionidae.





Figura 5. *Pyraclonema depressicornis* Gemminger y Harold, 1870, Lampyridae.

(Fotos: Marcelo Guerrero)



Figura 6. *Loboglossa variipennis* Solier, 1851, Mycteridae

Tabla 2. Especies de Hemiptera asociadas a follaje de *Nothofagus alessandrii*, distribución geográfica y referencias (PN = Parque Nacional; RN = Reserva Nacional)

FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
APHIDIDAE	<i>Neuquenaphis michelbacheri</i> Hille Ris Lambers, 1968	Marga Marga, Talca, Cauquenes, "Ñuble" (antigua provincia ahora dividida en tres; seguramente la cita corresponde a Diguillín), Malleco (8 km W Angol), Cautín (Temuco, 20 km E Padre Las Casas), Valdivia, Osorno (8 km W La Picada - Volcán Osorno)	Nieto-Nafría <i>et al.</i> 2016 (en <i>Nothofagus alessandrii</i> , <i>N. alpina</i> , <i>N. antarctica</i> , <i>N. dombeyi</i> , <i>N. glauca</i> , <i>N. macrocarpa</i> y <i>N. obliqua</i>)
APHIDIDAE	<i>Neuquenaphis palliceps</i> Hille Ris Lambers, 1968	Chacabuco, Talca, Diguillín (Las Trancas), Malleco (18 y 35 km W Angol), Cautín (2 y 4 km SW Villarrica, 8 km E Pucón), Osorno, Llanquihue (Petrohué), Chiloé, Coyhaique, Última Esperanza, Antártica Chilena (Puerto Edén)	Fuentes-Contreras <i>et al.</i> 1997 (en <i>N. alessandrii</i> , <i>N. antarctica</i> , <i>N. dombeyi</i> , <i>N. glauca</i> , <i>N. nitida</i> y <i>N. obliqua</i>), Nieto-Nafría <i>et al.</i> 2016 (no la citan para <i>N. alessandrii</i>)



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
APHIDIDAE	<i>Neuquenaphis schlingeri</i> Hille Ris Lambers, 1968	Talca, Cauquenes (Curanipe), "Ñuble" (antigua provincia ahora dividida en tres; seguramente la cita corresponde a Diguillín), Malleco (18 km W Angol), Cautín, Coyhaique. Citada también para la Región de Los Lagos sin especificar provincia.	Nieto-Nafría <i>et al.</i> 2016 (en <i>Nothofagus alessandrii</i> , <i>N. dombeyi</i> , <i>N. glauca</i> , <i>N. nitida</i> y <i>N. obliqua</i>)
APHIDIDAE	<i>Neuquenaphis sensoriata</i> Hille Ris Lambers, 1968	Marga Marga, Chacabuco (Cerro El Roble), Cuesta La Dormida), Cauquenes, Talca, Diguillín, Malleco (18 y 19,6 km W Angol). Citada también para la Región de Los Lagos sin especificar provincia.	Fuentes-Contreras <i>et al.</i> 1997 (en <i>Nothofagus alessandrii</i> , <i>N. alpina</i> , <i>N. dombeyi</i> , <i>N. glauca</i> , <i>N. macrocarpa</i> y <i>N. obliqua</i>), Sandoval y Beéche 2010, Nieto-Nafría <i>et al.</i> 2016
APHIDIDAE	<i>Neuquenaphis staryi</i> Remaudière y Quednau, 1994	Cauquenes (camino Cauquenes a Chanco, RN Los Ruiles; seguramente presente en todas las localidades con presencia de ruil)	Fuentes-Contreras <i>et al.</i> 1997, Nieto-Nafría <i>et al.</i> 2016. Exclusiva de <i>N. alessandrii</i> . Esta especie de pulgón tiene un parasitoide específico: <i>Pseudephedrus longivalvus</i> Stary, 1994 (Hymenoptera: Aphidiidae)
CICADELLIDAE	<i>Hespenedra chilensis</i> (Spinola, 1852)	Cauquenes (Canelillos E Chovellén, Empedrado - Fundo El Litre, Pelluhue, RN Los Ruiles), Concepción (Hualpén), Arauco (Contulmo, Palo Botado, San José de Colico), Cautín (Chesque, km 737 Panamericana Sur), Valdivia (Fundo Los Pinos, Salto del Agua E Lanco, Valdivia), Osorno (Volcán Osorno), Llanquihue (Ensenada, Lago Chapo), Chiloé (Dalcahue)	Encontrada en asociación a vegetación de bosques de pantano. Solervicens y Elgueta 1994 (= Miridae Gen. sp. 4), Jones y Deitz 2009, este estudio.
FLATIDAE	<i>Arelate limbella</i> -ta (Stål, 1854)	Petorca (Fundo Talanquen S La Ligua) a Valdivia (Salto del Agua E Lanco). No registrada antes en zonas costeras de la provincia de Cauquenes (RN Los Ruiles)	Campodónico (2017) detalla su distribución geográfica, indicando asociación a <i>Chusquea</i> y presencia en otros vegetales; también se ha encontrado en asociación a vegetación de bosques de pantano y en follaje de boldo. Solervicens y Elgueta 1994 (= Flatidae sp.), este estudio.



FAMILIA	ESPECIE	DISTRIBUCIÓN POR PROVINCIAS (LOCALIDADES)	COMENTARIOS Y REFERENCIAS
MIRIDAE	<i>Plagiognathus occipitalis</i> Reuter, 1908	Elqui (Los Vilos, S La Serena), Limarí (PN Fray Jorge), Peltorca (E Papudo, Zapallar), Valparaíso (N Concón), Curicó (Piedras Negras N Hualañé), Cauquenes (RN Los Ruiles), Linares (La Vega 6 km S Parral), Concepción (Collico Norte), Arauco (San José de Colico), Biobío (Abanico), Cautín (E Perquenco, Quepe), Valdivia (E Valdivia), Osorno (Osorno, W Purrangué), Llanquihue (Los Muermos)	Encontrada en asociación a vegetación de bosques de pantano. Carvalho y Afonso 1977, Solervicens y Elgueta 1994 (= Miridae Gen. sp. 7), este estudio.

9.2 Especificidad de Insectos Asociados A Ruil

En general se observa falta de especificidad; en un importante número de especies la presencia de adultos en follaje de ruil corresponde a la ocupación de un sustrato para reposo, especialmente en aquellas con adultos de actividad nocturna (ver De la Vega y Grez 2008), y en el caso de otras especies se trata de fitófagos generalistas presentes incluso en otras formaciones vegetales. Aquí el análisis se realiza siguiendo la secuencia de los órdenes de insectos encontrados.

9.2.1 Coleoptera

A pesar de una estrecha relación de representantes de Nemonychidae (Coleoptera) con especies de *Nothofagus*, es de destacar que hasta ahora no ha sido encontrada alguna especie asociada a ruil, a pesar de que en el pasado se realizaron esfuerzos para encontrarlos en este árbol. Este es el caso de las especies de *Nothofagomacer*, *Rhynchitomacer* y *Stenomacer*, con adultos y larvas que se alimentan de polen y con estas últimas terminando su desarrollo en el suelo; los adultos de estos nemoníquidos han sido recolectados prácticamente en todas las especies de *Nothofagus*, excepto en *N. alessandrii*, como ya se ha indicado, y así como tampoco en *N. alpina* (Kuschel y Leschen 2010, Legalov 2017). De este grupo de géneros se conocen 11 especies, con cuatro de ellas asociadas a *Nothofagus dombeyi*, una a *N. nitida*, otra con asociación probable a *N. betuloides* y dos a *N. obliqua*; *N. antarctica*, *N. macrocarpa* y *N. pumilio* tienen una especie asociada cada uno. A pesar de que una especie de *Nothofagus* puede tener más de una especie de Nemonychidae asociada, cada especie de estos coleópteros se asocia a sólo una de *Nothofagus*. Se considera que se trata de una asociación planta – insecto antigua y, en términos de prevalencia a escala geológica, para una de las especies de *Rhynchitomacer* (*R. flavus* Voss, 1937) se tiene registro de su presencia hace 13.000 años AP en la zona sur (Hoganson y Ashworth 1992).



Para verificar la presencia de alguna especie de Nemonychidae en ruil y raulí, se requiere ejecutar prospecciones hacia fines de invierno o primavera temprana, en el periodo preciso cuando comienza la activación de yemas.

9.2.2 Hemiptera

Al igual que en el caso de los coleópteros Nemonychidae, *Notophorina* (Psyllidae) es un género con muchas especies desarrollándose en *Nothofagus* y cada especie de estos árboles tiene a lo menos una de estos hemípteros (Burckhardt 1987). A pesar de haberse realizado recolecciones con este propósito, hasta ahora no se ha encontrado alguna especie de *Notophorina* en ruil (Hollis 1986, Burckhardt 1992). En este caso tampoco se encontraron Psyllidae en los dos muestreos realizados, quizás por la avanzada fenología del follaje, ya que estos fueron estacionales y en años distintos (noviembre y enero).

9.3 ¿Por Qué tan Bajo Número de Especies y de Especificidad?

Es posible que la falta de algunos elementos de reconocida asociación a *Nothofagus* se relacione con la composición química particular del ruil frente a otras especies de *Nothofagus* y a la pequeña área de distribución geográfica, como ha sido evidenciado por Lavandero *et al.* (2009). Otra hipótesis puede ser la impredecibilidad y menor persistencia del follaje, al ser el ruil una especie caducifolia (ver Elgueta *et al.* 2008), además de insertarse en un área afecta a fuertes oscilaciones climáticas de año en año. Por último, la relativamente baja riqueza de especies de insectos en comparación a lo observado para una especie perennifolia como *N. dombeyi* y la presunta ausencia de algunos elementos de reconocida asociación específica, como los antes mencionados, podría deberse a la arquitectura simple del follaje de ruil, algo que ha sido evidenciado por Lawton (1983) para otros vegetales, o bien a que no se han realizado los muestreos apropiados, en la época estacional adecuada y en un mayor rango de la distribución de estos árboles.

En los muestreos más intensivos de entomofauna asociada a *Nothofagus*, se destaca la presencia de numerosas especies representadas por uno o muy pocos ejemplares; esto ha sido tratado por Richardson y Arias-Tobar (2011) en relación a sub muestreo, desequilibrio comunitario y gremios de alimentación.



9.4 Bibliografía

Altmann SH, S Claros. 2015. Insect abundance and damage on the deciduous *Nothofagus macrocarpa* increase with altitude at a site in the Mediterranean climate zone of Chile. *Austral Entomology* 54: 402–410.

Arias T E. 2000 Coleópteros de Chile. Fototeknika, Santiago. 209 p. ISBN 978-956-288-734-2 (en ejemplar impreso aparece como 956-288-734-0).

Arias-Bohart ET, M Elgueta. 2012. Catalogue of Chilean Elateridae. *Annales Zoologici (Warszawa)* 62(4): 643-668.

Arias ET, BJ Richardson, M Elgueta. 2008. The canopy beetle faunas of Gondwanan element trees in Chilean temperate rain forests. *Journal of Biogeography* 35: 914-925.

Barriga TJE, DE Cepeda. 2005. Revisión del género *Oectropsis* Blanchard 1851 (Coleoptera: Cerambycidae), con descripción de una nueva especie. *Revista Chilena de Entomología* 31: 43-54.

Barriga JE, T Curkovic, T Fichet, JL Henríquez, J Macaya. 1993. Nuevos antecedentes de coleópteros xilófagos y plantas hospederas en Chile, con una recopilación de citas previas. *Revista Chilena de Entomología* 20: 65-91.

Burckhardt D. 1987. Jumping plant lice (Homoptera: Psylloidea) of the temperate Neotropical region. Part 2: Psyllidae (subfamilies Diaphorinae, Acizzinae, Ciriacreminae and Psyllinae). *Zoological Journal of the Linnean Society* 90: 145-205.

Burckhardt D. 1992. Biogeografía de los psílidos (Homoptera; Psylloidea) de la zona temperada del Hemisferio Sur, con especial referencia a Chile. XIV Congreso Nacional de Entomología, Resúmenes, Santiago, p. 15-19.

Camousseight A. 2010. *Prisopus apteros* n. sp. (Phasmatodea: Pseudophasmatidae) de Chile. *Revista Chilena de Entomología* 35: 5-13.

Campodónico JF. 2017. The distribution of *Arelate limbata* (Stål, 1854) (Hemiptera: Flatidae) in Chile. *Check List* 13(3): 2111. <https://doi.org/10.15560/13.3.2111>

Carrillo R, L Cerda. 1987. Zoofitófagos en *Nothofagus* chilenos. *Bosque* 8: 99-103.

Carvalho JCM, CRS Afonso. 1977. Mirídeos neotropicais, CCVIII: sobre uma coleção enviada para estudo pela Academia de Ciencias da California (Hemiptera). *Revista Brasileira de Biologia* 37(1): 7-16.

Dapoto G, H Giganti, M Gentili, M Bondoni. 2003. Lepidópteros de los bosques nativos del Departamento Aluminé (Neuquén-Argentina). II Contribución. *Bosque* 24(1): 95-112.

De la Vega X, AA Grez. 2008. Composición, riqueza de especies y abundancia de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *Aristotelia chilensis* (maqui) en el bosque maulino fragmentado. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 221-238.



Donato M, FC Ocampo. 2002. Systematic revision and cladistic analysis of the South American weevil genus *Tartarissus* (Coleoptera: Curculionidae: Molytinae). Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 61(3-4): 75-84.

Elgueta M. 2012. Descripción de una nueva especie de *Hybroleptops* Kuschel, 1949 y comentarios sobre otros representantes del género (Insecta: Coleoptera: Curculionoidea). Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile 61: 29-42.

Elgueta M, A Marvaldi. 2006. Lista sistemática de las especies de Curculionoidea (Insecta: Coleoptera) presentes en Chile, con su sinonimia. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile 55: 113-153.

Elgueta M, E Arias, K Will. 2008. Curculionoidea (Coleoptera) en follaje de árboles del centro-sur de Chile. pp. 177-200. En: J. Llorente B. y A. Lanteri (eds.), Contribuciones taxonómicas en órdenes de insectos hiperdiversos. Las Prensas de Ciencia, UNAM, México D. F.

Fairmaire L, P Germain. 1863. Revision des coléoptères du Chili. Suite (1). Annales de la Société Entomologique de France, serie 4, 2: 721-746 (1862).

Fierro A, AA Grez, PM Vergara, A Ramírez-Hernández, E Micó. 2017. How does the replacement of native forest by exotic forest plantations affect the diversity, abundance and trophic structure of saproxylic beetle assemblages? Forest Ecology and Management 405: 246-256.

Fuentes-Contreras E, R Muñoz, HN Niemeyer. 1997. Diversidad de áfidos (Hemiptera: Aphidoidea) en Chile. Revista Chilena de Historia Natural, 70: 531-542.

Gentili M, P Gentili. 1988. Lista comentada de los insectos asociados a las especies Sudamericanas del género *Nothofagus*. Monografías de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales Buenos Aires 4: 85-106.

Germain P. 1863, (descripciones diversas). En: Fairmaire L, P. Germain. 1863.

González FG. 2021. Lista actualizada de las especies de Coccinellidae (Insecta: Coleoptera) presentes en Chile. Disponible en internet: http://www.coccinellidae.cl/paginasWebChile/PDFs/Lista_Coccinellidae_de_Chile_28_05_2021.pdf

Grez AA, P. Moreno, M. Elgueta. 2003. Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epigeos asociados al bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. Revista Chilena de Entomología 29. 9-18.

Grez AA, M Elgueta, ML Jofré. 2019. El valor de los fragmentos pequeños del bosque maulino en la conservación de la fauna de coleópteros: nueva evidencia con coleópteros voladores. Pp. 299-322. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. C, Smith-Ramírez y F. A. Squeo eds. Editorial Universidad de Los Lagos, Osorno. Xxiv+616 p.

Hoganson JW, AC Ashworth. 1992. Fossil beetle evidence for climatic change 18000–10000 years B.P. in south-central Chile. Quaternary Research 37: 101-116. [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(92\)90009-8](https://doi.org/10.1016/0033-5894(92)90009-8)



- Hollis, D. 1986. Southern beeches and psyllids. *Homopterist Newsletter*, 1986, p. 23-24.
- Huerta FA, W Navarrete, J Araya, F Muñoz. 2011. Composición y clasificación de daño de insectos en *Nothofagus glauca* (Fagaceae), Región del Maule, Chile. *Revista Colombiana de Entomología* 37(1): 56-61.
- Jameson ML, ABT Smith. 2002 Revision of the South American genus *Brachysternus* Guérin-Ménéville (Coleoptera: Scarabaeidae: Rutelinae: Anoplognathini: Brachysternina). *The Coleopterists Bulletin* 56(3): 321-366.
- Jaña-Prado RC, AA Grez. 2004. Insectos herbívoros en el bosque maulino: un ecosistema fragmentado. *Revista Chilena de Entomología* 30(1): 27-43.
- Jones JR, LL Deitz. 2009. Phylogeny and systematics of the leafhopper subfamily Ledrinae (Hemiptera: Cicadellidae). *Zootaxa* 2186: 1-120.
- Kuschel G, RAB Leschen. 2010 Phylogeny and taxonomy of the Rhinorhynchinae (Coleoptera: Nemomychidae). *Invertebrate Taxonomy*, 24: 573-615. <https://doi.org/10.1071/ISO9027>
- Lanfranco D, E Rojas, R Rios, C Ruiz. 2001. Insect defoliators of *Nothofagus obliqua* (Roble) in South Chile: Two years monitoring species and their damage. Pp. 91-103. In: A. M. Liebhold, M. L. McManus, I. S. Otvos & S. L. C. Foscroke (eds.), *Proceedings: Integrated management and dynamics of forest defoliating insects; 1999 August 15-19; Victoria, BC. General Technical Report NE-277. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 167 p.*
- Lavandero B, A Labra, CC Ramírez, HM Niemeyer, E Fuentes-Contreras. 2009. Species richness of herbivorous insects on *Nothofagus* trees in South America and New Zealand: The importance of chemical attributes of the host. *Basic and Applied Ecology* 18-10 : (1)10.
- Lawton JH. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* 28: 23-39.
- Legalov AA. 2017. Contribution to the knowledge of the family Nemomychidae (Coleoptera) with descriptions of new taxa. *Ukrainian Journal of Ecology* 7(2): 64-87. <https://doi.org/10.15421/201722>
- Libonatti ML, R Ruta. 2013. Review of the Argentinean species of *Pseudomicrocara* Armstrong (Coleoptera: Scirtidae). *Zootaxa* 3718(2): 137-157. DOI: 10.11646/zootaxa.3718.2.3
- Machado VS, JP Botero, A Carelli, M Cupello, HY Quintino, MVP Simões. 2012. Host plants of Cerambycidae and Vesperidae (Coleoptera, Chrysomeloidea) from South America. *Revista Brasileira de Entomologia* 56(2): 186-198
- McQuillan P. 1993. *Nothofagus* (Fagaceae) and its invertebrate fauna– An overview and preliminary synthesis. *Biological Journal of the Linnean Society* 49: 317-354.
- Moore RT y P. Vidal G-H 2015 *Los buprestidos de Chile*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago 398 p. ISBN 978-956-14-1498-3.



Nascimento FEL, MA Monné, A Santos-Silva. 2020. On the enigmatic genus *Oectropsis* Blanchard (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae): tribal allocation, synonymy, and new species. *Zootaxa* 4845(2): 211-224.

Nieto Nafría JM, E Fuentes-Contreras, M Castro Colmenero, M Aldea Piera, J Ortego, MP Mier Durante. 2016. Catálogo de los áfidos (Hemiptera, Aphididae) de Chile, con plantas hospedadoras y distribuciones regional y provincial. *Graellsia*, 72(2): e050. <http://dx.doi.org/10.3989/graeellsia.2016.v72.167>.

Paulsen MJ 2010 The stag beetles of Southern South America (Coleoptera: Lucanidae). *Bulletin of the University of Nebraska State Museum* 24: i-iv, 1-148.

Pino C M. 1985. Introducción al conocimiento de los Mordellidae (Coleoptera) de Chile. Clave para géneros y lista de especies. *Revista Chilena de Entomología* 12: 101-103.

Ratcliffe BC, FO Ocampo. 2002. A review of the genus *Hylamorphia* Arrow (Coleoptera: Scarabaeidae: Rutelinae: Anoplognathini: Brachysternina). *The Coleopterists Bulletin*, 56(3): 367-378.

Richardson BJ, ET Arias-Tobar. 2011. Why so many apparently rare beetles in Chilean temperate rainforests? *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 419-432.

Ruta R. 2013. Review of the Scirtidae (Coleoptera: Scirtoidea) described by Johan Christian Fabricius (1745-1808). *Zootaxa* 3646(1): 51-67. DOI: 10.11646/zootaxa.4767.4.6

Ruta R. 2020. An overview of Scirtidae (Coleoptera) described by Antoine Joseph Jean Solier (1792-1851). *Zootaxa* 4767(4): 563-577. DOI: 10.11646/zootaxa.3718.2.3

Sáiz G F, J Solervicens A, P Ojeda G. 2013. Coleópteros del Parque Nacional La Campana y de Chile central. Segunda edición actualizada. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Valparaíso. 123 p. ISBN 978-956-17-0518-0

Sandoval C A, M Beéche C. 2010. Insectos asociados a los bosques de *Nothofagus rutila* Ravenna en el cerro El Roble. Ministerio de Agricultura de Chile, Servicio Agrícola y Ganadero, Santiago. 100 p.

Solervicens A J. 2002. Catálogo de los cléridos de Chile (Coleoptera: Cleridae). *Acta Entomológica Chilena* 26: 81-94.

Solervicens A J. 2014. Coleópteros de la Reserva Nacional Río Clarillo, en Chile central: taxonomía, biología y biogeografía. Universidad Metropolitana de Ciencias de la Educación, Corporación Nacional Forestal, Santiago.xv+478 p. ISBN 978-956-7669-50-9

Solervicens J, M Elgueta. 1994. Insectos de follaje de bosques pantanosos del Norte Chico, centro y sur de Chile. *Revista Chilena de Entomología*, 27: 135-164.

Starý P. 1994. Aphid parasitoid fauna (Hymenoptera, Aphidiidae) of the Southern beech (*Nothofagus*) forest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29(29): 87-98.



Tapias-Múnera J, AM Gaviria-Rivera. 2018. Lista de Miridae del Museo Entomológico Francisco Luis Gallego-MEFLG. Boletín del Museo Entomológico Francisco Luis Gallego 10(4): 6-32.

Telnov D, A Degiovanni. 2021. Review of the Chilean Anthicidae sensu lato (Insecta: Coleoptera), with critical notes on the Lemodinae and Tomoderinae, new descriptions and synonyms. Annales Zoologici (Warszawa) 71(1): 101-152.

Vera A. 2010. Estudio taxonómico del género monotípico *Aphractus* (Orthoptera: Tettigoniidae, Pseudophyllinae). Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 69 (3-4): 253-260.

Vergara O, V Jerez. 2010. Insectos e infestaciones asociadas al follaje de *Nothofagus antarctica* (Forst) Oerst (Nothofagaceae) en la cuenca del río Baker, Región de Aysén, Chile. Gayana 74(2): 83- 93.

Vidal G-H P, M Guerrero G. 2007. Los tenebriónidos de Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago. 478 p. ISBN 978-956-14-0933-0

Welch C. 1988. Phytophagous insects on deciduous *Nothofagus* in Chile and Argentina. Monografías de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales Buenos Aires 4: 107-114.





CAPÍTULO IV

CONSERVACIÓN



1. RECONEXIÓN DE UNA RED PLANTA-POLINIZADOR EN UN AMBIENTE INCENDIADO: INTERACCIONES PERDIDAS Y ENCONTRADAS

Milton Ortuño; Paloma Juliá y Rodrigo Medel

Aproximadamente 87.5% de las 352.000 especies de plantas con flores requieren del contacto con vectores de polen para su reproducción (Ollerton *et al.* 2011). Estas interacciones de facilitación están en la base de las cadenas tróficas, por lo que se piensa que sobre ellas descansa gran parte de la biodiversidad a nivel mundial. En términos de contribución a la organización de las comunidades de especies interactuantes, los polinizadores suelen ser el primer grupo que domina las interacciones con las plantas en el proceso de sucesión ecológica, seguido por parasitoides, depredadores y especies de consumidores oportunistas en los estados sucesionales más tardíos (e.g., Losapio *et al.* 2015).

Las interacciones mutualistas pueden ser estudiadas mediante una reducción a los mecanismos finos involucrados en los efectos recíprocos per capita entre las poblaciones de especies, o alternativamente prescindiendo de las singularidades de las interacciones, mediante aproximaciones más holistas dirigidas a representar patrones de interacción en colectivos de especies. El enfoque de redes complejas nos permite observar los cambios en la estructura y el funcionamiento de las redes de interacción mutual mediante comparaciones espaciales a través de los paisajes como a lo largo del tiempo. A partir de esta aproximación se han detectado ciertas regularidades en las redes de polinización, tales como la ocurrencia de pocos nodos (especies) muy conectados que reflejan especies generalistas, y muchos nodos poco conectados, que indican niveles altos de especialización funcional (ver Figura 1). Esta tendencia genera un patrón anidado o encajado, siendo las especies más enlazadas las que tienen mayor centralidad en la red, por lo que se consideran las más influyentes en la estructura del ensamble (Bascompte *et al.* 2003). Otra regularidad observada en redes de polinización es que especies nuevas ingresan a la red mediante enlaces preferenciales con especies que ya están muy conectadas (CaraDonna *et al.* 2017), reforzando de esta manera el nivel de anidamiento de la red, y con ello su resiliencia a las perturbaciones (Pawar 2014).



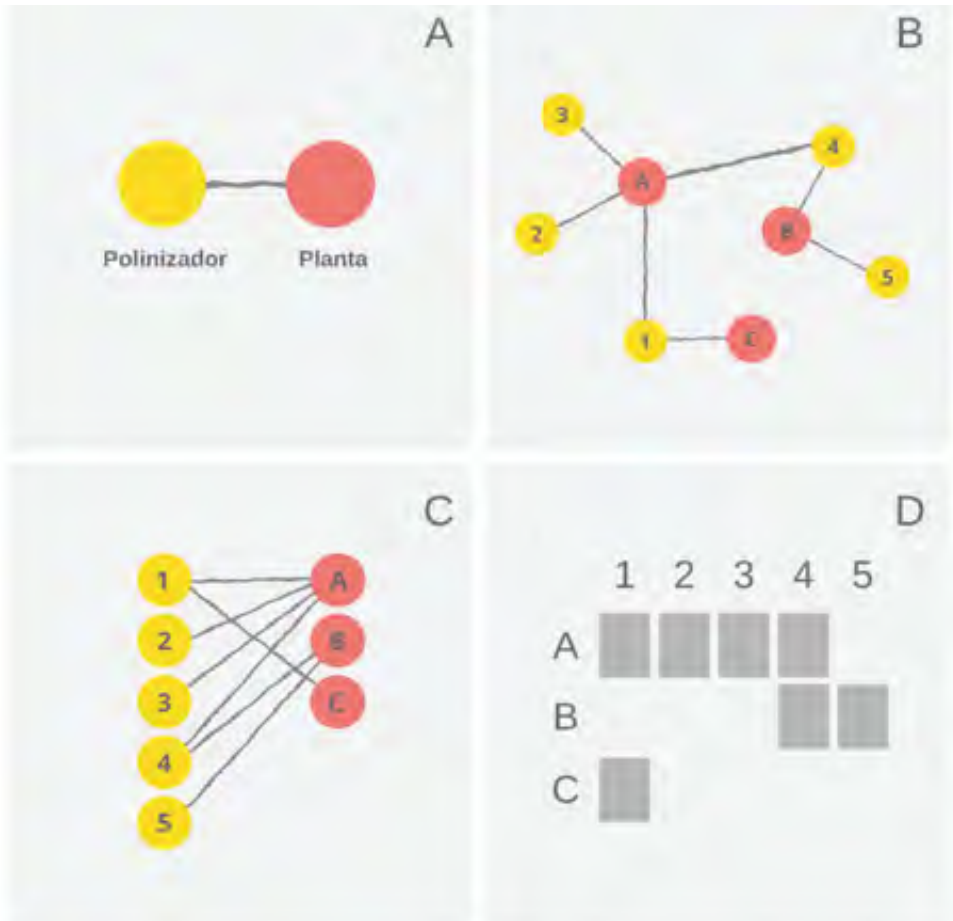


Figura 1. Representaciones de interacciones planta-animal en un contexto de redes. La ocurrencia de una interacción entre planta y polinizador, se representa mediante dos nodos y un enlace entre ellos (A). Una red de polinización contiene nodos y enlaces entre las distintas especies en una comunidad, donde algunas especies aparecen más enlazadas que otras. En el recuadro (B) la especie A interactúa con cuatro especies de polinizadores (1 - 4), siendo la especie de planta que posee más enlaces, por lo que su posición es más central que las especies de plantas B y C. En el recuadro (C), se representa la misma red, esta vez en forma bipartita, donde la especie A se representa en la parte superior de la columna de plantas, indicando su mayor grado de generalidad. El fenómeno de anidamiento también se observa en este recuadro. En el recuadro (D), se muestra la estructura de los datos para las representaciones en B y C, con polinizadores dispuestos en columnas y plantas en filas.

Los incendios son una fuente de degradación ambiental que puede originar una profunda perturbación de la estructura de las redes de polinización, ya sea mediante su efecto sobre la persistencia especie-específica de especies de plantas o polinizadores importantes para la estructura de las redes, como a través de su efecto masivo sobre la to-



talidad de la red en los casos más devastadores. Mientras algunos estudios señalan que el fuego puede incentivar positivamente la aparición de nuevos polinizadores (Carbone *et al.* 2019), aumentando la diversidad de interacciones en las redes (Lazarina *et al.* 2019), otros reportan efectos negativos sobre el éxito reproductivo de las plantas en zonas constantemente incendiadas (Carbone y Aguilar 2017), generando cascadas de extinción a través de las especies (Brown *et al.* 2017). En principio, las perturbaciones de gran escala son capaces de gatillar cambios en la organización de las redes de polinizadores (Peralta *et al.* 2017), ya sea a través de la reconexión de las propias interacciones, mediante un cambio en el comportamiento de las especies o a través de un recambio de especies e interacciones (CaraDonna *et al.* 2017). Más aún, es posible que bajo ciertas condiciones ocurra una extinción funcional de las poblaciones, que se manifiesta como una pérdida de interacciones que antecede la extinción de las especies (Valiente-Banuet *et al.* 2015).

1.1 La Perturbación de Gran Escala

El Bosque Maulino Costero se extiende por 100 km de latitud en el rango costero de la región del Maule, distribuyéndose desde los 100 a los 450 msnm (Santelices *et al.* 2012). El Bosque Maulino posee especies con un alto grado de endemismo, entre las cuales destaca el Hualo (*Nothofagus glauca*) y el Ruil (*Nothofagus alessandrii*), entre otras especies. Estas dos especies se encuentran actualmente en estado “vulnerable” y “en peligro crítico”, respectivamente (Hechenleitner *et al.* 2005). Globalmente, el Bosque Maulino en su totalidad es un sistema altamente amenazado debido su alto grado de fragmentación actual producto de una intervención histórica caracterizada principalmente por la sustitución del suelo y procesos de extracción maderera, donde se incluyen de manera importante otros árboles y arbustos como *Peumus boldus*, *Escallonia pulverulenta*, *Persea lingue* y *Lithraea caustica* (San Martín y Donoso 1995, San Martín y Gómez 2010). Adicionalmente, el Bosque Maulino ha estado periódicamente sujeto a incendios, entre los cuales el de mayor escala es el ocurrido durante el verano de 2016/2017, que abarcó el 54% de la Región del Maule, devastando comunidades de flora y fauna locales (**Figura 2**).

Durante la primavera de los años 2018 y 2019, es decir aproximadamente a un año y medio y a dos años y medio de ocurrido el incendio, se caracterizó la estructura de la red de polinización en el sector El Desprecio, un sistema manejado por Forestal Mininco con propósitos de conservación. El sector es una zona con exclusión de *Pinus radiata*, donde cualquier plántula de *Pinus* establecida es eliminada manualmente (Valencia *et al.* 2018), de modo de mantener el área sólo con especies nativas presentes, con *N. glauca* y *N. alessandrii* como las especies arbóreas dominantes.



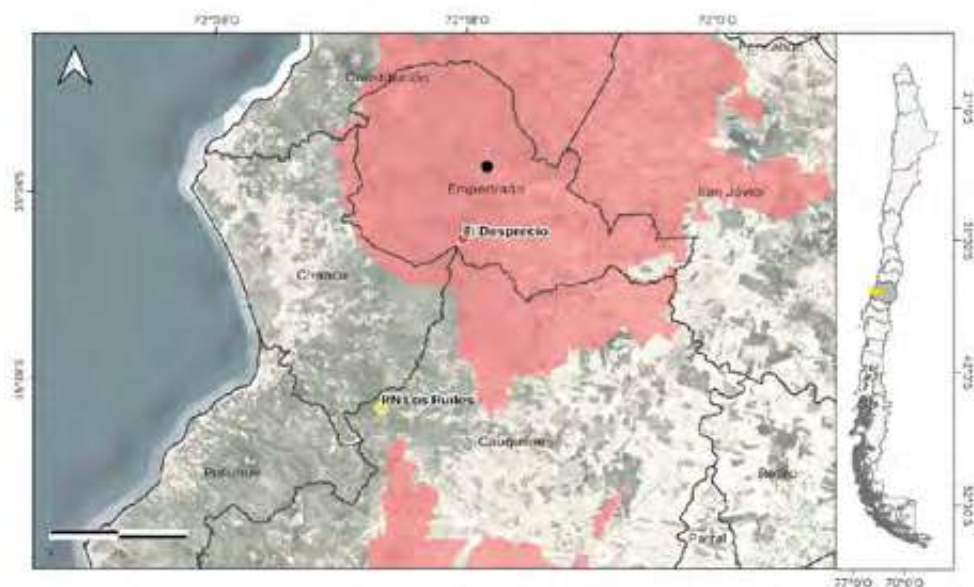


Figura 2. Ubicación del predio “El Desprezio” (punto rojo) y la Reserva Nacional Los Ruiles (punto amarillo) en la Región del Maule. El área en rojo corresponde a la superficie afectada por los mega incendios ocurridos en el verano de 2016/2017.

El sistema El Desprezio fue masivamente afectado por los incendios ocurridos durante el verano 2016/2017, lo que proporcionó una oportunidad excepcional para examinar el proceso de reconexión natural de una red de polinización luego de la total devastación experimentada (**Figura 3**). Como punto inicial, es decir anterior a los incendios 2016/2017, se considera una red de polinización estudiada en un fragmento de Bosque Maulino sin intrusión de *Pinus radiata*, caracterizada durante la primavera/verano del año 2007 en la Reserva Nacional Los Ruiles, distante 27.5 km del sitio de estudio en línea recta (Figura 2, ver descripción en Rivera-Hutinel *et al.* 2012,). De esta red fueron seleccionadas las plantas que aparecieron en alguna de las campañas de muestreo en el sector El Desprezio, las cuales fueron 13, y el resto fue seleccionado al azar, completando así 25 plantas, asimilando la red al número máximo de plantas en flor que se registró en el sector El Desprezio.



Figura 3. Comparación entre situación previa al incendio (A), inmediatamente ocurrido el incendio (B), y 2 años post-incendio (C).

1.2 El Proceso de Reconexión de Interacciones

Entre la amplia diversidad de índices existentes para el estudio de redes bipartitas, en este trabajo nos enfocaremos en algunas de las métricas utilizadas por Soares *et al.* (2017), como indicadores de degradación y calidad ambiental, tales como: grado, conectancia, riqueza y diversidad de Shannon, anidamiento, ranking de anidamiento, centralidad, y asimetría de las interacciones o asimetría de red. Estos índices son detallados brevemente a continuación, indicándose los resultados asociados a cada métrica. Más detalle de los índices puede encontrarse en la librería de bipartite 2.16, Analysis of Bipartite Ecological Webs, en R-project.

Tabla 1. Índices de redes de interacción planta-polinizador para la Reserva Nacional Los Ruiles (Pre) y post-incendio (2018 y 2019) de ocurrido el incendio de 2016/2017 en la Región del Maule, VII Región.

	Pre	Post 2018	Post 2019
Riqueza Plantas	25	25	22
Riqueza polinizadores	128	31	42
Diversidad de Shannon	3.69	3.48	3.02
Grado plantas	31.85	5.82	7.24
Grado polinizadores	3.78	5.37	3.83
Conectancia	0.02	0.06	0.05
Anidamiento	29.15	23.05	17.71
Asimetría de red	-0.67	-0.14	-0.33



La riqueza de especies de cada grupo interactuante, entendida simplemente como el número de especies de plantas y polinizadores registrados en cada campaña de muestreo tuvo un patrón de respuesta diferente entre plantas y animales polinizadores. Como este análisis de red se efectúa desde el punto de vista de las plantas, es necesario estandarizar las medidas para hacer comparables las mediciones antes-después del incendio. Para propósitos de monitoreo se seleccionó aleatoriamente de la red de bosque nativo inicial un número de especies de plantas equivalente al del año 2018. Bajo esta condición, se observó una disminución en la riqueza de plantas del 2018 al 2019 equivalente a un 12% de reducción (**Tabla 1**). De igual manera, la riqueza de especies de polinizadores disminuyó en un 76% luego del incendio, posteriormente aumentando desde 31 a 42 especies, lo que disminuyó el déficit inicial a un 67% de especies hacia el año 2019. Este resultado sugiere que las plantaciones forestales que rodean el sector estudiado proveen de un grupo relativamente limitado de especies fuente, que se traduce en que la fauna de polinizadores del sitio de estudio se encuentre en proceso de recuperación a una menor tasa que la vegetación (ver una muestra de interacciones en **Figura 4**).



Figura 4. (A) *Cadeguala occidentalis* visitando flores de *Stachys macraei*. (B) *Bombus dahlbomii* en flores de *Vicia nigricans*.

El grado, que para estos efectos fue estimado a un nivel de red como el promedio de los enlaces de cada grupo de la red bipartita, reveló un patrón diferente al de la riqueza de especies. Mientras el promedio de interacciones de las plantas, disminuyó en un 82% luego del incendio, el déficit de interacciones se redujo en un 77% hacia el año 2019. Por otra parte, el promedio de interacciones del grupo de polinizadores aumentó en un 42% respecto a la condición antes del incendio, volviendo a las condiciones iniciales hacia el 2019 (Tabla 1). La conectancia, medida de entramado de la red, indica que tan conectada está la red respecto al total de enlaces posibles. Generalmente la conectancia disminuye al aumentar el número de especies en sitios restaurados (Forup y Memmott 2005, Forup *et al.* 2008, Soares *et al.* 2017). En el sitio de estudio, se observó un mayor valor de conectancia en los años 2018 y 2019 respecto a la condición previa al incendio, lo que refleja la disminución en el número de polinizadores respecto al estado inicial.



El nivel de cohesión de la red respecto a un centro de interacciones entre especies generalistas puede ser estimado a partir del anidamiento. Esta métrica es a un parámetro estructural de la red, donde las especies más especialistas interactúan preferentemente con especies generalistas, mientras que las especies generalistas interactúan con una amplia gama de especies (Bascompte *et al.* 2003). El anidamiento en este trabajo disminuyó a medida que aumenta la reconexión, lo que concuerda con otros estudios que indican que los primeros 3 años después de un incendio el índice baja y vuelve a aumentar cuando se reconfigura totalmente la red (Ponisio *et al.* 2017). Para examinar si la estructura del anidamiento observado difirió de lo observado en una red generada al azar, se usó el modelo nulo *vaznull* del paquete bipartite en R. El modelo nulo aleatoriza los valores marginales de la red, manteniendo la conectancia y el número de interacciones de la red original. En la **Figura 5**, se puede observar que el anidamiento observado es significativamente mayor que lo observado por azar en el sector incendiado en ambos años, al igual que en el sector de bosque nativo sin incendio. El anidamiento del 2018 fue mayor que el 2019 (Tabla 1), lo que puede deberse a cambios en la identidad de algunas especies entre ambos años. En particular, algunas especies super generalistas presentes durante el 2018 estuvieron ausentes el 2019, lo que facilitó que las interacciones se configuraran entre especies menos generalistas hacia el segundo año de monitoreo post-incendio.

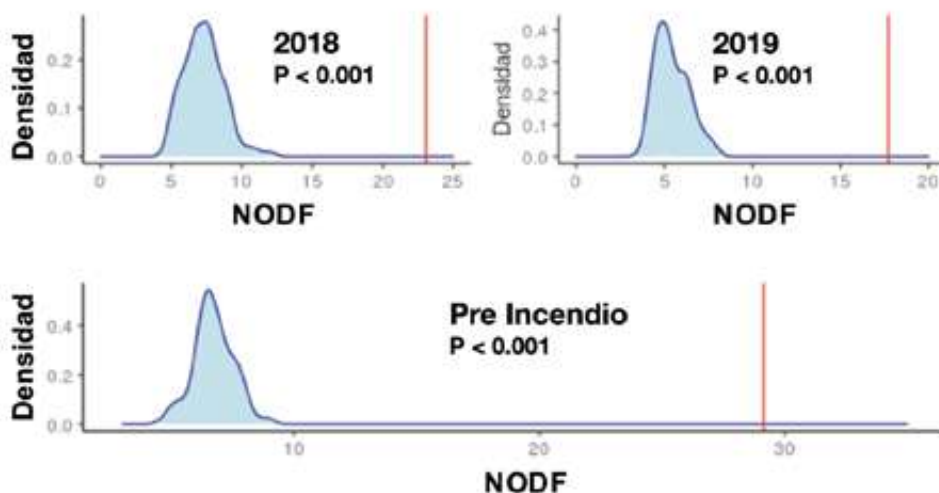


Figura 5. Distribución de valores aleatorios de anidamiento (NODF) según modelo nulo *vaznull* para cada red analizada. Los valores aleatorios de anidamiento en la condición de Pre-Incendio fueron estandarizados de acuerdo al número máximo de especies de plantas encontradas en los años 2018 y 2019. Número de iteraciones = 100 en cada caso. La línea roja representa el valor de anidamiento observado. En todos los casos el anidamiento observado fue significativamente mayor que la distribución generada aleatoriamente.



En la **Figura 6**, se observa que entre el 2018 y 2019 las categorías en el estatus de residencia (nativo o exótico) de las parejas de interactuantes se modifica, aumentando aquellas en que participan especies de plantas nativas, y disminuyendo aquellas en que las plantas son exóticas, independiente del estatus de residencia de los polinizadores. Globalmente, las especies de polinizadores exóticos participan principalmente en su asociación con plantas exóticas al comienzo de la reconexión de la red, y luego al segundo año, principalmente en asociación con las plantas nativas que llegan a asentarse en el sector incendiado a medida que avanza la reconexión. Esta última observación puede ser visualizada en la **Figura 7**, donde se muestra el carácter de las interacciones pareadas ordenadas de acuerdo a su ranking de generalización.

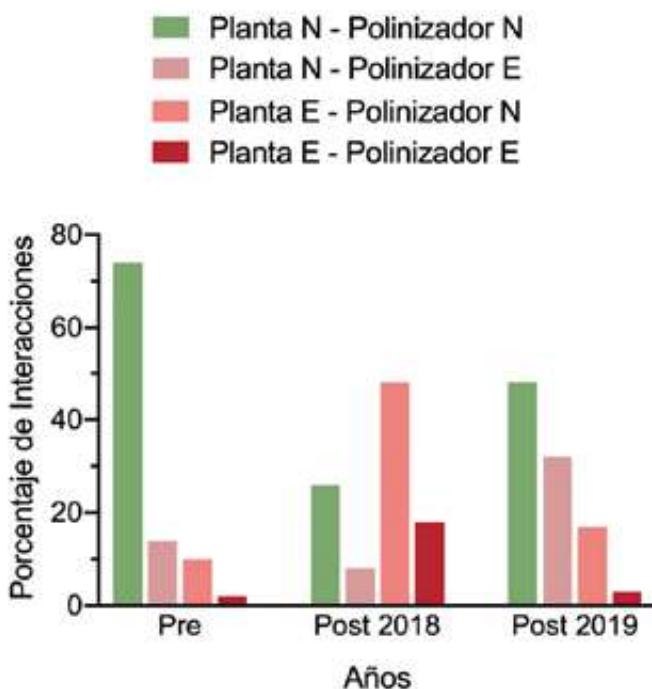


Figura 6. Porcentaje de interacciones que corresponden a categorías Nativo (N) y Exótico (E) en cada red de interacción. Se observa que la estructura de las categorías de especies interactuantes converge a las proporciones iniciales pre-incendio al segundo año de ocurrido el incendio.

La relevancia de cada especie en la organización de la red se puede estimar mediante su centralidad, que se calcula a partir de los vectores propios de la matriz de adyacencia de cada red. En la Tabla 2 se observa que la especie más importante para la red antes del incendio es la hierba del chancho (*Hypochaeris radicata*), la que también ocupa el segundo lugar de importancia a inicios del proceso de reconexión, en el 2018. Esta planta exótica es originaria de Marruecos, y actualmente se encuentra distribuida en todo el mundo (Ortiz *et*



al. 2008), siendo capaz de invadir estadios sucesionales tempranos que tienden a ser más secos y a tener condiciones de limitación de nitrógeno (Schoenfelder *et al.* 2010). Respecto a los polinizadores, los abejorros *Bombus dahlbomii* (nativo) y *Bombus terrestris* (exótico) ocuparon los primeros lugares de importancia en la red original. Sin embargo, a comienzos de la reconexión, luego del incendio, las primeras posiciones fueron para las exóticas *Apis mellifera* y *Bombus terrestris*, estando *B. dahlbomii* ausente el 2018. Al año siguiente, *B. terrestris* aparece como la especie con mayor centralidad en la red, ocupando el primer puesto y *A. mellifera* desciende al cuarto lugar. No obstante, lo anterior, el 2019 se volvió a registrar el abejorro nativo *B. dahlbomii*, aunque no llegó a ocupar un lugar central en la red, como en la situación previa al incendio.

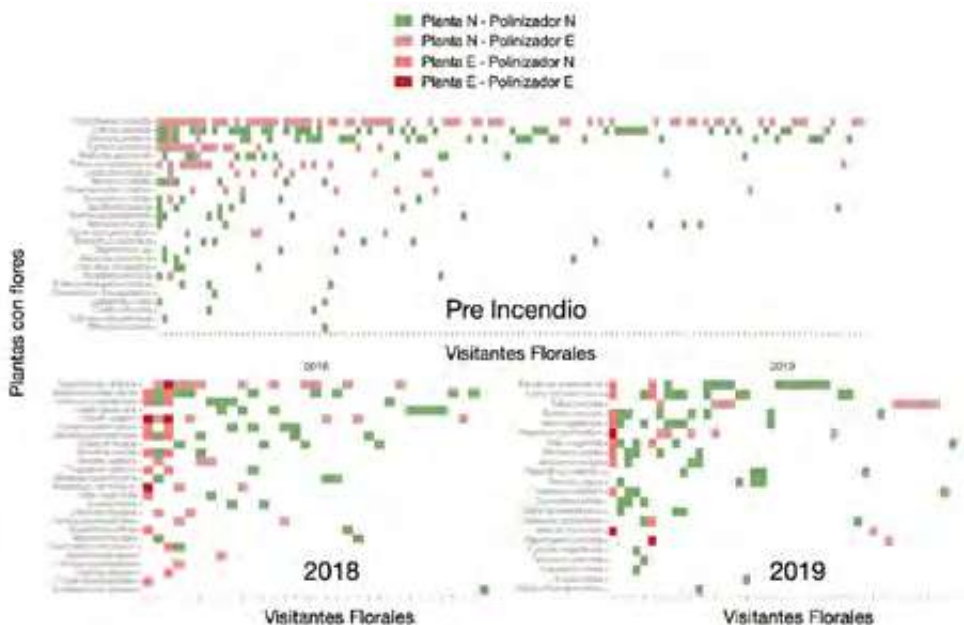


Figura 7. Matrices de interacción para las situaciones previa al incendio, a un año de ocurrido el incendio, y a dos años de ocurrido el incendio (2019). Al igual que en la Figura 6, los colores indican el estatus de residencia de las especies de cada pareja interactuante. Por convención, las especies más generalistas ocupan los primeros lugares en la tabla, mientras que las especies más especialistas son las que ocupan las posiciones más alejadas del origen (Alarcón *et al.* 2008).



Tabla 2. Valores de centralidad de las especies de plantas y polinizadores más importantes antes del incendio (Pre) y post-incendio (2018 y 2019) del verano 2016/2017. Los valores son dispuestos en orden descendente en cada año. En negrita se indican las especies exóticas de cada grupo.

Plantas			Polinizadores	
Año	Especie	Centralidad	Especie	Centralidad
Pre	<i>Hypochaeris radicata</i>	0.524	<i>Bombus dahlbomii</i>	0.168
	<i>Lithrea caustica</i>	0.316	<i>Bombus terrestris</i>	0.160
	<i>Gevuina avellana</i>	0.206	<i>Manuelia postica</i>	0.157
	<i>Cytisus scoparius</i>	0.159	<i>Manuelia gayi</i>	0.143
	<i>Teline monspessulana</i>	0.127	<i>Apis mellifera</i>	0.131
	<i>Hedyotis salzmännii</i>	0.113	<i>Yranea cytheris</i>	0.130
2018	<i>Escallonia pulverulenta</i>	0.312	<i>Apis mellifera</i>	0.353
	<i>Hypochaeris radicata</i>	0.281	<i>Bombus terrestris</i>	0.329
	<i>Cirsium vulgare</i>	0.239	<i>Syrphus shoreae</i>	0.328
	<i>Stachys macraei</i>	0.228	<i>Strymon bicolor</i>	0.165
	<i>Lathyrus magellanicus</i>	0.223	<i>Arthrobrachus rufitarsis</i>	0.160
	<i>Bomarea salsilla</i>	0.208	<i>Syrphus riedi</i>	0.146
2019	<i>Escallonia pulverulenta</i>	0.315	<i>Bombus terrestris</i>	0.387
	<i>Lathyrus cabreranus</i>	0.314	<i>Strymon bicolor</i>	0.206
	<i>Vicia magellanica</i>	0.252	<i>Cadeguala occidentalis</i>	0.179
	<i>Stachys macraei</i>	0.242	<i>Apis mellifera</i>	0.179
	<i>Vicia nigricans</i>	0.202	<i>Allograpta pulchra</i>	0.168
	<i>Hypericum perforatum</i>	0.190	<i>Centris cineraria</i>	0.165

Un indicador que informa sobre los niveles de dependencia de las plantas por polinizadores y viceversa es la asimetría de la red (Blüthgen *et al.* 2007). En general se ha observado que la asimetría tiende a ser alta cuando la calidad del ambiente es pobre, como ocurriría con posterioridad al incendio. En tales condiciones la asimetría, que normalmente es baja y representada por valores negativos, se acerca a cero revelando un creciente nivel de simetría entre ambos grupos. En nuestro caso de estudio, la asimetría de red se comporta de acuerdo a lo indicado en otros trabajos. Es decir, aumenta desde -0.67 en situación de pre-incendio a -0.14 a un año de ocurrido el incendio, bajando al año siguiente a -0.33. Es probable que el aumento en simetría observado en el 2018 se deba a la presencia de especies exóticas super generalistas, que provocarían que la fuerte dependencia de los polinizadores por las plantas en la situación pre-incendio disminuya a comienzos de la reconexión comunitaria. Al año siguiente, durante el 2019, al no estar presentes las especies super generalistas en la red (o disminuir su importancia), la asimetría tiende a aumentar (valores más negativos) en concordancia con otros estudios (Aizen *et al.* 2008).



1.3 ¿Qué Hemos Aprendido Hasta Ahora?

Al construir las redes de planta-polinizador a uno y dos años de ocurrido el incendio en gran parte del Bosque Maulino, y luego de comparar la estructura de la red de polinización con la red del bosque nativo del año 2007, emergen algunas tendencias en los indicadores que se relacionan con la reconexión no aleatoria de interacciones perdidas en el masivo incendio ocurrido en el verano 2016/2017.

En primer lugar, la reconexión de la red no ocurre mediante un gradual aumento de las especies pertenecientes a cada una de las categorías de residencia de las especies participantes. Más bien, el primer año se verifica una mayor participación de especies exóticas tanto de plantas como de polinizadores en las interacciones, lo que genera una distribución altamente sesgada del estatus de residencia de las parejas de interactuantes. Sin embargo, esta representación no se mantiene hacia el segundo año post incendio, que es cuando se manifiesta una mayor contribución de especies nativas en comparación al año anterior. El aumento en la centralidad de *B. terrestris*, puede haber ocurrido básicamente por dos procesos. Primero, es posible que el abejorro exótico tenga un mayor impacto sobre abejas nativas a través de reducir los recursos florales, compitiendo por sitios de anidamiento, o contaminando especies de abejas nativas con parásitos exóticos (Dafni *et al.* 2010, Schmid-Hempel *et al.* 2014). *Apis mellifera*, por su parte, es un polinizador inefectivo que interfiere en el grado de anidamiento de las redes de polinización ya que retiene gran parte de las interacciones, siendo relativamente indiferente al grado de perturbación de los ambientes (Paini 2004, Valido *et al.* 2014, Giannini *et al.* 2015). Además, los efectos de esta especie sobre la flora nativa son generalmente negativos, encontrándose en algunos casos que ninguna planta puede producir frutos viables cuando se encuentra cercana a sus colmenas (Valido *et al.* 2019).

En segundo lugar, las especies de plantas y polinizadores exóticos, si bien pueden degradar las redes de polinización de especies nativas (Aizen *et al.* 2008), también pueden ser beneficiosas bajo ciertas circunstancias. Por ejemplo, las plantas exóticas, además de afectar negativamente a especies de plantas nativas mediante un secuestro de polinizadores de plantas nativas, o mediante contaminación de los estigmas con polen de las exóticas (e.g., Miller *et al.* 2018), pueden incidentalmente beneficiar a polinizadores nativos que en otras condiciones cuentan con una base limitada de recursos florales. En este sentido, las plantas exóticas tienen una multiplicidad de efectos en los ambientes nuevos, ya sea como antagonista de otras plantas como a través de proveer recursos para polinizadores coexistentes (Albrecht *et al.* 2016). De igual manera, si bien polinizadores exóticos suelen ejercer efectos claramente perjudiciales sobre distintos componentes de los ecosistemas invadidos, también pueden contribuir a la polinización de algunas especies cuando ellos se establecen en los ambientes nuevos, aumentan en abundancia, y transfieren una mayor cantidad de polen en comparación a las especies residentes, tal como se ha verificado en el caso de *Bombus terrestris* y *Mimulus luteus* (*Erythranthe lutea*) (Medel *et al.* 2018). En el contexto de la reconexión de interacciones, el papel múltiple de las especies exóticas, pareciera quedar de manifiesto en las primeras etapas del proceso de reconstitución de la red de polinización, momento en que las especies exóticas tendrían un efecto gatillador del proceso de reconstrucción de la red.



En restauración, algunos autores plantean que la presencia de especies exóticas podría ser beneficiosa en ecosistemas degradados (D'Antonio y Meyerson 2002, McTavish 2019), debido a que estas especies pueden provocar la facilitación de especies nativas (Rodríguez 2006) o incluso ayudar a alcanzar objetivos de conservación, tales como proporcionar hábitats o recursos alimenticios para especies raras, servir de sustitutos funcionales de taxa extintos, y proporcionar funciones ecosistémicas deseables (Schlaepfer *et al.* 2011). En términos generales, nuestros resultados concuerdan con la idea de un alto valor de las especies exóticas. Esta observación es importante considerando que los años 2018 y 2019 probablemente representan solo el comienzo de un largo proceso de reconexión de interacciones, es posible destacar que la reconstitución de la red de polinización en su inicio atrajo numerosas especies exóticas, las que debido a sus propios rasgos de historia de vida facilitan la colonización de ambientes perturbados. De este modo, tras el incendio, y una vez establecidas las especies exóticas se establecieron interacciones nativo-exótica importantes en la red, donde las especies exóticas actuaron como especies super generalistas, reemplazando el rol de algunas especies nativas impedidas de colonizar la zona. Este patrón conlleva a que, al menos en los inicios del proceso de reconexión, las interacciones entre polinizadores y plantas se organicen de manera oportunista (Ponisio *et al.* 2017), y con valores bajos de anidamiento en comparación al observado en el sistema previo al incendio de 2016/2017. Este hecho pareciera deberse a que las interacciones únicas son predominantes, y las especies generalistas no comparten las especies con las cuales interactúan, explotando así recursos diferentes y menos competitivos en la trama de interacciones bipartita.



Agradecimientos

Agradecemos a José San Martín por su gentil invitación a contribuir en este volumen. Esta investigación fue financiada por el proyecto FONDECYT 1180850 otorgado a RM y la beca CONICYT-PFCHA/Magíster Nacional/2020 - 22200417 otorgada a MO. Agradecemos al personal de Forestal Mininco por su colaboración y autorización para ingresar al predio El Desprecio. Catalina Mondaca colaboró con salidas a terreno en la primera fase de este trabajo. La base de datos del año 2007 corresponde a una investigación financiada por el Proyecto Anillo ACT 34/2006 a RM.



1.4 Bibliografía

Aizen MA, CL Morales, JM Morales. 2008. Invasive mutualists erode native pollination webs. *PLOS Biology* 6(2), e31. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060031>

Alarcón R, NM Waser, J Ollerton. 2008. Year-to-year variation in the topology of a plant–pollinator interaction network. *Oikos* 117(12): 1796–1807. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16987.x>

Albrecht M, MR Ramis, A Traveset. 2016. Pollinator-mediated impacts of alien invasive plants on the pollination of native plants: the role of spatial scale and distinct behaviour among pollinator guilds. *Biological Invasions* 18(7): 1801–1812. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1121-6>

Bascompte J, P Jordano, CJ Melián, JM Olesen. 2003. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(16): 9383–9387. <https://doi.org/10.1073/pnas.1633576100>

Blüthgen N, F Menzel, T Hovestadt, B Fiala, N Blüthgen. 2007. Specialization, constraints, and conflicting interests in mutualistic networks. *Current Biology* 17(4): 341–346. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.12.039>

Brown J, A York, F Christie, M McCarthy. 2017. Effects of fire on pollinators and pollination. *Journal of Applied Ecology* 54(1): 313–322. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12670>

CaraDonna PJ, WK Petry, RM Brennan, JL Cunningham, JL Bronstein, NM Waser, NJ Sanders. 2017. Interaction rewiring and the rapid turnover of plant–pollinator networks. *Ecology Letters* 20(3): 385–394. <https://doi.org/10.1111/ele.12740>

Carbone LM, R Aguilar. 2017. Fire frequency effects on soil and pollinators: what shapes sexual plant reproduction? *Plant Ecology* 218(11): 1283–1297. <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0768-0>

Carbone LM, J Tavella, JG Pausas, R Aguilar. 2019. A global synthesis of fire effects on pollinators. *Global Ecology and Biogeography* 28(10): 1487–1498. <https://doi.org/10.1111/geb.12939>

Dafni A, P Kevan, C Gross, K Goka. 2010. *Bombus terrestris*, pollinator, invasive and pest: an assessment of problems associated with its widespread introductions for commercial purposes. *Applied Entomology and Zoology* 45(1): 101–113. <https://doi.org/10.1303/aez.2010.101>

D’Antonio C, LA Meyerson. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology* 10(4): 703–713. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x>

Forup ML, J Memmott. 2005. The restoration of plant–pollinator interactions in Hay Meadows. *Restoration Ecology* 13(2): 265–274. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00034.x>



Forup ML, KSE Henson, PG Craze, J Memmott. 2008. The restoration of ecological interactions: plant–pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology* 45(3): 742-752. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01390.x>

Giannini TC, LA Garibaldi, AL Acosta, JS Silva, KP Maia, AM Saraiva, PR Guimaraes Jr, AMP Kleinert. 2015. Native and non-native supergeneralist bee species have different effects on plant-bee networks. *PloS One* 10(9): e0137198. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137198>

Hechenleitner P, MF Gardner, PI Thomas, C Echeverría, B Escobar, P Brownless y C Martínez (Ed.). 2005. Plantas amenazadas del centro-sur de Chile: distribución, conservación y propagación. Universidad Austral de Chile. 29 p.

Lazarina M, J Devalez, L Neokosmidis, SP Sgardelis, AS Kallimanis, T Tscheulin, P Tsalkatis, M Kourtidou, V Mizerakis, G Nakas, P Palaiologou, K Kalabokidis, A Vujic, T Petanidou. 2019. Moderate fire severity is best for the diversity of most of the pollinator guilds in Mediterranean pine forests. *Ecology* 100(3): e02615. <https://doi.org/10.1002/ecy.2615>

Losapio G, F Jordán, M Caccianiga, M Gobbi. 2015. Structure-dynamic relationship of plant–insect networks along a primary succession gradient on a glacier foreland. *Ecological Modelling* 314: 73-79. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.014>

McTavish MJ. 2019. Learning to live with novelty: Implications of exotic earthworms and their interactions with seeds, mulch, and wood ash for ecological restoration. *UWSpace*. <https://uwspace.uwaterloo.ca/handle/10012/14715>

Medel R, C González-Browne, D Salazar, P Ferrer, M Ehrenfeld. 2018. The most effective pollinator principle applies to new invasive pollinators. *Biology Letters* 14(6): 20180132. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0132>

Miller CM, BIP Barratt, KJM Dickinson, JM Lord. 2018. Are introduced plants a threat to native pollinator services in montane–alpine environments? *Alpine Botany* 128(2): 179-189. <https://doi.org/10.1007/s00035-018-0206-5>

Ollerton J, R Winfree, R Tarrant. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120(3): 321-326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>

Ortiz MA, K Tremetsberger, A Terrab, TF Stuessy, JL García-Castaño, E Urtubey, CM Baeza, CF Ruas, PE Gibbs, S Talavera. 2008. Phylogeography of the invasive weed *Hypochaeris radicata* (Asteraceae): from Moroccan origin to worldwide introduced populations. *Molecular Ecology* 17(16): 3654-3667. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03835.x>

Paini DR. 2004. Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on native bees: a review. *Austral Ecology* 29(4): 399-407. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01376.x>

Pawar S. 2014. Why are plant-pollinator networks nested?. *Science* 345(6195): 383-383. <https://doi.org/10.1126/science.1256466>



Peralta G, EL Stevani, NP Chacoff, J Dorado, DP Vázquez. 2017. Fire influences the structure of plant-bee networks. *Journal of Animal Ecology* 86(6): 1372-1379. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12731>

Ponisio LC, MP Gaiarsa, C Kremen. 2017. Opportunistic attachment assembles plant-pollinator networks. *Ecology Letters* 20(10): 1261-1272. <https://doi.org/10.1111/ele.12821>

Rivera-Hutinel A, RO Bustamante, VH Marín, R Medel. 2012. Effects of sampling completeness on the structure of plant - pollinator networks. *Ecology* 93(7): 1593-1603. <https://doi.org/10.1890/11-1803.1>

Rodriguez LF. 2006. Can invasive species facilitate native species? evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions* 8(4): 927-939. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5103-3>

San Martín J, C Donoso. 1995. Estructura florística e impacto antrópico en el Bosque Maulino de Chile. In Armesto J, C Villagrán y MK Arroyo (Eds.), *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 163-165. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/998>

San Martín J, P Gómez. 2010. Historia, concepto y uso del Bosque Maulino. In Bustamante RO y PL Bachmann (Eds.), *Historia natural del Bosque Maulino costero: disectando la biodiversidad en un paisaje antropogenizado*. Santiago, Chile. Alvin Press. p. 73-84. https://www.researchgate.net/publication/335227561_Historia_concepto_y_uso_del_Bosque_Maulino

Santelices R, F Drake, C Mena, R Ordenes, RM Navarro-Cerrillo. 2012. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 39(3): 521-531. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-16202012000300011>

Schmid-Hempel R, M Eckhardt, D Goulson, D Heinzmann, C Lange, S Plischuk, LR Escudero, R Salathe, JJ Scriven, P Schmid-Hempel. 2014. The invasion of southern South America by imported bumblebees and associated parasites. *Journal of Animal Ecology* 83(4): 823-837. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12185>

Schlaepfer MA, DF Sax, JD Olden. 2011. The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology* 25(3): 428-437. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x>

Schoenfelder AC, JG Bishop, HM Martinson, WF Fagan. 2010. Resource use efficiency and community effects of invasive *Hypochaeris radicata* (Asteraceae) during primary succession. *American Journal of Botany* 97(11): 1772-1779. <https://doi.org/10.3732/ajb.0900383>

Soares RGS, PA Ferreira, LE Lopes. 2017. Can plant-pollinator network metrics indicate environmental quality?. *Ecological Indicators* 78: 361-370. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.037>

Valencia D, J Saavedra, J Brull, R Santelices. 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(1):531-534. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432018000100531>

Valido A, MC Rodríguez-Rodríguez, P Jordano. 2014. Impacto de la introducción de la abeja doméstica (*Apis mellifera*, Apidae) en el Parque Nacional del Teide (Tenerife, Islas Canarias). *Revista Ecosistemas* 23(3): 58-66. <https://doi.org/10.7818/re.2014.23-3.00>

Valido A, MC Rodríguez-Rodríguez, P Jordano. 2019. Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Scientific Reports* 9(1): 4711. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41271-5>

Valiente-Banuet A, MA Aizen, JM Alcántara, J Arroyo, A Cocucci, M Galetti, MB García, D García, JM Gómez, P Jordano, R Medel, L Navarro, JR Obeso, R Oviedo, N Ramírez, PJ Rey, A Traveset, M Verdú, R Zamora. 2015. Beyond species loss: extinction of interactions in a changing world. *Functional Ecology* 29:299-307. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12356>





2. INVASIONES BIOLÓGICAS EN UN BOSQUE FRAGMENTADO: AUMENTANDO LA COBERTURA DEL DOSEL CONSERVAMOS EL BOSQUE DE RUIL

Persy Gómez de la F. y Ramiro Bustamante A.

El uso intensivo de la tierra por la actividad humana constituye actualmente la principal amenaza a la biodiversidad. Cambios a gran escala en la estructura del paisaje asociado a la expansión agrícola y explotación forestal han incrementado la fragmentación y degradación de los hábitats silvestres (Chapin *et al.* 2000, Sala *et al.* 2000). Los estudios de la fragmentación del hábitat han sido fuertemente influenciados por la teoría de biogeografía de islas (Mac Arthur y Wilson 1967) y se han concentrado en examinar atributos de los fragmentos tales como tamaño, forma y grado de aislamiento y sus consecuencias sobre la diversidad de especies y la persistencia de las poblaciones naturales (Harris 1984).

Un aspecto menos examinado en estudios de fragmentación, son los cambios abióticos que ocurren al interior de los fragmentos (Kapos 1989); los cambios más relevantes son un incremento en la luminosidad y una disminución en la humedad del suelo (Laurence *et al.* 2002) lo cual puede afectar la capacidad de regeneración de las especies nativas (Laurance *et al.* 1998, Hobbs y Yates 2003), pero también aumentar la invasibilidad de los fragmentos frente a especies exóticas quienes toman ventaja de las nuevas condiciones ambientales. Invasibilidad se puede definir como la susceptibilidad de un ecosistema de ser invadido por especies exóticas (Lonsdale 1999, Alpert *et al.* 2000, Fridley 2011). Este es un concepto importante pues se focaliza en la búsqueda de ciertos atributos que poseen las comunidades naturales que las harían más o menos susceptibles a ser invadidas (Guo *et al.* 2015). Al respecto, se han propuesto diferentes hipótesis, cada una enfatizando en diferentes atributos de estas comunidades. En primer lugar, está la hipótesis de la resistencia biótica (Elton 1958), la cual plantea que las comunidades serán menos susceptibles a ser invadidas en la medida que posean una mayor diversidad de especies; esto se debería a que en estas comunidades los recursos serían más limitantes, reduciendo así su desempeño e impidiendo una colonización exitosa. Otra hipótesis, es la de las perturbaciones, la cual propone que ciertos regímenes de perturbación (especialmente aquellos inducidos por las actividades humanas) generan nuevas condiciones y recursos para las especies exóticas y que no están disponibles para las especies nativas (Davis *et al.* 2000).

Los bosques poco perturbados han sido considerados resistentes a la invasión de especies exóticas (Fine 2002, Martin *et al.* 2008); sin embargo, en la medida que aumentan las perturbaciones, éstos incrementan su invasibilidad (Schelhas y Greenberg 1996); por ejemplo,



la fragmentación induce un incremento en la luminosidad y reducciones en la humedad del suelo (Kapos 1989, Kapos *et al.* 1997), lo cual favorece la llegada de especies de plantas exóticas colonizadoras y sombra-intolerantes (Laurance *et al.* 1997, Viana *et al.* 1997). Por otro lado, se encuentra el efecto de borde, ya que la mayoría de las plantas exóticas que se encuentran en la matriz semi-natural colonizan los microhábitats de los bordes y, finalmente, se vuelven exitosos hacia el interior de los bosques (Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995). Si se conocen los rasgos que determinan la invasibilidad de un ecosistema forestal específico, se pueden generar herramientas de gestión que permitan prevenir la colonización de especies exóticas a estos bosques remanentes (Godefroid y Koedam 2003).

El bosque maulino es un ecosistema templado de la zona mediterránea de Chile Central (San Martín y Donoso 1996). Debido a sus elevados endemismos y la presencia de intensas y persistentes perturbaciones antrópicas, este tipo de bosque está incluido en uno de los 34 *hot-spots* de biodiversidad (Mittermeier *et al.* 2011, Otavo y Echeverría 2017). Además, este bosque incluye muchas especies consideradas en Peligro según la IUCN e.g., *Gomortega keule* (Molina) Baill., *Pitavia punctata* (Ruiz & Pav.) Molina, *Nothofagus alessandrii* (Espinosa); Vulnerable, e.g. *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser, (Baldwin *et al.* 2018). Este ecosistema forestal está amenazado por su progresiva deforestación y fragmentación que ha sufrido históricamente (San Martín y Donoso 1996, Echeverría *et al.* 2006). Solo en las últimas décadas, el bosque maulino ha perdido sobre 65% de su superficie, a una tasa cercana al 4,5% anual (Bustamante y Castor 1998) y ha sido reemplazado por plantaciones de *Pinus radiata* D. Don (Simonetti *et al.* 2006, Gómez *et al.* 2019) (Fig.1). En función de su importancia biológica, elevada amenaza y baja representación en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas, el bosque maulino ha sido considerado uno de los sitios con más alta prioridad para la conservación en Chile (Conama 2003). Por otra parte, es conocido que las mayores riquezas de especies exóticas pueden establecerse en los bordes de este tipo de bosque (Becerra y Simonetti 2020), sin embargo, actualmente, *P. radiata*, *Acacia dealbata* Link. y *Teline monspessulana* (L.) K. Koch están consideradas como las invasoras más conspicuas (Aguilera *et al.* 2015, Gómez *et al.* 2012, 2019, Pauchard *et al.* 2008).

El bosque maulino, históricamente ha sido vinculado al río Maule, presentando una distribución espacial unida a la topografía de montaña de la Cordillera de la Costa y Preandina. Tradicionalmente, se le identifica con el bosque de *N. glauca* (hualo o roble maulino). Sin embargo, por sobre esta unidad, se incluye a otra diversidad de bosques como el bosque de *N. alessandrii* (ruil), y diferentes especies arbóreas de carácter templado. Desde el punto de vista biogeográfico y florístico es el refugio de una diversidad de endemismos y otras especies nativas con encuentro de plantas típicas del bosque templado lluvioso y del matorral mediterráneo (Fuenzalida y Pisano 1965, San Martín y Gómez 2010, Gómez 2019).



Figura 1. Fragmento de bosque maulino en matriz de plantaciones forestales

2.1 El Caso del Bosque Maulino: Invasión de *Pinus radiata* D. Don y *Teline monspessulana* (L.) K. Khch.

En los últimos años, hemos estudiado la invasibilidad del bosque costero Maulino (San Martín *et al.* 2006). Específicamente, se ha trabajado en evaluar si los atributos estructurales y los factores microambientales afectan la regeneración de dos especies invasoras en Chile, *P. radiata* y *T. monspessulana* (Richardson y Brown 1986, García *et al.* 2007), ya que dado los altos niveles de fragmentación de este bosque, es una buena oportunidad para probar si la perturbación antrópica (expresado en cambios de la cubierta forestal), así como la diversidad de especies nativas, afectarían la llegada de estas especies invasoras.

La fragmentación del bosque maulino y su reemplazo por plantaciones de pino generan un escenario adecuado para que ocurra invasión de *P. radiata* desde las plantaciones, un fenómeno que ha sido documentado en otras regiones del mundo (Richardson y Brown 1986, Kruger *et al.* 1989, Higgins y Richardson 1998). De hecho, las plantaciones de pinos liberan cada año una gran cantidad de semillas hacia el paisaje, lo cual, incrementa la probabilidad de invasión sólo por un efecto masa (Richardson y Brown 1986, Kruger *et al.* 1989, Higgins y Richardson 1998, Gómez *et al.* 2011). Lo anterior, ha sido reportado para los bosques de *N. alesandrii* (ruil) de las comunas de Empedrado y Constitución en la Región de Maule, donde se han registrado posincendio abundancias de hasta 106.000 pinos/ha (Gómez y Garrido 2018).



El éxito invasivo de *P. radiata* debiera ser concordante con: (i) fuego, que promueve la regeneración debido a la serotonía, es decir, una adaptación exhibida por algunas plantas de semillas, en las que la liberación de semillas y la germinación se produce en respuesta al fuego (Richardson y Brown 1986); (ii) deforestación y fragmentación del hábitat, que al reducir la cobertura del dosel promueve la invasión (Richardson y Bond 2001, Richardson *et al.* 1994, Higgins y Richardson 1998) y (iii) la diversidad de plantas residentes que podría reducir la invasión por competencia, particularmente si hay residentes filogenéticamente cercanos en el bosque receptor (Park y Potter 2015, Gómez *et al.* 2019).

Por otra parte, *T. monspessulana* (French broom) es la especie invasora introducida de la familia Fabaceae de mayor distribución en el centro de Chile. La especie ha invadido con éxito Australia, Nueva Zelanda y Estados Unidos (Johnson 1982, Adams y Simons 1991, Bossard 2000, Parsons y Cuthbertson 2001, Zouhar 2005). En Chile, la especie se encuentra frecuentemente en claros o en los bordes de plantaciones de *P. radiata* y *Eucalyptus globulus* Labill., en áreas abiertas degradadas o al borde de caminos, formando extensos y densos matorrales (García *et al.* 2007, Pauchard *et al.* 2008, Gómez *et al.* 2012). Para el caso de los bosques de *N. alessandrii* (ruil), se han registrado abundancias de *Teline*, de hasta 600 individuos/ha, y distribuidos principalmente en sitios abiertos o con escasa cobertura del dosel (datos no publicados).

T. monspessulana, es considerada una maleza agresiva generalista (Matthei 1995) que puede competir con las especies nativas y aumentar la ocurrencia de incendios (Pauchard *et al.* 2008). Por otra parte, tiene una alta capacidad de reproducción tanto por la vía vegetativa como por la formación de un banco de semillas abundante y persistente, el cual se mantiene en el suelo por largos períodos de tiempo (Barrera *et al.* 2010), aumentando la posibilidad de establecerse sólo por un efecto de masa. Estos rasgos del ciclo de vida de esta especie de planta, permiten una rápida propagación de la especie por el paisaje (García *et al.* 2007, 2010, 2015).

2.2 Efecto de la Cobertura del Dosel y Densidad de Especies Nativas en la Invasión de *Pinus radiata* D. Don y *Teline monspessulana* (L.) K. Koch

Para ambas especies de plantas se ha detectado una relación positiva y significativa entre la densidad de plántulas con el eje CP1 (disponibilidad de luz) (Tabla 1a y 1b). La diversidad de especies no afectó a la regeneración de estas dos especies exóticas (Tabla 1a y 1b) (para ver detalles de los métodos y de los fragmentos de bosque, ver Gómez *et al.* 2019).

Tabla 1. GLMM para evaluar la relación entre la densidad de plántulas de *Pinus radiata* (A) y *T. monspessulana* (B), con la disponibilidad de luz (Eje 1) y la diversidad de plantas nativas (Eje 2) en el bosque fragmentado Maulino, Chile central. CP1 y CP2 son los dos primeros ejes de un Análisis de Componentes Principales (ver Gómez *et al.* 2019).

Factores	Coefficientes	Error Standar	Z	P
a) <i>Pinus radiata</i>				
Disponibilidad de luz (CP1)	0.55	0.12	5.04	<<0.001



Factores	Coeficientes	Error Standar	Z	P
Diversidad de Especies (CP2)	-0.17	0.10	-1.93	0.08
b) <i>Teline monspessulana</i>				
Disponibilidad de luz (CP1)	0.62	0.20	3.09	0.002
Diversidad de Especies (CP2)	0.19	0.19	-0.99	0.324

2.3 Implicancias para la Conservación de los Bosques de Ruil

En este capítulo hemos demostrado que la variable más importante que determina la invasión de las especies exóticas *P. radiata* y *T. monspessulana*, es la cobertura del dosel, un indicador de la disponibilidad de luz. Es decir, entre más cerrado es el bosque, menor disponibilidad de luz y menor invasión de estas especies. Este resultado tiene implicaciones para la conservación y gestión de este ecosistema amenazado de gran importancia a nivel mundial. Por otra parte, no detectamos efectos directos de la comunidad de plantas nativas en la regeneración de las dos especies exóticas, lo que sugiere que no hay resistencia biótica (competencia) de la comunidad residente (Gómez *et al.* 2019). Lo anterior, es muy relevante, porque indica que no hay filtros bióticos para la colonización y establecimiento de estas especies invasoras. Estos resultados, difieren significativamente de otros estudios similares en ecosistemas forestales (Higgins y Richardson 1998, Richardson y Bond 1991).

Actualmente, los bosques nativos chilenos están sometidos a una variedad de perturbaciones antropogénicas como incendios, deforestación y fragmentación. Dado que la mayoría de las especies exóticas son intolerantes a la sombra (Devkota *et al.* 1997, Fine 2002), estas perturbaciones actúan favoreciendo la llegada y establecimiento de plantas exóticas (Higgins y Richardson 1998, Hobbs 2001, Rejmanek y Richardson 1996). Sugerimos que los micrositios adecuados para la invasión de pino y teline son bosques con dosel abierto (Bustamante *et al.* 2003). De hecho, estas especies exóticas, se observan a menudo en áreas abiertas previamente sometidas a tala o fuego (García *et al.* 2007, Gómez *et al.* 2012, Pauchard *et al.* 2008, Gómez y Garrido 2018), patrón que concuerda con nuestros resultados experimentales.

El dosel del bosque es el primer filtro para detener la invasión de pinos y *Teline*. Los fragmentos de bosque de ruil se encuentran rodeados por plantaciones de *P. radiata* (Gómez *et al.* 2011), por lo tanto, se espera una masiva llegada de semillas (presión de propágulos) con independencia de cualquier otro factor ecológico, ya que a medida que llegan más propágulos al bosque, se espera una mayor invasión (Collauti *et al.* 2004, Lockwood *et al.* 2005, Gómez *et al.* 2019). Para el caso de *T. monspessulana* ocurre algo similar, ya que es una especie que puede producir miles de semillas durante una temporada (García *et al.* 2010, Herrera *et al.* 2011), y donde es muy probable sea un invasor exitoso sólo por un “efecto de masa”, es decir, una alta lluvia de semillas. Además, *T. monspessulana* forma un banco de semillas persistente



que permanece latente durante largos períodos de tiempo hasta que las condiciones de luz sean óptimas para la germinación. De hecho, en ausencia de limitaciones bióticas y abióticas, las plantas que mantienen un gran banco de semillas serán altamente invasivas, siguiendo la hipótesis de presión de propágulos, es decir, una gran cantidad de individuos que llegan por unidad de tiempo (Lockwood *et al.* 2005, Simberloff 2009).

El futuro de los remanentes del bosque de ruil es incierto; los recientes megaincendios ocurridos en el año 2017, han modificado severamente su estructura, dando lugar a condiciones ideales para la invasión de especies exóticas como *P. radiata* y *T. monspessulana*. De hecho, hemos observado un reclutamiento masivo de estas dos especies exóticas, por lo cual, es recomendable el manejo y erradicación de estas especies en el corto plazo.

Posincendio, la restauración de los bosques de ruil, debe mirarse con cautela, sitios con baja severidad de daño por fuego, probablemente no necesitarían acciones de revegetación intensas, porque quedan árboles semilleros que promueven el reclutamiento de plántulas, por lo tanto, los esfuerzos debieran enfocarse en la facilitación de nuevos reclutas y la reforestación y manejo de áreas abiertas en las que hay ausencia de fuentes de semillas. Según Donoso (1993), en aquellos bosques donde la severidad del daño por fuego es alta, la recuperación del sistema es más compleja. En esta situación, creemos que la acción más adecuada para recuperar la especie es la reforestación en lugar de la escasa regeneración natural.

La conservación de los bosques de ruil es una tarea urgente, y que involucra tanto a propietarios privados, y autoridades públicas. Esperamos que nuestro estudio pueda ayudar en esta valiosa tarea, el de preservar este gran ecosistema único a nivel mundial.



Agradecimientos

Project “Integrated conservation of two threatened Chilean endemic trees, *Nothofagus alessandrii* and *Gomortega keule* in the coastal cordillera of central Chile” (2020-2022), Foundation Franklinia, the Global Trees Campaign and BGCI. RO Bustamante agradece el apoyo parcial de proyectos ICM P05–002 and PFB-23.



2.4 Bibliografía

Adams R, D Simmons. 1991. The invasive potential of *Genista monspessulana* (Montpellier broom) in dry sclerophyll forest in Victoria. *Vic. Nat.* 108, 84-89.

Aguilera N, J Becerra, LM Guedes, C Villaseñor-Parada, L González, V Hernández. 2015. Allelopathic effect of the invasive *Acacia dealbata* Link (Fabaceae) on two native plant species in south-central Chile. *Gayana Bot.* 72, 231-239. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432015000200007>.

Alpert P, E Bone, C. Holzapfel. 2000. Invasiveness, invisibility and the role of environmental stress in the spread of nonnative plants. *Perspect. Plant. Ecol. Evol. Syst.* 3, 52-66. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00004>.

Baldwin H, M Barstow, M Rivers. 2018. The Red List of *Nothofagus*. Botanic Garden Conservation International, Richmond, UK.

Barrera J, S Contreras, N Garzón, A Moreno, S Montoya. 2010. Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana. 403 p.

Becerra P, J Simonetti. 2020. Native and exotic plant species diversity in forest fragments and forestry plantations of a coastal landscape of central Chile. *Bosque* 41(2): 125-136.

Bossard C. 2000. *Genista monspessulana* (L.) L. Johnson, in: Bossard, C.C., Randall J.M., Hoshovsky, M.C. (Eds.), *Invasive plants of California's wildlands*. University of California Press, Berkeley, pp. 203-208.

Bustamante RO, C Castor. 1998. The decline of an endangered ecosystem: the case of the rui forest in Central Chile. *Biodiv Conserv* 7: 1607-1626.

Bustamante RO, I Serey, STA Pickett. 2003. Forest fragmentation, plant regeneration and invasion processes across edges in Central Chile. In: G.A. Bradshaw, P.A. Marquet (eds.), *How Landscapes Change: human disturbance and ecosystem fragmentation in the Americas*. Springer. p. 145-158.

Colautti RI, A Ricciardi, IA Grigorovich, HJ MacIsaac. 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*;7: 721-733.

CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente, CL) VII Región. 2003. Estrategia y plan de acción para la conservación de la Biodiversidad en la Región del Maule. 111 p. (Informe Regional CONAMA - CONAF - SAG - INIA - SERNAPESCA - UTAL - UCM).

Donoso C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Santiago: Editorial Universitaria. 484p.

Chapin FS, ES Zavaleta, VT Eviner, RI Naylor, PM Vitousek, HL Reynolds, DU Hooper, S Lavelle, QE Sala, SE Hobbie, MC Mack, S Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

Davis MA, PJ Grime, K Thompson. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J. Ecol.* 88, 528–534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>.

Devkota N, P Kemp, J Hodgson. 1997. Screening pasture species for shade tolerance. *Proceedings of the Annual Conference*, Vol. 27. Agronomy Society of New Zealand. pp. 119–128.

Echeverría C, D Coomes, J Salas, JM Rey-Benayas, A Lara, A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biol. Cons.* 130, 481–494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>.

Elton CS. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London.

Fine PVA. 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. *J. Trop. Ecol.* 18(5), 687–705. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002456>.

Fuenzalida H, E Pisano. 1965. *Geografía económica de Chile*. Texto refundido (Biogeografía), Santiago, Chile. 228–267.

Fridley JD. 2011. Biodiversity as a bulwark against invasion: conceptual threads since Elton, in: Richardson, D.M. (Ed), *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*. Wiley, Oxford, pp 121–130. DOI:10.1002/9781444329988.

García RA, A Pauchard, E Peña. 2007. Banco de semillas, regeneración y crecimiento de *Teline monspessulana* (L.) K. Koch después de un incendio forestal. *Gayana Bot.* 64, 201–210. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432007000200005>.

García RA, A Pauchard, LA Cavieres, E Peña, MF Rodríguez. 2010. El fuego favorece la invasión de *Teline monspessulana* (Fabaceae) al aumentar su germinación. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 83, 443–452. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2010000300011>.

García RA, M Engler, E Peña, F Pollnac, A. Pauchard. 2015. Fuel characteristics of the invasive shrub *Teline monspessulana* (L.) K. Koch. *International Journal of Wildland Fire*, 24, 372–379.

Godefroid S, N Koedam. 2003. Identifying indicator plant species of habitat quality and invasibility as a guide for peri-urban forest management. *Biodiversity and Conservation* 12, 1699–1713.

Gómez P, RO Bustamante, J San Martín, S Hahn. 2011. Estructura poblacional de *Pinus radiata* D. Don en fragmentos de bosque maulino en Chile central. *Gayana Bot.* 68(1): 97–101.

Gómez P, RO Bustamante, J San Martín. 2012. Estructura poblacional de *Teline monspessulana* (L.) K. Koch en fragmentos de bosque maulino en Chile central. *Gayana Bot.* 69(1), 197–200. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432012000100022>.

Gómez P, P Garrido. 2018. Regeneración masiva del árbol exótico *Pinus radiata* D. Don luego de un gran incendio en fragmentos de *Nothofagus alessandrii* (ruil) en la región del Maule, Chile central. *Volumen* 7(1): 30–38.



Gómez P, M Murúa, J San Martín, E Goncalves, RO Bustamante. 2019. Maintaining close canopy cover prevents the invasion of *Pinus radiata*: Basic ecology to manage native forest invasibility. PLoS ONE 14(5): e0210849. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210849>.

Gómez P. 2019. Diversidad florística en los bosques de ruil. En: Ormazabal Y, Garrido P, Mena C. Ruil (*Nothofagus alessandrii*) biodiversidad de sus bosques. Pp. 41-93.

Guo Q, S Fei, JS Dukes, CM Oswalt, BV Lannone III, KM Potter. 2015. A unified approach for quantifying invasibility and degree of invasion. Ecology. 96, 2613–2621.

Harris L. 1984. The fragmented forest: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago: University of Chicago Press.

Herrera AM, RI Carruthers, NJ Mills. 2011. Introduced populations of *Genista monspessulana* (French broom) are more dense and produce a greater seed rain in California, USA, than native populations in the Mediterranean Basin of Europe. Biol Invasions. 13,369–380. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9829-1>.

Higgins SI, DM Richardson. 1998. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. Plant Ecol. 135, 79–93. <https://doi.org/10.1023/A:1009760512895>.

Hobbs RJ. 2001. Synergism among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in Southwestern Australia. Conserv. Biol. 15, 1522–1528. <https://www.jstor.org/stable/3061251>.

Hobbs RJ, CJ Yates. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. Australian Journal of Botany 51, 471–488.

Johnson PH. 1982. Naturalized plants in Southwest South. Island, New Zealand. N. Z. J. Bot. 20, 131-142. <https://doi.org/10.1080/0028825X.1982.10428834>.

Kapos V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazonas. J Trop Ecol 5: 173–185.

Kapos V, E Wandelli, JL Camargo, G Ganade. 1997. Edge related changes in environment and plant responses due to fragmentation in Central Amazonia. In: Laurance WF, Bierregaard RO Jr (eds) Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, pp 33–44.

Kruger FJ, GJ Breytenbach, IAW Macdonald, DM Richardson. 1989. The characteristics of invaded Mediterranean climate regions. Biological invasions. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Krüger, M. Rejmanek & M. Williamson (eds.), Biological Invasions: a Global Perspective, pp. 181-213. Wiley, Chichester, UK.

Laurance WF, RO Bierregaard, C Gascon. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. In: Laurance WF, Bierregaard RO Jr (eds) Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, pp 502–514.

Laurance WF, LV Ferreira, JM Rankin de Merona, SG Laurance. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79, 2032–2040.

Laurance WF, TE Lovejoy, H Vasconcelos, E Bruna, R Didham, P Stouffer, C Gascon, RO Bierregaard, SG Laurance, E Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv. Biol.* 16, 605–618.

Lonsdale WM. 1999. Global patterns of plant invasions, and the concept of invasibility. *Ecology*. 80, 1522– 1536. <https://doi.org/10.2307/176544>.

Lockwood JL, P Cassey, T Blackburn. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 20, 223 – 228. DOI: 10.1016/j.tree.2005.02.004.

MacArthur RH, EO Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

Matthei O. 1995. *Manual de las Malezas que crecen en Chile*. Alfabeto Impresores Santiago, Chile.

Martin PH, CD Canham, PL Marks. 2008. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7:142–149.

Mittermeier RA, WR Turner, FW Larsen, TM Brooks, C Gascon. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zach, F.E., Habel, J.C. (Eds), *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 3–22. DOI: 10.1007/978-3-642-20992-5.

Murcia C. 1995. Edge Effects in Fragmented Forests: Implications for Conservation. *Trends in Ecol. and Evol.* 10, 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6).

Otavo S, C Echeverría. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Rev. Mex. Biodivers.* 88(4), 924-935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>.

Park DS, D Potter. 2015. Why close relatives make bad neighbours: phylogenetic conservatism in niche preferences and dispersal disproves Darwin's naturalization hypothesis in the thistle tribe. *Molecular Ecology*. 2015; 24: 3181–3193.

Parsons WT, EGM Cuthbertson. 2001. *Noxious weeds of Australia*. CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria, Australia.

Pauchard A, RA García, E Peña, C González, LA Cavieres, RO Bustamante. 2008. Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biol. Invasions*. 10, 547–553. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9151-8>.

Rejmanek M, D.M Richardson. 1996. What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? *Ecology*. 77, 1655-1661. <https://doi.org/10.2307/2265768>.



Richardson DM, PJ Brown. 1986. Invasion of mesic mountain fynbos by *Pinus radiata*. South African Journal of Botany 52: 529-536.

Richardson DM, WJ Bond. 1991. Determinants of plant distribution: Evidence from pine invasions. American Naturalist, 137, 639-668.

Richardson DM, PA Williams, RJ Hobbs. 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. Journal of Biogeography, 21, 511-527.

Sala OE, FS Chapin, JJ Armesto, E Berlow, J Bloomfield, R Dirzo, E Huber-Sanwald, LF Huenneke, RB Jackson, A Kinzig, R Leemans, DM Lodge, HA Mooney, M Oesterheld, NL Poff, MT Sykes, BH Walker, M Walker, DH Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770-1774.

Saunders DA, RJ Hobbs, CR Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conserv Biol 5: 18-32.

San Martín J, C Donoso. 1996. Estructura florística e impacto antrópico en el Bosque Maulino de Chile. in: Armesto, J.J., Villagrán, C., Arroyo, M.T.K. (Eds.), Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. pp. 153-168.

San Martín J, R Santelices, R Henríquez. 2006. *Nothofagus alessandrii* Espinosa, Ruil. Familia: Fagaceae. En Donoso C (Ed.) Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina, Autoecología. Marisa Cuneo. Valdivia, Chile. pp. 390-400.

San Martín J, P Gómez. 2010. Historia, concepto y uso del bosque maulino. En Bustamante RO, PL. Bachman (eds.). Historia natural del bosque maulino costero: disectando la biodiversidad en un paisaje antropogénico. pp. 73-84.

Simonetti JA, AA Grez, RO Bustamante. 2006. Interacciones y procesos en el bosque maulino fragmentado. En: Grez AA, Simonetti JA & RO Bustamante (eds). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas: 99-114. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Simberloff D. 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 40, 81 – 102. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120304>.

Schelhas J, R Greenberg. 1996. The value of forest patches. In: Schelhas J, Greenberg R (eds) Forest patches in tropical landscapes. Island Press, Covelo, CA, pp xv-xxxvi.

Viana VM, AAJ Tabanez, JL Batista. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurance WF, Bierregaard RO Jr (eds) Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, pp 351-365.

Zouhar K. 2005. *Genista monspessulana*. in: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer).

3. LA INFLUENCIA DEL FUEGO EN LA DINÁMICA DE LOS BOSQUES DE *NOTHOFAGUS ALESSANDRII*

Mauro González C.; Constanza Becerra R.; Antonio Lara A. y Christian Little C.

Este capítulo revisa los antecedentes respecto a la influencia del fuego en los bosques de *Nothofagus alessandrii*. Desde al menos los últimos 250 años el fuego ha sido prevalente en configurar la estructura y composición de estos bosques. Sin embargo, estudios específicos de su influencia en la dinámica regenerativa y desarrollo de *N. alessandrii* a este tipo de alteraciones no ha sido realizada. En el contexto del megaincendio ocurrido en el verano del 2017, y que afectó a más del 50% de las poblaciones de *N. alessandrii*, se analiza una de las poblaciones del sector el Desprecio, comuna de Empedrado, para entender el impacto del fuego y la capacidad de recuperación de estos bosques caducifolios fuertemente amenazados.

3.1 La Tala y Roce a Fuego de los Bosques Maulinos

Los bosques de la zona costera de la región del Maule, denominados genéricamente roblerías – incluyendo principalmente *N. alessandrii* (ruil) y *N. glauca* (hualo)-, cubrieron el paisaje montañoso sin mayores alteraciones hasta principios de 1700. El río Maule delimitaba el inicio de un notable cambio vegetacional ya que a partir de aquí hacia el sur comenzaban los bosques más densos y de mayor cobertura (Elizalde 1970).

A partir del siglo 18 los bosques Maulinos comienzan a tener relevancia económica ya que por 1755 la madera constituía uno de los productos en que se basaba el comercio de la región (Solano 1994). Ya por entonces los bosques proveían la materia prima para la construcción de los “faluchos maulinos” en los astilleros de Constitución, especialmente madera de ruil que por su ductilidad y resistencia la-hicieron esencial para estas naves (Araya 1960, González 2019). Sin embargo, este efecto tuvo que ser aún bastante localizado ya que de acuerdo con registros y observaciones de inicios de la república (1820-30) las roblerías aún cubrían las montañas al sur del Maule (Poeppig 1960, Camus 2006). El inicio de un comercio continuo de madera y leña se inicia en estas primeras décadas como da cuenta el activo cabotaje de estos productos desde Constitución a Valparaíso y otros puertos del norte de Chile y Perú (Elizalde 1970, Camus 2006). Sin embargo, desde mediados del siglo XIX es cuando la tala y el roce a fuego se intensifican para abastecer de



madera las demandas de a la minería del Norte Chico y ferrocarriles, junto con ampliar la frontera agrícola a causa de la creciente demanda de trigo por Perú, California y Australia asociada a la fiebre del oro (Camus 2006). Durante el siglo XX, la tala del bosque e incendios intencionales para despeje de tierras se mantuvo como una actividad, principalmente, asociada a la producción de carbón y leña (Donoso y Landaeta 1983; San Martín y Donoso 1995). Sin embargo, de acuerdo a versiones orales de los habitantes locales del área de distribución natural, a principios del siglo XX los bosques de ruil cubrían mayores superficies y eran conocidos como ruilares (San Martín 2005). A partir de la década de 1970, el subsidio e impulso estatal para el establecimiento de plantaciones forestales de *Pinus radiata* en el área del bosque maulino resultó en una extensiva tala y quema de re-novales de los bosques dando como resultado la actual condición crítica de los bosques de ruil (San Martín y Donoso 1995, Lara *et al.* 1996, Donoso y Lara 1996, Bustamante y Castor 1998, Echeverría *et al.* 2006).

3.2 La Influencia del Fuego en la Ecología y Dinámica de los Bosques de Ruil

La ecología y dinámica de los bosques de ruil y la influencia de disturbios ha sido poco estudiada. *Considerando la histórica y permanente influencia antrópica de tala e incendios, y últimamente de los procesos de invasión de especies exóticas sobre los pequeños y aislados fragmentos de ruil*, los estudios desarrollados han estado enfocados, principalmente, en entender estas amenazas y evaluar sus impactos en los procesos de fragmentación y pérdida de bosques y proponer estrategias de conservación para evitar la extinción de estos ecosistemas (Bustamante y Castor 1998, San Martín y Donoso 1995, Grez *et al.* 1998; Bustamante *et al.* 2003, Olivares *et al.* 2005). Para comprender inicialmente la influencia del fuego en la ecología y dinámica de los bosques de ruil se describen en primer término algunos aspectos generales de sus condiciones de hábitat, características autoecológicas de la especie, y la estructura y composición de los rodales.

3.3 Condiciones de Hábitat

Los bosquetes de ruil se distribuyen discontinuamente en un área geográfica relativamente restringida a las laderas montañosas de la cordillera costera occidental de la región del Maule. Su gradiente altitudinal varía entre los 150 y 500 msnm sin ocupar las cumbres ni los fondos de las quebradas y principalmente en exposiciones húmedas Sur, y en menor medida Suroeste y Sureste (Donoso 1996, San Martín *et al.* 2013). Debido a la fuerte fragmentación y reducido tamaño de los rodales de ruil éstos se encuentran inmersos en los bosques de hualo y actualmente en las extensas masas de plantaciones comerciales de *Pinus radiata* (Donoso 1981, Donoso 1996, San Martín 2005, San Martín *et al.* 2013).



3.4 Características Autoecológicas de Ruil

Ruil es una especie caducifolia, longeva, cuyos individuos adultos pueden alcanzar alturas de alrededor de 30 m y diámetros de hasta 60 cm (Donoso 1974; San Martín y Donoso 1995). Las edades máximas que han sido determinadas alcanzan los 180 años, aunque se estima que en individuos adultos podrían superar los 300 años (González *et al.* 2019). La corteza es relativamente delgada, lisa y de apariencia blanquecina en individuos jóvenes tornándose más agrietada y de hasta 1 cm de espesor en individuos adultos lo que la hace susceptible a incendios de moderada a alta intensidad. Ruil puede considerarse como una especie semitolerante a la luz, dada su estrategia de regeneración en claros del bosque y limitaciones para establecerse naturalmente fuera del bosque (Donoso 1981, 1993, San Martín *et al.* 2013). El sexo de los árboles es monoico, y su fruto es una cúpula con 3 a 7 nueces cortamente aladas (San Martín *et al.* 2013). La edad de fructificación de la especie parece iniciarse a partir de los 20 años (Donoso 1975), y como es común en las especies de *Nothofagus* presenta una producción periódica con años de alta y baja producción. La fructificación y diseminación de semillas ocurre en verano (fines de enero y febrero) de cada año, y por ser de pequeño tamaño (5-6 mm) pueden dispersarse de manera limitada (alas muy pequeñas) a poca distancia por viento (San Martín *et al.* 2013).

3.5 Composición y Estructura de los Bosques de Ruil

Las fuertes y recurrentes alteraciones sufridas por los bosques de ruil durante el siglo XX, principalmente asociadas a tala e incendios han modelado su estructura, composición y su configuración espacial. Los bosques de ruil actualmente conforman renovales (rodales jóvenes de segundo crecimiento), originados de rebrotes vegetativos (monte bajo) y también de una combinación entre rebrotes vegetativos y semillas (monte medio; Donoso 1981, 1982, San Martín y Donoso 1995) que generalmente no superan los 100-120 años de edad (González *et al.* 2019). El establecimiento de origen vegetativo a través de la reproducción desde la base de los fustes o tocones ha sido el resultado de las alteraciones previamente señaladas para la obtención de madera y carbón o para el cultivo de trigo y leguminosas, terrenos posteriormente abandonados (Donoso 1993, San Martín *et al.* 2013).

Los rodales de ruil son relativamente puros especialmente en la parte inferior y media de las laderas húmedas donde ocupan los estratos dominantes y codominantes. La densidad y área basal en estos rodales es variable pudiendo fluctuar entre 380 y 1500 árboles/ha y 10 y 35 m²/ha, respectivamente (Donoso 1981; Deus y Bravo 1984; Santelices y Riquelme 2007).

Dependiendo de la condición de sitio también se asocia principalmente con *N. glauca*, y marginalmente con *N. obliqua* (roble) y *N. dombeyi* (coihue) (Donoso 1981, 1982, San Martín *et al.* 2013). Otras especies arbóreas típicas de los bosques templados que acompañan en baja densidad a ruil son las especies siempreverdes *Gevuina avellana*



(avellano), *Aristotelia chilensis* (maqui), *Lomatia hirsuta* (radal), *Drimys winteri* (canelo), *Aextoxicon punctatum* (olivillo), *Persea lingue* (lingue) y *Podocarpus saligna* (mañío de hojas largas), entre otras (San Martín y Donoso 1995). Además, especies del bosque esclerófilo como *Cryptocarya alba* (peumo), *Quillaja saponaria* (quillay), *Peumus boldus* (boldo) y *Lithraea caustica* (litre) pueden asociarse a estos rodales especialmente cuando han sido alterados por incendios y/o tala, así como especies exóticas arbustivas como *Teline monspessulana*, *Rubus ulmifolius* y la arbórea *Pinus radiata* (San Martín y Donoso 1995, San Martín et al. 2013, González et al. 2019, 2021).

3.6 Respuesta Postfuego de los Bosques de Ruil Afectados por el Megaincendio “Las Máquinas”

Como da cuenta la literatura, la influencia de tala e incendios, si bien son procesos comunes en el origen, desarrollo, degradación y pérdida de los bosques de ruil, han sido muy poco estudiados. Uno de los pocos antecedentes son los referidos por San Martín y Donoso (1995) que propusieron un modelo que explica cómo la degradación antrópica favorecería el reemplazo del bosque de ruil por formaciones arbustivas y arbóreas cuyas especies dominantes dependerían de la condición de sitio. Además, en sitios degradados por sucesivos incendios, tala y ganado, podrían establecerse matorrales densos de leguminosas exóticas (*Teline monspessulana* y *Ulex europaeus*) que impedirían el restablecimiento del bosque de ruil, para posterior y eventualmente ser convertidos en plantaciones de especies arbóreas exóticas de rápido crecimiento.

Durante la última década, condiciones climáticas secas y olas de calor han favorecido una mayor actividad incendios en la región centro-sur de Chile (Garreaud et al. 2017, González et al. 2018, 2020). Así, en el verano del año 2017 la región del Maule fue afectada por varios megaincendios simultáneos. Uno de ellos, el megaincendio denominado “Las Máquinas” quemó el 55% (172 ha) de los últimos bosques remanentes de ruil, correspondiendo a 9 de las 15 poblaciones actualmente presentes (Figura 1a) (Valencia et al. 2018). De la superficie total de bosques de ruil afectados por el fuego, el 52% fue quemado con una severidad moderada-alta y alta (Valencia et al. 2018).





Figura 1. a) Megaincendio las Máquinas y poblaciones afectadas (en círculo verde se indica el predio El Desprecio); b) Bosques de ruil previo al incendio; c) y d) Rebrotos basales de ruil (nótese el árbol de pino anillado indicado por una flecha); e) Rebrotos basales de hualo; f) Rebrotos basales de peumo; g) Regeneración de pino desde semillas y rebrotos de ruil

Una de las poblaciones de ruil estudiadas luego de ocurrido el megaincendio corresponde a la del sector El Desprecio, ubicada a 10 kilómetros al sur del pueblo de Empedrado (Figura 1a). En este sector los bosques de ruil cubren una superficie de 39 ha el cual se quemó en más de un 85% con moderada a alta severidad (Valencia *et al.* 2018, González *et al.* 2021).

La estructura de estos bosques correspondía a formaciones secundarias dominadas por ruil con una variable participación de hualo, y otras especies siempreverdes como peumo, litre, lingue y maqui (Figura 2a). Además, en los rodales se encontraban presentes individuos agrupados o solitarios de *Pinus radiata* de más de 20 cm diámetro



a la altura del pecho (Dap). La densidad de ruil variaba entre 800 y 1320 ind/ha, y en el caso de hualo entre 400 y 800 ind/ha. El área basal fluctuaba entre 22 y 26 m²/ha y 11 y 23 m²/ha para ruil y hualo, respectivamente. En los tres rodales la densidad de ruil (NOTALE) supera a hualo (NOTGLA), y se concentra en las clases de DAP entre 10 y 20 cm sugiriendo que se trata de un renewal relativamente joven. Por su parte hualo con una menor densidad presenta una distribución de DAP más amplia con individuos en clases entre 10 y 30 cm, e incluso árboles mayores a 60 cm de DAP. En el caso del rodal 2, si bien la densidad de pino (PINRA) fue baja, los individuos se concentraron particularmente en DAP entre 50 y 60 cm (Fig. 2a).

La determinación de la edad de los árboles en distintos rodales muestra pule sos de establecimiento que indicarían una estructura coetánea. En este sentido, los individuos arbóreos de ruil y hualo corresponden a cohortes establecidas posterior a incendios de moderada a alta severidad (Figura 2b). En el caso del rodal 1 y 3, el inicio del establecimiento de individuos en la década de 1920 sugiere que ambos rodales fueron afectados por el mismo incendio ocurrido a inicios de la década de 1920 (Fig. 2b; Fig. 3).

El fechado dendrocronológico de cicatrices de fuego indica que los rodales fueron afectados por incendios determinados en los años 1908, 1923, 1954, 1964 quemando distintos parches con probablemente diferentes niveles de severidad (Figura 3a).

El crecimiento radial de los árboles de ruil en sus primeros años de establecimiento postfuego es relativamente rápido resultado de su origen vía reproducción vegetativa y condiciones de mayor luminosidad y menor competencia (Figura 3b). Posteriormente la variabilidad en su crecimiento anual está dada por las condiciones climáticas y nivel de competencia intra e interespecífico. Desde la década de 1990 se observó el establecimiento de *Pinus radiata* en la mayor parte de los parches de ruil producto de la diseminación por semillas de plantaciones forestales colindantes (Figura 2b) (González *et al.* 2021). Estos árboles a la fecha del megaincendio alcanzaban generalmente más de 25 m de altura y 50 cm de dap, y en plena etapa reproductiva con una alta producción de conos y semillas.



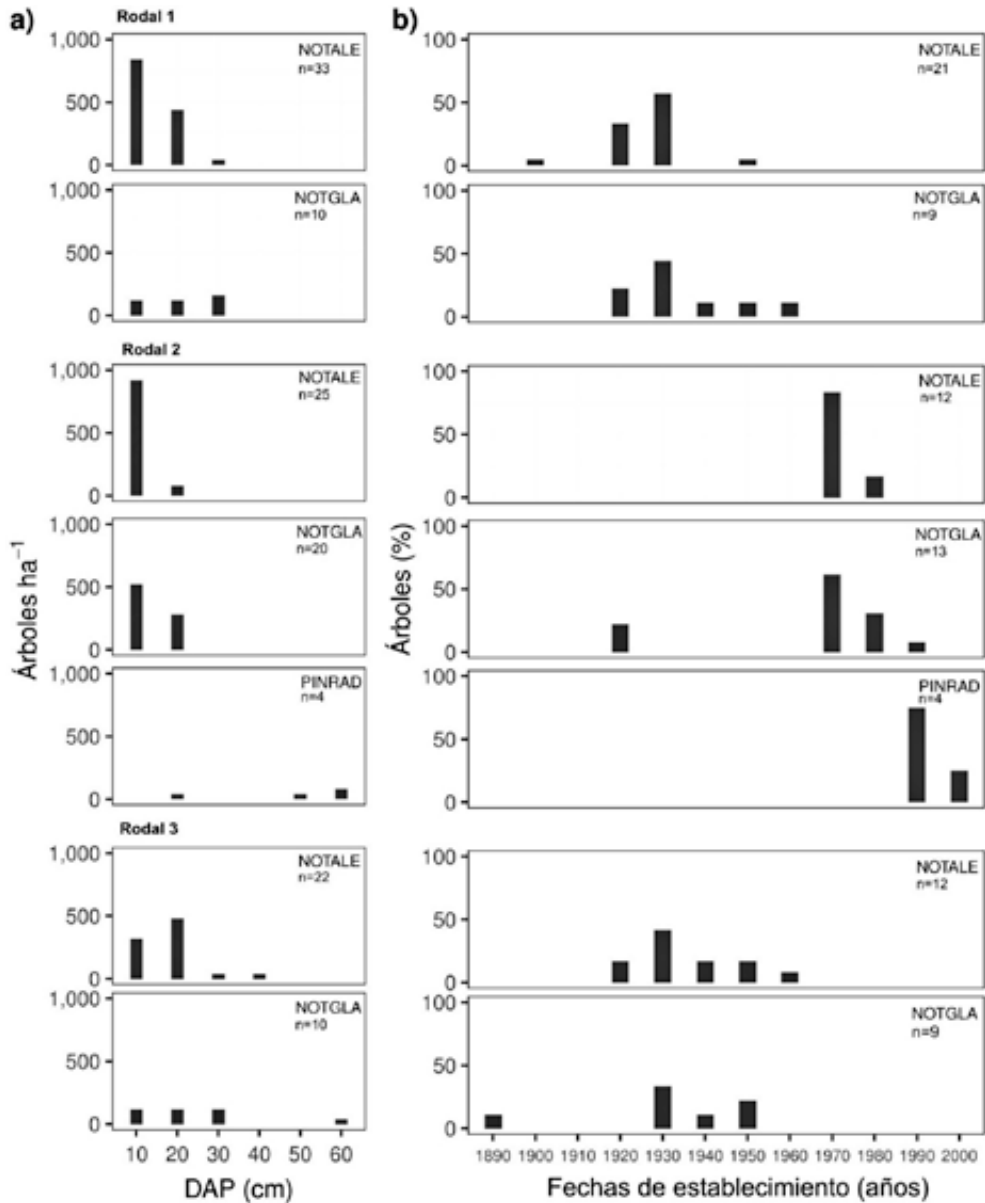


Figura 2. a) Distribución diamétrica de rodales dominados por *N. alessandrii* en el sector el Desprezio; b) Fechas de establecimiento de *N. alessandrii* (NOTALE); *N. glauca* (NOTGLA); *P. radiata* (PINRAD). Clases de DAP cada 10 cm (5-15, 16-25, etc.). Fecha de establecimiento cada 10 años (ej., 1920 representa rango edades entre 1920-1930). La letra n indica el número de árboles incluidos en el análisis.



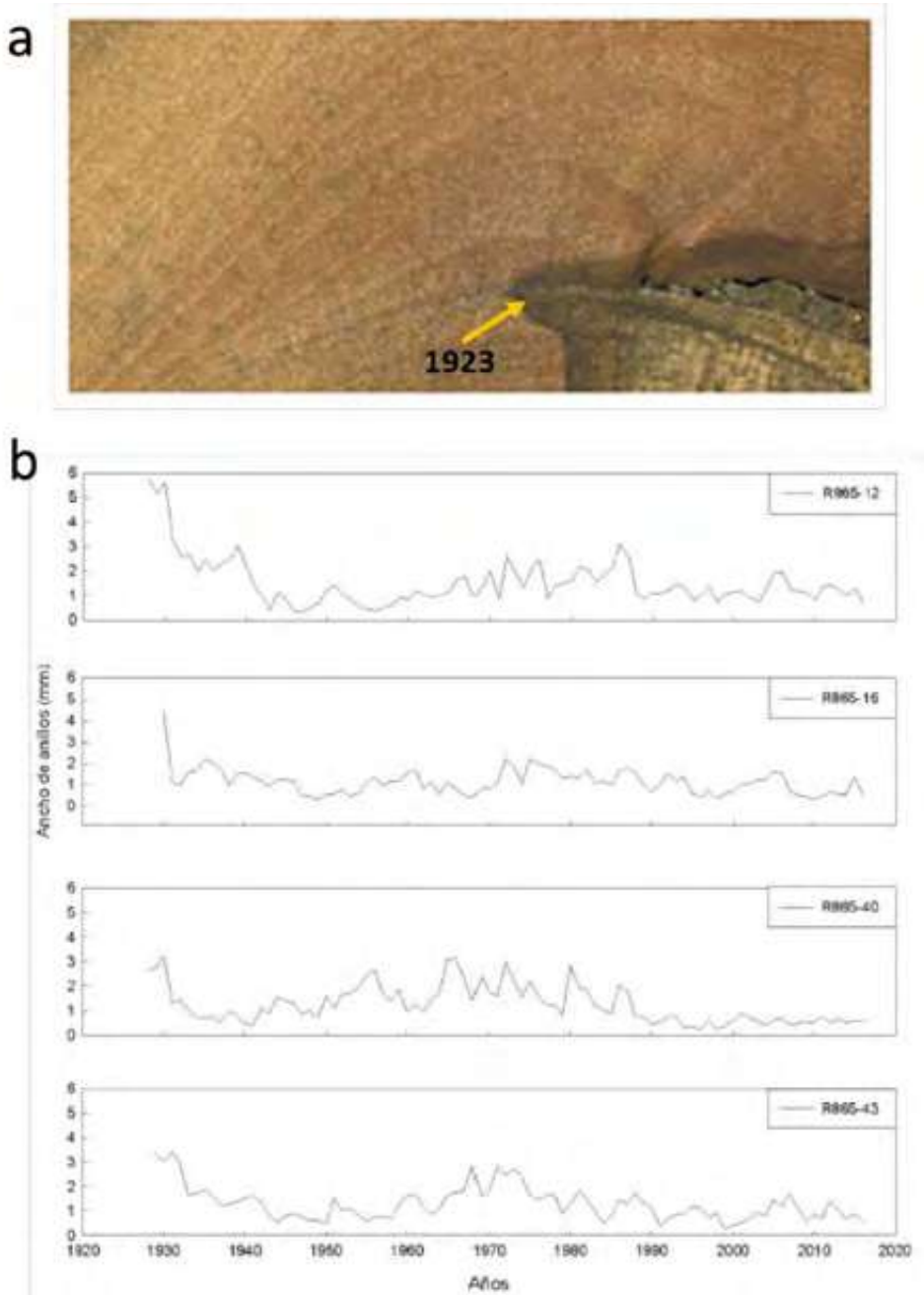


Figura 3. a) Cicatriz de fuego registrada en árbol de ruil muerto en el incendio de 2017 fechada en 1923 que dio origen a una nueva cohorte (fig. 2, rodal 1 y 3); b) Crecimiento radial de ruil mostrando el rápido crecimiento inicial postfuego. El código (ej., R865-12) identifica la muestra de tarugo de incremento obtenida de árboles de ruil.

Lo que se ha descrito sobre la dinámica de los bosques de ruil se ha enfocado principalmente al impacto generado por la degradación antrópica y su reemplazo por comunidades arbustivas y arborescentes como también a la conversión por plantaciones de rápido crecimiento de *Pinus radiata*. Estas primeras evaluaciones luego del megaincendio del 2017 a través del monitoreo postfuego de ruil, hualo y las principales especies acompañantes dan cuenta de los distintos rasgos ecológicos y estrategias reproductivas para resistir y/o recuperarse posterior al fuego. A dos años del incendio los árboles de ruil y peumo quemados (y con su parte aérea mayoritariamente muerta) fueron capaces de rebrotar principalmente desde la base (Figura 1c, d, f y 4a). El rebrote desde la copa de los árboles de ruil fue muy reducido ($< 5\%$) a diferencia del rebrote basal que alcanzó más de un 80% (Figura 4a). En contraste hualo rebrotó en más de un 60% desde la copa, aunque en rodales con mayor densidad de árboles jóvenes (< 10 cm dap) el rebrote desde la base fue más frecuente que el de copa debido a la muerte de la parte aérea. A diferencia de ruil, individuos adultos de hualo presentan una corteza más gruesa, que sirve como aislante térmico que evitan el daño a los tejidos meristemáticos (cambium) dándole una mayor resistencia al fuego, permitiendo así la sobrevivencia de la parte aérea del árbol y la recuperación del follaje. En general, en áreas quemadas muy severamente hualo no supero el 20% de árboles rebrotados desde la base (Figura 1e).

En los rodales estudiados el mayor porcentaje de plántulas de ruil tuvo un origen vegetativo ($> 70\%$). El establecimiento de ruil vía semillas fue en general muy escaso, excepto en algunas áreas quemadas con menor intensidad. Hualo por su parte, mostró rodales donde la totalidad de las plántulas tuvieron un origen generativo (semillas), y en otros rodales más jóvenes, donde la mortalidad arbórea fue alta, la regeneración fue principalmente de origen vegetativo (rebrote basal). La regeneración de Maqui (*Aristotelia chilensis*) fue mayoritariamente por semillas dispersadas por aves. Las plántulas de pino fueron en un 100% de origen generativo, provenientes de la apertura de los conos almacenados en el suelo y/o en la copa de árboles quemados (Figura 1g, 4b).



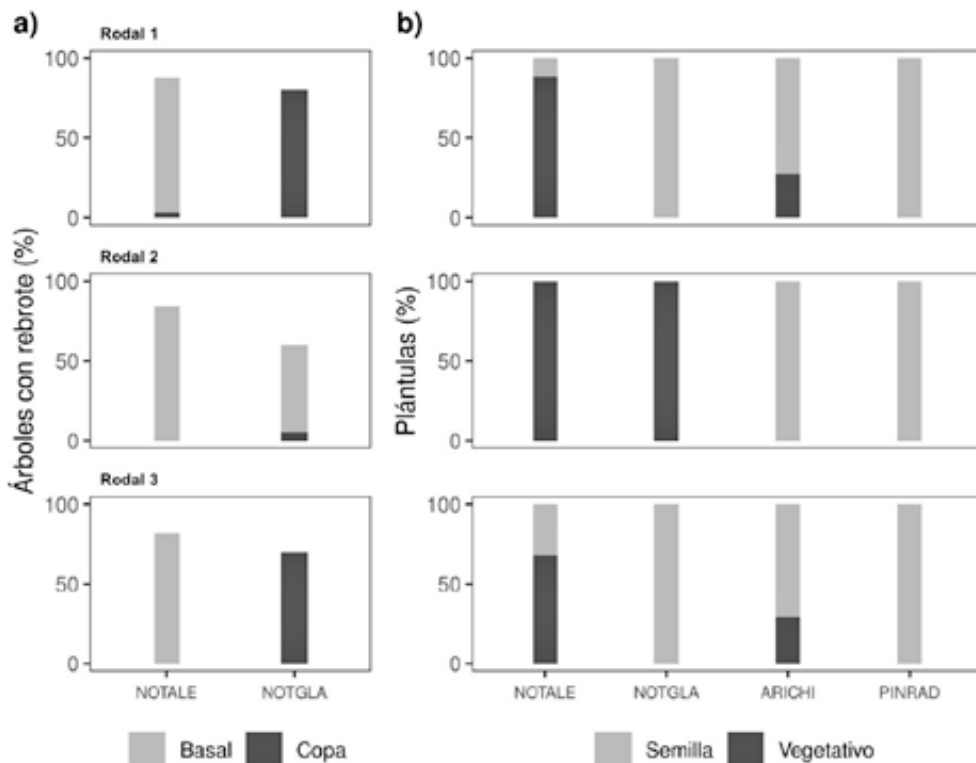


Figura 4. A) Porcentaje de árboles con rebrotes basales y de copa en *N. alessandrii* (NOTALE) y *N. glauca* (NOTGLA); b) Establecimiento postfuego vía generativa (semillas) y vegetativa (rebrote basales) de las principales especies arbóreas dos años de ocurrido el incendio (2019). *A. chilensis* (ARICHI), *P. radiata* (PINRAD).

Considerando los frecuentes incendios que han afectado a los bosques de ruil durante el pasado siglo se puede deducir que esta especie y otras especies arbóreas acompañantes (ej., hualo, peumo) tienen la capacidad de resistir y/o recuperarse luego de incendios de moderada y alta severidad por medio de sus distintos atributos ecológicos y estrategias reproductivas. Por otra parte, la presencia de árboles dominantes y de gran tamaño (> 25 m altura) de pino en los fragmentos de ruil desde la década de 1990, provenientes de plantaciones forestales colindantes, fue clave en el proceso de invasión postfuego de esta especie como lo demostró el megaincendio “Las Máquinas” que promovió su denso reclutamiento en los fragmentos quemados. La amenaza que representa la invasión postfuego de pino sobre los bosques de ruil plantea la urgente necesidad de establecer un programa de restauración a gran escala con la participación de los distintos actores involucrados focalizado en el control de la regeneración postfuego de pino y la eliminación de los árboles de esta especie dentro de los parches, así como la generación de áreas buffer para mitigar o evitarla propagación de futuros incendios desde las áreas productivas aledañas.



Agradecimientos

Esta investigación contó con el apoyo del Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2; ANID/FONDAP 15110009), FONDECYT N° 1201528, Centro del Fuego y Resiliencia de Socioecosistemas (FireSES) y Forestal Mininco S.A a través del Convenio de Restauración Ecológica y Recuperación de Servicios Ecosistémicos (UACH-Mininco).



3.7 Bibliografía

Araya J. 1960. La relación entre el bosque y la actividad fluvio marítima en Constitución. Revista Geográfica Terra Australis 18: 139-146.

Bustamante R, C Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. Biodiversity and Conservation 7: 1607–1626. <https://doi.org/10.1023/A:1008856912888>

Bustamante R, I Serey, STA Pickett. 2003. Forest Fragmentation, Plant Regeneration and Invasion Processes Across Edges in Central Chile. In: Bradshaw GA, PA Marquet eds. How Landscape Change: Human Disturbance and Ecosystem Fragmentation in the Americas Analysis and Synthesis, Ecological Studies. Editorial Springer, Berlin, Heidelberg, 162:pp. 145–160. https://doi.org/10.1007/978-3-662-05238-9_9

Camus P. 2006. Ambiente, bosques y gestión forestal en Chile, 1541-2005, LOM Ediciones. ed. DIBAM, LOM Ediciones, Centro de Investigaciones Diego Barros Arana, Santiago, Chile. 390 pp.

Deus R, R Bravo 1984. Ensayo de raleos, regeneración y semillación, en renovales de ruil (*Nothofagus alessandrii*). I Parte: Instalación, inventarios y resultados. CONAF. Región del Maule. 135 p.

Donoso C. 1974. Dendrología, árboles y arbustos chilenos. Manual N°2. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 142 pp.

Donoso C. 1975. Aspectos de la fenología y germinación de las especies de *Nothofagus* de la zona Mesomórfica. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago. Bol. Técnico N° 34: 1 - 27

Donoso C. 1981. Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile. Documento de Trabajo N° 38. Investigación y Desarrollo Forestal (CONAF, PNUD, FAO) (Publicación FAO Chile). 70 pp. y anexos

Donoso C. 1982. Reseña Ecológica de los Bosques Mediterráneos de Chile. Bosque 4: 117–146. <https://doi.org/10.4206/bosque.1982.v4n2-04>

Donoso C, E Landaeta, E., 1983. Ruil (*Nothofagus alessandrii*), a Threatened Chilean Tree Species. Environmental Conservation 10: 159–162. <https://doi.org/10.1017/S0376892900012273>

Donoso C. 1993. Bosques Templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. Ecología Forestal. Editorial Universitaria. 484 pp. Donoso C, A Lara. 1996. Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente, futuro, in: In JJ Armesto, MT, Kalin, C Villagrán eds. Ecología de Los Bosques Nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. p. 363–387.

Donoso C. 1996. Ecology of *Nothofagus* forests in central Chile. In: In TT Veblen, R.Hill, J Read eds. The Ecology and Biogeography of *Nothofagus* Forests. Yale University Press, United States, pp. 271–291.292

Echeverría C, D Coomes, J Salas, JM Rey-Benayas, A Lara, A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130: 481– 494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>. Elizalde R. 1970. La sobrevivencia de Chile. Ministerio de Agricultura, Santiago, Chile. 492 pp

González ME, S Gómez-González, A Lara, R Garreaud, I Díaz-Hormazábal, 2018. The 2010-2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile. *Ecosphere* 9(8): 1- 17 <https://doi.org/10.1002/ecs2.2300>

González ME, C Becerra-Rodas, A Lara, M Galleguillos. 2019. Post-fire response of the *Nothofagus alessandrii* forests in the Maule region, Chile. Workshop “Fires impacts on Chilean ecosystems”. Reunión Anual Conjunta LXII Reunión Anual Sociedad de Biología de Chile XXIX Reunión Anual Sociedad de Botánica de Chile XXVI Reunión Anual Sociedad Ecología de Chile, XIII Reunión Anua Sociedad Chilena de Evolución, 11 al 13 de marzo 2020, Valdivia, Chile. Resúmenes: 36

González ME, R Sapiains, S Gómez-González, R Garreaud, A Miranda, M Galleguillos, M Jacques- Coper, A Pauchard, J Hoyos-Santillan, L Vega, F Lavín, A Lara, P Aldunce, V Schneider, R Arriagada, A Ugarte, A Sepulveda-Jauregui, L Farias, R García, I Castillo, 2020. Incendios forestales en Chile: causas, impactos y resiliencia. Santiago, Chile.

González ME, M Galleguillos, J Lopatin, C Leal, C Becerra-Rodas, A Lara, J San Martín, (in review) Surviving in a highly-hostile landscape: The case of the endangered *Nothofagus alessandrii* tree species threatened by megafires and exotic pine invasion in the coastal range of central Chile.

González, J. 2019. El origen de la industria en el Maule. Universidad Autónoma de Chile. 108 p.

Greig AA, R Bustamant , J Simonetti, L Fahrig. 1998. Landscape ecology, deforestation, and forest fragmentation: the case of the ruil forest in Chile, in: In Salinas-Chávez, E., Middleton, J., (Eds), *Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America*. pp. 1–26.

Lara A, C Donoso, JC Aravena. 1996. La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos, in: Armesto JJ M.T C Kalin Villagrán eds. *Ecología de Los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. P p. 335–362.

Poeppig E. 1960. Un testigo en la alborada de Chile (1826–1829). Empresa Editora Zig-Zag, Santiago, Chile. 507 pp.

San Martín J, C Donoso, C., 1996 1995. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile, in: In Armesto JJ, MT Kalin C Villagrán eds. *Ecología de Los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp. 153–168.

San Martín J, H Figueroa, C Ramírez. 1984. Fitosociología de los bosques de ruil (*Nothofagus alessandrii* Espinosa) en Chile central. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 57, 171–200. No citado en el texto

San Martín, J, R Santelices, R Henríquez. 2013. *Nothofagus alessandrii* Espinosa, Ruil. Familia: Nothofagaceae. In: Donoso C, M. González, A Lara eds. *Las Especies Arbóreas de Los Bosques Templados de Chile y Argentina: Autoecología*. Marisa Cuneo, Valdivia, Chile. ,pp. 391–401.



San Martín J, C Sepúlveda. 2002. Diagnóstico del estado actual de los fragmentos de *Nothofagus alessandrii*, "Ruil", Fagaceae (=Nothofagaceae), de la Región del Maule, Chile Central. Santiago, Chile. No citado en el texto

San Martín J. 2005. Vegetación y diversidad florística en la Cordillera de la Costa de Chile central (34° 44' -35° 50' S). En Smith-Ramírez C, JJ Armesto C Valdovinos (eds) Historia, Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Editorial Universtaria, Santiago, Chile. p. 178-196

Santelices R, M Riquelme. 2007. Antecedentes dasométricos de *Nothofagus alessandrii* de la procedencia Coipué. Bosque 28(3): 281-287.

Solano F. 1994. Relaciones geográficas del Reino de Chile (1756). Ediciones Universidad ilnternacio-nal SEK, Santiago, Chile. 303 pp.

Valencia D, J Saavedra, J Brull, R Santelices. 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 Bot. 75: 531-534. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000100531>



4. IMPACTOS DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO SOBRE LOS PATRONES ESPACIALES DE FRAGMENTACIÓN DE LOS BOSQUES DE *NOTHOFAGUS ALESSANDRII* (RUIL), ESPECIE ENDÉMICA Y AMENAZADA DE CHILE

Cristián Echeverría; P. Wilson; Rómulo Santelices; Antonio Cabrera y Rodrigo Fuentes

Uno de los principales componentes del cambio ambiental global es el cambio de uso y cobertura del suelo (CUCS) en diferentes regiones del planeta (Díaz *et al.* 2019). Este proceso antrópico de transformación de los paisajes está dado principalmente por una expansión de tierras para cultivos agrícolas, forestales y ganaderos, y crecimiento urbano. Estos procesos han sido gatillados por aumento de las presiones demográficas, económicas, tecnológicas, conflictos sociocultural, institucionales entre otros (IPBES 2019). Esta multiplicidad de causas directas e indirectas ha conducido a la desaparición de 178 millones de hectáreas de bosques naturales y semi naturales desde 1990 (FAO 2020). En los últimos 10 años, se han perdido cerca de 125 millones de hectáreas de estos bosques a una tasa de 4,7 millones de hectáreas por año. Por otra parte, en este periodo, las plantaciones forestales han aumentado en 31 millones de hectáreas y 424 millones de hectáreas se destinan para la preservación de la biodiversidad.

Durante las transformaciones de los paisajes, el CUCS no sólo lleva a la disminución de los bosques naturales y semi naturales sino también promueve la fragmentación de los hábitats boscosos de múltiples especies. La fragmentación de hábitat corresponde a la división de un hábitat previamente continuo en fragmentos o parches de hábitat de menor tamaño, aislados unos de otros e insertos en una matriz con atributos ecológicos diferentes a los del hábitat original (Mullu 2016). La fragmentación tiene impactos a diferentes niveles de la biodiversidad, desde paisaje hasta genes. A nivel de paisaje ocurre una alteración de la estructura de los fragmentos de hábitat en términos de su calidad, configuración espacial, bordes y contexto. Estos, a su vez, tienen consecuencias a nivel de ecosistema, como cambios en las interacciones inter-específicas y los componentes físicos. Esta alteración repercute a nivel de especie como en el tamaño y distribución de la población y, a nivel de genes, como el flujo génico y diversidad genética (Lindenmayer y Fischer 2006). Sin embargo, cierta evidencia revela una respuesta ecológica significativamente positiva a la fragmentación a escala de paisaje (Fahrig *et al.* 2019). A pesar de esto último, existe consenso en que la modificación de los hábitats por fragmentación es una de las principales causas de riesgo de extinción de numerosas especies de plantas y animales en el planeta (Butchart *et al.* 2010, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2020). En la actualidad, existen 37.400¹ especies amenazadas en el mundo, muchas de ellas afectadas por la fragmentación de sus hábitats en ambientes terrestres, acuáticos y marinos.

¹ <https://www.iucnredlist.org> 4 abril 2021



Estudios espacio-temporales basados en información satelital han revelado que los bosques nativos del *hotspot* de biodiversidad chileno han estado sometido a continuos procesos de fragmentación, al menos, durante las últimas cuatro décadas (Echeverría *et al.* 2006, Schulz *et al.* 2010, Echeverría *et al.* 2012, Miranda *et al.* 2015). En particular, se perdieron más de 1 millón de hectáreas de bosques nativos entre 1986 y 2011 en la Cordillera de la Costa del centro y sur de Chile (Echeverría *et al.* 2019). Cerca de un 70% de estos ecosistemas costeros han estado sometidos a severos procesos de fragmentación, al menos, en los últimos 25 años. Un caso emblemático representa la Cordillera de Nahuelbuta, considerada como un área *premium* dentro del *hotspot* de biodiversidad. Esta área no sólo posee un alto porcentaje de endemismo, sino que además, presenta una fragmentación avanzada de sus bosques nativos, asociada a un 33% de pérdida en los últimos 25 años (Otavo y Echeverría 2017).

Estos patrones espaciales de transformación de los hábitats por cambio de uso del suelo han incrementado el riesgo de extinción de varias especies en esta y otras áreas del país (Ministerio del Medio Ambiente 2019). En el centro-sur de Chile, la sustitución de bosques nativos y expansión de terrenos agrícolas y ganaderos, son las principales causas de pérdida de biodiversidad. Especies como *Nothofagus alessandrii* Espinosa ("Ruil"), evaluada como En Peligro por el Primer Proceso del Reglamento de Clasificación de Especies, ha estado sometido a múltiples y constantes presiones humanas vinculadas con la habilitación de terrenos para la agricultura a comienzos del siglo XIX, expansión forestal en la segunda mitad del siglo XX y continuos incendios forestales en las últimas décadas. Su disminución poblacional en las últimas tres décadas, distribución restringida en términos de extensión de la presencia y área de ocupación, ponen a esta especie como una de las de mayor riesgo a desaparecer en el corto plazo si las tendencias de CUCS continúan. Entre 1991 y 2008, se reporta una disminución de 356 ha a 314 ha en la superficie de 15 localidades de bosques de *N. alessandrii*, insertas en una matriz de plantaciones comerciales de *Pinus radiata* y una reducida conectividad entre ellas (Santelices *et al.* 2012) (Tabla 1).

Tabla 1. Localidad de bosques con presencia de *Nothofagus alessandrii* en la Región del Maule de Chile central en 1991 y 2008. Datos de superficie según Santelices *et al.* (2012).

Comunas	Localidades	Coordenadas		Superficie (ha)	
		Latitud	Longitud	Año 1991	Año 2008
Curepto	Huelón	6113501,55	767039,10	14,20	7,62
	Catorce vueltas	6109547,54	767257,84	4,16	3,62
	Lo Ramírez	6103537,41	764127,83	43,07	46,33
	Macal	6104742,22	762661,36	12,63	15,11
Constitución	Coipué	6093204,64	761061,53	3,47	2,55
	Agua Buena	6092961,53	759724,11	4,35	1,45
	Quivolgo	6078805,65	752369,47	5,48	5,17



Comunas	Localidades	Coordenadas		Superficie (ha)	
		Latitud	Longitud	Año 1991	Año 2008
Empedrado	El Fin	6053882,91	740286,54	8,42	10,15
	Porvenir	6048075,00	740339,00	56,29	43,15
	La Montaña	6049805,05	744256,57	68,93	62,77
	El Desprecio	6049410,96	742061,83	59,23	39,20
	Suc. Espinoza	6050459,83	741535,21	1,59	0,72
	Bellavista	6048942,88	739377,71	8,29	6,95
Chanco	La Bodega	6036858,84	728148,14	2,21	2,72
	El Corte	6032628,20	723438,33	55,81	66,5
Total				348,13	314,01

En este capítulo se busca caracterizar, por una parte, el CUCS en el área de distribución geográfica de *N. alessandrii* (Figura 1) y, por otra, los patrones espaciales de fragmentación de los bosques con presencia de esta especie. Mediante el empleo de información geoespacial y herramientas de modelación espacialmente explícitas se entrega evidencia actualizada sobre el grado de fragmentación de los bosques de *N. alessandrii* en su área de distribución natural en la Cordillera de la Costa del Maule (Figura 1) y las causas directas que explican dicho proceso. Los hallazgos de esta investigación servirán para identificar los parches de hábitat críticos para su protección efectiva, ya sea porque están pronto a desaparecer o porque representan parches con hábitat núcleo de la especie.

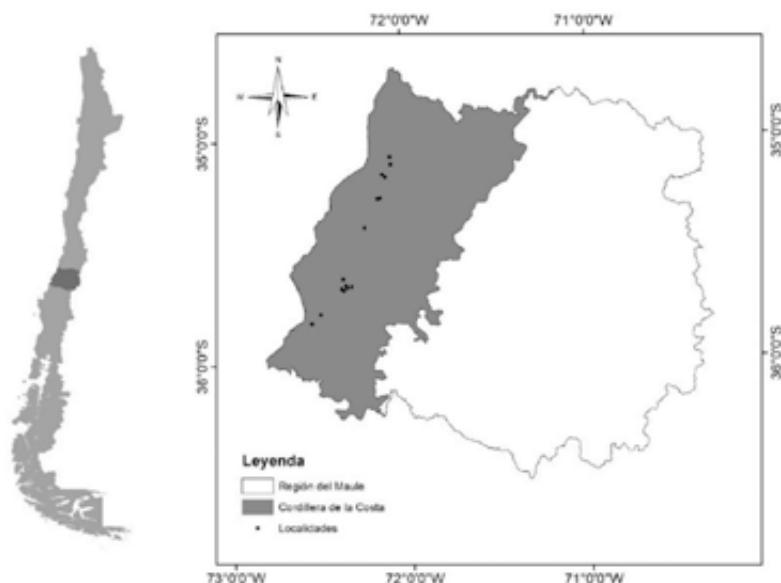


Figura 1. Distribución geográfica de las poblaciones de *Nothofagus alessandrii* y paisaje de la Cordillera de la Costa bajo estudio de fragmentación.

4.1 Métodos para el Análisis de Cambio de Uso y Cobertura del Suelo de la Cordillera de la Costa de la Región del Maule

Se realizó un análisis de los cambios espacio - temporales de las diferentes coberturas y uso de suelo en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule entre 1986 y 2017. Los mapas de ambos años fueron provistos por el Laboratorio de Ecología de Paisaje de la Universidad de Concepción y se homologaron las clases de uso del suelo (incluyendo coberturas) para ambos años mediante una reclasificación en ArcMap 10.4. Las clases de uso del suelo utilizadas en los mapas fueron: 1) bosque nativo; 2) plantación forestal; 3) matorral; 4) cultivos agrícolas y praderas; 5) otros (cuerpos de agua, suelo descubierto, humedales y terrenos urbanos); 6) áreas quemadas (sólo en la imagen del 2017).

El análisis de CUCS para la zona costera de la región del Maule (Figura 1) se realizó mediante la extensión *Land Change Modeler del software TerrSet*. Posteriormente, se caracterizaron los cambios observados en los fragmentos remanentes de bosques de *N. alessandrii*.

4.2 Cambios en el Paisaje Costero de la Región del Maule

En un periodo de 31 años, la proporción de los usos de suelo en el paisaje de la costa del Maule cambió sustancialmente (Figura 2). En 1986, el uso de suelo que predominaba en el paisaje era matorral y, en menor medida, los cultivos agrícolas y praderas, las plantaciones forestales y finalmente el bosque nativo. La cobertura de matorral disminuyó de un 43,5% a un 24,6% respecto a la superficie total. Los cultivos agrícolas y praderas también disminuyeron en superficie, desde un 20,8% a 14,4%. La cobertura de bosque nativo pasó de un 14,9% a un 5,9% respecto a la superficie total del paisaje. Las plantaciones forestales exhibieron el mayor cambio positivo, de un 17,8% a un 37% de la superficie total bajo estudio. Este cambio implicó el reemplazo de los matorrales a plantaciones forestales como la cobertura con mayor extensión en el paisaje.

Además de los cambios mencionados anteriormente, para el año 2017 es posible apreciar también el alcance que tuvieron los incendios registrados en el verano de ese año (Figura 2). Los incendios forestales que ocurrieron en el año 2017 fueron uno de los más grandes en la historia del país, y se extendieron desde la región de Coquimbo hasta La Araucanía. Sin embargo, las regiones de O'Higgins, del Maule y del Biobío fueron las más afectadas, tanto en número de incendios como en superficie (De la Barrera *et al.* 2018). Entre las tres regiones, la del Maule fue que presentó la mayor cantidad de superficie afectada (279.930 ha), de las cuales 157.829 hectáreas corresponden a áreas quemadas en la Costa, es decir un 15,8% del paisaje costero del Maule. Del total de superficie quemada, un 36,9% correspondía a plantaciones forestales, un 30,3% a matorrales, un 18,7% a bosque nativo, un 13,5% a cultivos agrícolas y praderas, y un 0,5% a otras coberturas (Figura 3).



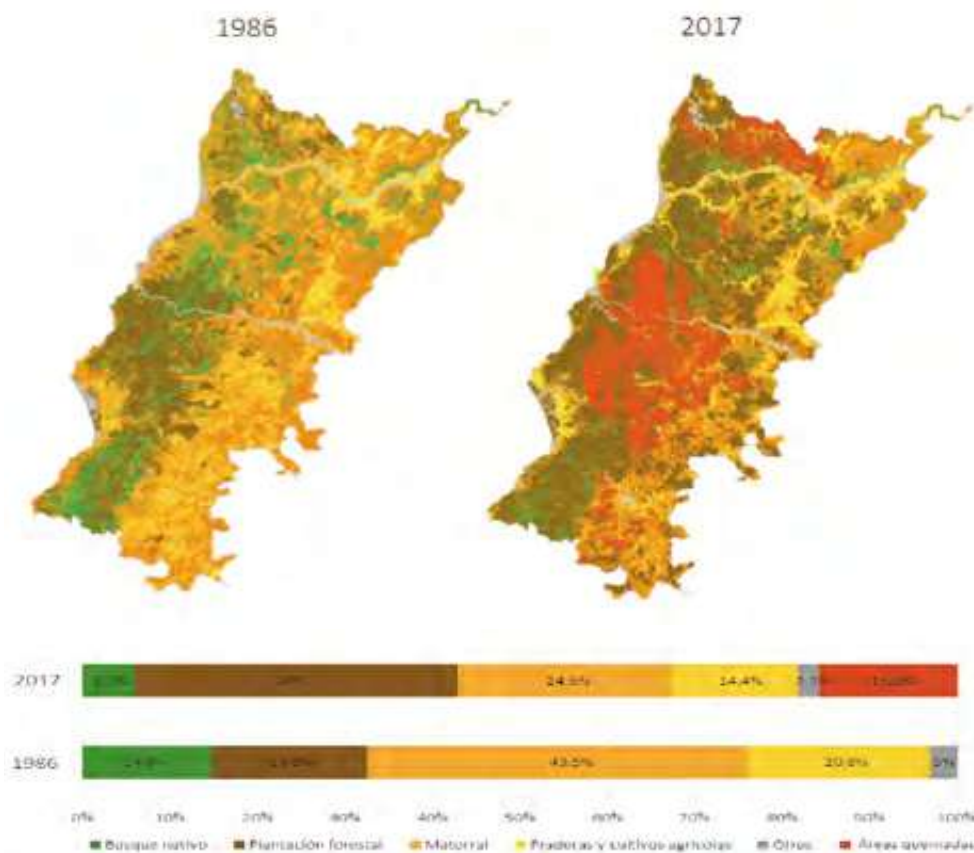


Figura 2. Variación espacio-temporal y porcentaje del área ocupada por los principales tipos de cobertura y uso del suelo en 1986 y 2017 en el paisaje de estudio de *Nothofagus alessandrii* en la Costa del Maule.



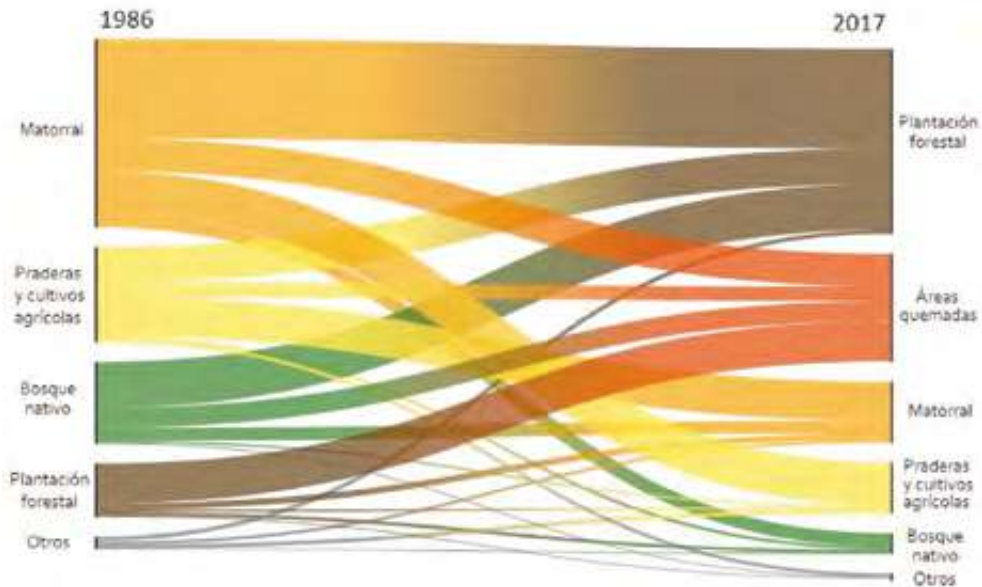


Figura 3. Transición de las coberturas y usos de suelo entre 1986 y 2017 en el paisaje de estudio de *Nothofagus alessandrii* en la Costa de la Región del Maule.

Al analizar las ganancias y pérdidas en superficie, las plantaciones forestales y las áreas quemadas fueron las que obtuvieron ganancias netas positivas (Figura 4). En particular, las plantaciones forestales tuvieron un aumento del 51,9% de su superficie con respecto al año 1986. Otras coberturas como bosque nativo, matorrales, praderas y cultivos agrícolas, tuvieron pérdidas netas en diferentes magnitudes. Si bien estas coberturas tuvieron ganancias en superficie, no fue suficiente para obtener cambios netos positivos.



Figura 4. Ganancia y pérdida de las coberturas y usos de suelo en la costa del Maule para el periodo de tiempo (1986 – 2017).



La superficie de bosque nativo para el año 1986 era de 148.593,06 hectáreas y para el 2017 disminuyó a 59.220,9 hectáreas, equivalente a una pérdida de un 60,1% (Figura 2). Más del 40% de la cobertura de bosque nativo del año 1986 fue sustituida por plantaciones forestales para el año 2017 (Figura 3). Un 19,9% de su superficie se incendió, esto equivale a una pérdida de 29.500 hectáreas. Un 12,6% paso a ser matorral, un 2,13% a praderas y cultivos agrícolas, y sólo un 19,7% persistió como bosque nativo.

Los resultados revelan que la Cordillera de la Costa del Maule ha experimentado cambios constantes en la composición y configuración espacial del uso del suelo por más de 31 años. De acuerdo con un estudio basado en imágenes satelitales, entre el río Maule y Cobquecura de la zona central de Chile, el bosque nativo perdió un 52% de su superficie entre los años 1975 y 1990; luego, entre 1990 y el 2000 se adiciona un 30% de pérdida. Esto implica una tasa de deforestación anual del 4,5% (Echeverría *et al.* 2006). En el presente análisis, entre 1986 y el 2017 la superficie de bosque nativo disminuyó en un 80%. Esta pérdida sitúa al paisaje en un estado relictual, debido a que el porcentaje de hábitat natural remanente es menor al 10% (Figura 2) (McIntyre y Hobbs 1999).

La cifra mencionada de pérdida de bosque está asociada principalmente a cuatro procesos de transformación: sustitución por plantaciones forestales (55,7%), degradación del bosque nativo por incendios (24,7%), tala a matorral (15,6%) y habilitación para terrenos agrícolas (2,65%). Esta acelerada transformación del paisaje es producto de una sinergia de factores de diferente naturaleza que interactuaron a través de diferentes escalas espaciales y temporales en un periodo de 31 años (Díaz-Hormazábal y González 2016, Santelices *et al.* 2018, Heilmayr *et al.* 2020). Similar a otros estudios, la conversión del bosque nativo a plantaciones exóticas ha sido documentada como el principal proceso de transformación en el centro sur de Chile (Heilmayr *et al.* 2016, Heilmayr *et al.* 2020). El Decreto de Ley 701 de 1974 y su posterior modificación y prolongación en el año 1998 a través de la Ley N°19.561, mediante el cual se impulsa el desarrollo forestal a través de diversas bonificaciones, fue un factor que contribuyó en el acelerado proceso de sustitución del bosque nativo a plantaciones exóticas en la costa del Maule (Heilmayr *et al.* 2020). Además, la continua y gran extensión de plantaciones forestales condujo a un cambio en el régimen de incendios durante los periodos de verano. Prácticas de manejo forestal no sustentable y la falta de planificación territorial permitieron la invasión de especies exóticas al interior de los remanentes de bosque nativo con presencia de *N. alessandrii*. De igual forma, ocurre el desarrollo de infraestructura en zonas donde se interrumpe la dinámica natural de los ecosistemas.

4.3 Análisis de Cambio de Bosque de *Nothofagus alessandrii* a otras Coberturas y Usos de Suelo

Para el análisis de cambio, específicamente de bosques nativos con presencia de *N. alessandrii*, se utilizó un mapa digital con los polígonos correspondientes a la distribución natural de la especie en los años 1991 y 2008 (Santelices *et al.* 2012) y otro mapa de cobertura del 2017 para la misma área de estudio. En un sistema de información geográfico (SIG) se extrajeron las diferentes coberturas y usos de suelo del 2017 y se superpuso a los polígonos de *N. alessandrii* del mapa base de 1991.



Para el año 1991 la superficie de bosque de *N. alessandrii* era de 348,1 hectáreas. Según lo analizado en este estudio, aproximadamente el 60% de la superficie de bosque de *N. alessandrii* de 1991 fue afectada por los incendios del 2017 a diferentes severidades (131,49 hectáreas), 55 hectáreas fueron reemplazada por plantaciones forestales, 19,1 hectáreas por matorrales y 0,9 hectáreas por praderas y cultivos agrícolas (Figura 5). Es decir, un 15,8% de la superficie de bosque de *N. alessandrii* de 1991, fue sustituida por plantaciones forestales.

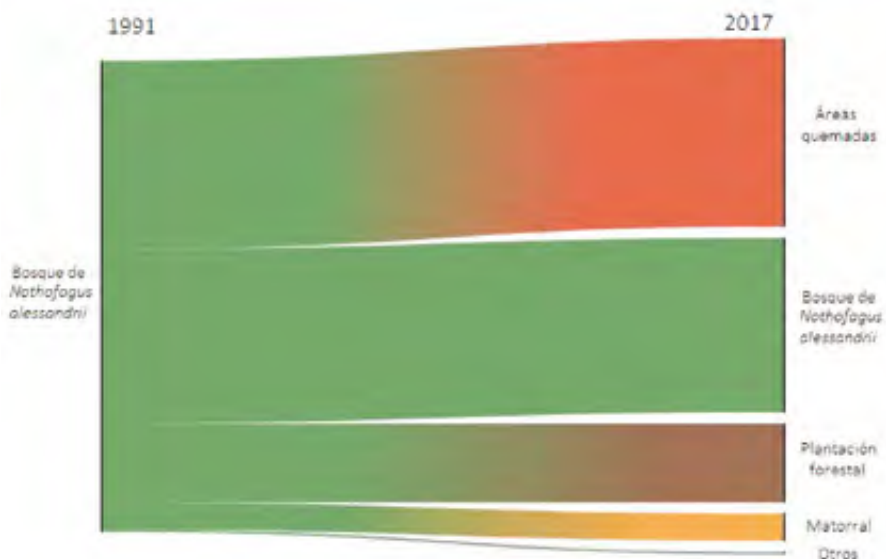


Figura 5. Persistencia y transiciones del bosque de *Nothofagus alessandrii* entre 1991 y 2017.

El bosque de *N. alessandrii* tiene una distribución discontinua en 14 localidades a lo largo de cuatro comunas (Tabla 1). Los análisis revelan que sólo en cinco localidades persistió más del 50% de su superficie de bosque, y el resto tuvo pérdidas sobre ese porcentaje (Figura 6). Las localidades de Coipué, Agua Buena y Quivolgo tuvieron una pérdida total de su superficie, debido principalmente a los disturbios por incendios. El área quemada de *N. alessandrii* se concentra en las localidades de las comunas de Constitución y Empedrado. Esto generó un grave impacto sobre uno de los remanentes de bosque más grandes de la especie, la localidad de La Montaña en la comuna de Empedrado, donde más del 90% de su superficie se quemó.

Los remanentes de las comunas de Curepto y Chanco no fueron afectados por los incendios, pero sí sufrieron cambios en su composición y configuración espacial en las últimas décadas (Figura 6). La comuna de Curepto fue la que exhibió una mayor pérdida de bosque de *N. alessandrii* por conversión a plantaciones forestales, especialmente en la localidad de Huelón, donde se sustituyó un 59,6% de su superficie. La localidad de El Corte, en la comuna de Chanco, también presentó una disminución por sustitución con un 43,2%.



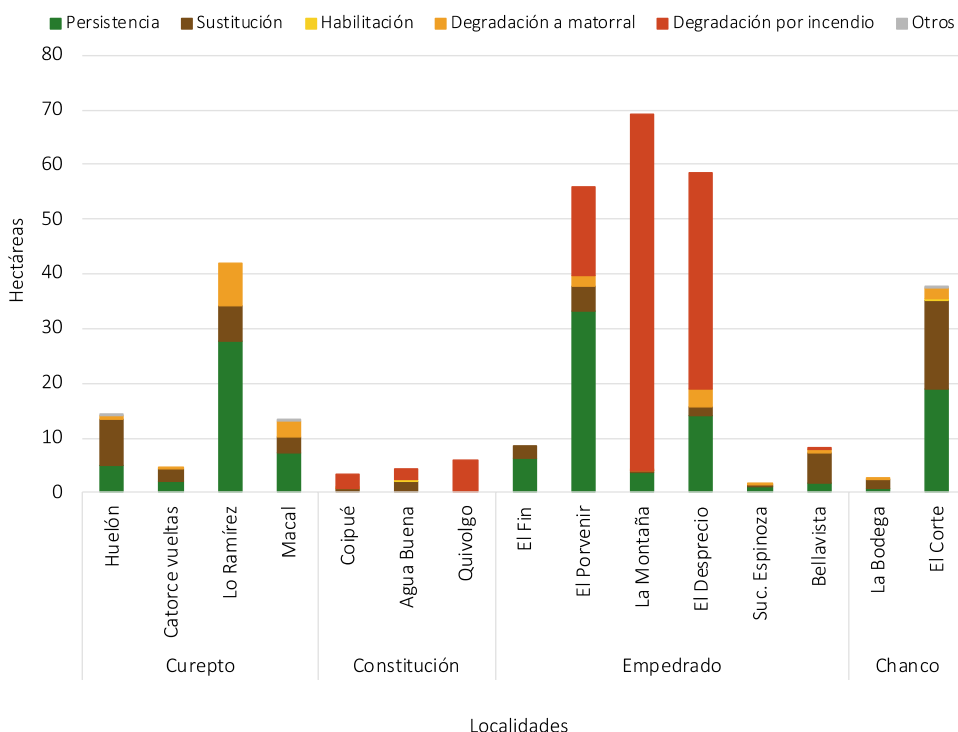


Figura 6. Persistencia y cambios en la cobertura de bosque de *Nothofagus alessandrii* por localidad entre 1991 y 2017 en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule.

4.4 Análisis Morfológicos de los Patrones Espaciales de Fragmentación de Bosques de *Nothofagus alessandrii*.

Se realizó un análisis espacio temporal de los patrones espaciales de bosque de *N. alessandrii* en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule, mediante el software GuídosToolbox (GTB), específicamente con la herramienta Análisis Morfológico de los Patrones Espaciales (MSPA en inglés). MSPA permite asignar una de las siguientes clases morfológicas a cada fragmento o parche de bosque de *N. alessandrii*: Núcleo, Borde, Perforado, Puente, Curvo, Rama, Isla, Apertura y Apertura de núcleo. Para utilizar la herramienta, fue necesario generar dos mapas raster binario de presencia – ausencia de fragmentos de bosque de *N. alessandrii*, uno para 1998 y otro para 2008. Al ingresar los mapas al software, se aplicó MSPA y se generaron mapas raster de clases morfológicas para cada fragmento. A continuación, se describen los resultados para aquellas localidades que presentaron los mayores cambios morfológicos (Figura 7).



Las localidades de Lo Ramírez, Macal, Quivolgo, Bellavista, La Bodega y El Corte, no se consideraron dentro de los resultados por dos motivos. Primero, debido a que existían grandes diferencias en la digitalización de las imágenes aéreas de 1991 y 2008 para la elaboración de los mapas, lo que aumentaba la posibilidad de sobre o subestimaciones en el análisis de cambios. Segundo, no se observaron mayores diferencias en términos de patrón espacial.

El fragmento de bosque de *N. alessandrii* que más experimentó cambios en su morfología, se ubica en la localidad de Huelón. Aquí se observa la desaparición completa de un parche de 5,3 hectáreas con 2,9 hectáreas de área núcleo (Figura 3). También se registra un aumento considerable en la proporción de conectores (puentes entre núcleos), desde un 2,5% a un 13,8%, asociado a la pérdida y cambios en la configuración del área núcleo. Los pequeños parches de bosque aislados que se encontraban cercanos a los fragmentos grandes se redujeron en un 53% (0,43 hectáreas de la clase isla).

En la localidad de Catorce Vueltas, ubicada en la zona norte del área de estudio, en general se observa que los remanentes de bosque de *N. alessandrii* tienen una forma bastante irregular y una reducida superficie núcleo (<25% del parche). Además, se observó una considerable proporción de borde en los fragmentos para ambos años, un 38,2% para el año 1991 y un 33,4% para el año 2008 (Figura 7). En el periodo estudiado, hubo una disminución de un 17,5% de superficie para la clase núcleo, un 5,18% para el borde y un 13,1% para la clase ramificación. Por otro lado, las coberturas que incrementaron su superficie para el año 2008, fueron las clases isla (83,3%), puente entre núcleos (48,1%) y apertura a lo largo de borde (85,7%).

Para los remanentes de bosque de *N. alessandrii* de Coipué y Agua Buena de la zona centro – norte de la región (Figura 5), se registra una pérdida de 2,9 hectáreas (42%). En general, los parches de bosque de estas localidades corresponden a fragmentos irregulares, alargados y aislados. Para ambos años la proporción fue dominada por la clase isla, borde de fragmento y ramificación. En el transcurso de 17 años se pudo apreciar que disminuyeron todas las clases de patrones espaciales: área núcleo en un 75,3%, isla en un 26,6%, borde de fragmento en un 59%, puente entre núcleos en un 86,6% y ramificación en un 15,9%.

Con respecto a otras localidades de la zona sur de la costa del Maule (El Fin, Porvenir, La Montaña, El Desprecio y Sucesión Espinoza), donde se encuentra parte de la superficie de la Reserva Los Ruiles, se perdieron 14,82 hectáreas entre 1991 y 2008. Ante esto, se destaca la pérdida de un 24,02% de área núcleo y la aparición de una nueva clase denominada borde interno de núcleo, que implica una abertura en el núcleo del fragmento de bosque *N. alessandrii*. Por otro lado, todas las clases restantes aumentaron en proporción respecto a 1991, siendo las clases isla y apertura a lo largo de borde las que mostraron un mayor aumento. En estas localidades se observa fragmentación de bosques de *N. alessandrii* debido a que la matriz de plantaciones forestales se extendió ocasionando una disminución en las áreas núcleos y mayor aislamiento entre parches.



A nivel de paisaje se constata que, entre 1991 y 2008, hubo una fuerte modificación del patrón espacial del bosque de *N. alessandrii*. Algunos fragmentos desaparecieron o redujeron su tamaño, se hicieron más aislados unos de otro y aumentaron en bordes (Figura 8). Además, se observa que la proporción de área núcleo no supera la mitad de superficie que poseen los fragmentos de bosques de *N. alessandrii* (Figura 8). Sin duda, se confirman los hallazgos de estudios previos que describen una reducción y fragmentación de los bosques nativos con presencia de *N. alessandrii* a través del tiempo (Bustamante y Castor 1998, Santelices *et al.* 2012, Valencia *et al.* 2018). Esos últimos han documentado una pérdida de superficie que va de 472,6 ha en el periodo de tiempo 1981-1991 y de 42 ha en el periodo de tiempo 1991-2008 (Bustamante y Castor 1998, Santelices *et al.* 2012). Estos resultados son congruentes con los del presente estudio donde un 35% de la superficie de estos fragmentos se perdió y un 30% fue por sustitución a plantaciones forestales entre 1986 y 2017 (Figura 7). Estos remanentes de bosque, además de sufrir pérdidas en superficie, también se vieron modificados en su morfología, reflejando una fragmentación avanzada al igual que otros bosques nativos costeros de Chile (Echeverría *et al.* 2019). La pérdida y fragmentación sostenida de este tipo de ecosistema tiene innumerables consecuencias en la disminución del hábitat para una gran variedad de especies nativas, muchas de ellas endémicas y con distribución restringida.

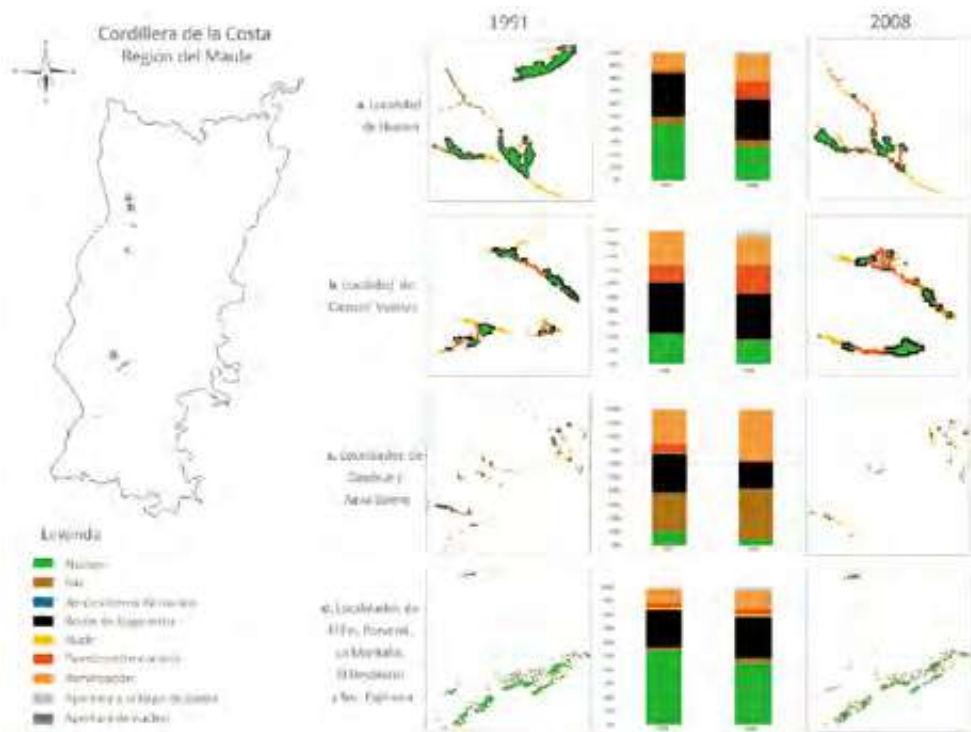


Figura 7. Cambios en las clases morfológicas de los patrones espaciales de ocho localidades de bosques con presencia de *Nothofagus alessandrii* durante 1991 – 2008.

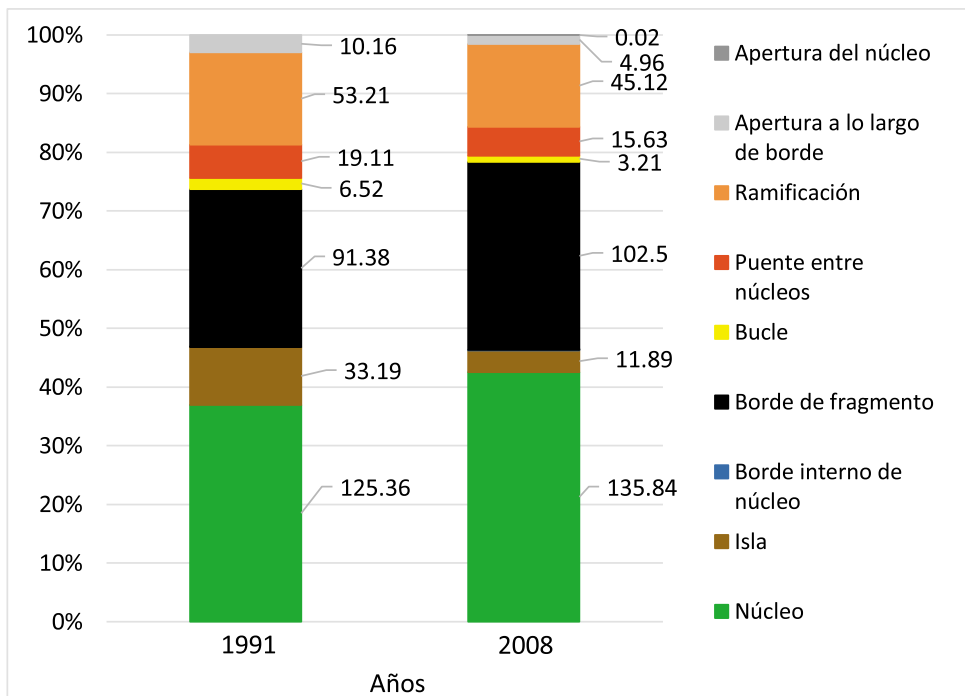


Figura 8. Variación en la proporción y superficie (hectáreas) de las clases de patrones espaciales para todos los fragmentos de bosque con presencia de *Nothofagus alessandrii*.

4.5 Implicancias para la Conservación de *Nothofagus alessandrii*

En Chile, uno de los paisajes más alterados y que ha sufrido una de las mayores transformaciones en la segunda mitad del siglo pasado, es la Cordillera de la Costa en la zona mediterránea. Aquí se inserta la formación conocida como Bosque Maulino Costero (San Martín y Donoso, 1995), la cual ha experimentado una de las mayores tasas de pérdida y fragmentación de bosques nativos en las últimas cinco décadas en Chile. En esta formación, existen los bosques remanentes de *N. alessandrii*, el cual ha sido catalogado como uno de los árboles más amenazados de Chile. Sin duda las causas que han conducido al aumento del riesgo de extinción de la especie son variados, pero en ellas domina el factor humano como el principal impulsor de pérdida, fragmentación y degradación de hábitat con la consecuencia de llevar la especie a la categoría de “En Peligro” (Barstow *et al.* 2017).

Existen factores determinísticos antropogénicos directos e indirectos que han afectado la condición de esta especie. Entre los factores directos la sustitución es probablemente el de mayor incidencia, causando una pérdida y fragmentación progresiva de los bosques remanentes de la especie. En forma indirecta, el cambio climático es una amenaza que se ha vuelto una realidad y una de las manifestaciones es a través de la mayor frecuencia e intensidad de los incendios forestales. Al menos un 15% de la superficie



quemada de *N. alessandrii* fue afectada en forma severa, es decir, el fuego consumió el sotobosque, el fuste y copa de los árboles (Ministerio del Medio Ambiente, 2018a; Valencia *et al.* 2018). Si bien es cierto que los árboles han rebrotado de la raíz, no es posible aún asegurar que la especie llegue a recuperarse y persista, por lo que existe la probabilidad de que la especie experimente un aumento en el riesgo de extinción.

En este estudio se constata lo ya reportado por trabajos anteriores, que existe una profunda modificación del patrón espacial tanto a escala del paisaje estudiado como a escala de los fragmentos de *N. alessandrii* en las últimas cuatro décadas. Los resultados del presente capítulo sugieren que se debería al menos: (i) aumentar el tamaño de las islas de bosques de *N. alessandrii*, (ii) mejorar la calidad de los fragmentos de hábitat de la especie, (iii) reducir la presión de la matriz de plantaciones industriales de especies exóticas, e (iv) implementar corredores biológicos entre fragmentos. Esto sin duda es una señal de alerta para tomar una pronta acción, especialmente para la conservación de aquellos fragmentos más pequeños y vulnerables a desaparecer.

Para asegurar la persistencia de la especie dentro de su distribución natural, es urgente que las amenazas directas e indirectas sean atendidas (Ministerio del Medio Ambiente, 2018b). La continua reducción de la superficie de ocupación, el cambio de la morfología y división de estos pequeños fragmentos de *N. alessandrii* representan factores amenazantes, que requieren ser atendidos con urgencia, de manera integrada, multi-escala, multisectorial y vinculada con los instrumentos de planificación territorial comunales y regionales. Adicionalmente, como consecuencia del aumento de las temperaturas, de la disminución de las precipitaciones y de los periodos prolongados de sequía, otra amenaza potencial indirecta bajo este nuevo escenario es el ataque de organismos patógenos. *N. alessandrii* es una especie poco adaptada a condiciones de estrés hídrico (San Martín *et al.* 2013) y en este escenario de cambio climático aquellas poblaciones más vulnerables deben ser objeto de la implementación de medidas de mitigación.

Diversas instituciones de investigación han contribuido a mejorar el estado del conocimiento de esta especie y a comprender las mayores amenazas. Es deber del Estado y sector privado contribuir a la persistencia de la especie, promoviendo un manejo responsable de los ecosistemas naturales y artificiales fuera de las áreas protegidas, así como también, del financiamiento para la restauración y conservación efectiva de esta especie y su hábitat.



4.6 Bibliografía

Barstow M, C Echeverría, H Baldwin, MC Rivers. 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>.

Bustamante R, C Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the rui (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7:1607-1626.

Butchart SHM, M Walpole, B Collen, A van Strien, JPW Scharlemann, REA Almond, JEM Baillie, B Bomhard, C Brown, J Bruno, KE Carpenter, GM Carr, J Chanson, AM Chenery, J Csirke, NC Davidson, F Dentener, M Foster, A Galli, JN Galloway, P Genovesi, RD Gregory, M Hockings, V Kapos, J-F Lamarque, F Leverington, J Loh, MA McGeoch, L McRae, A Minas-yan, MH Morcillo, TEE Oldfield, D Pauly, S Quader, C Revenga, JR Sauer, B Skolnik, D Spear, D Stanwell-Smith, SN Stuart, A Symes, M Tierney, TD Tyrrell, J-C Vie, R Watson. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science:science*.1187512.

De la Barrera F, F Barraza, P Favier, V Ruiz, J Quense. 2018. Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. *Science of The Total Environment* 637:1526-1536.

Díaz S, J Settele, ES Brondízio, HT Ngo, J Agard, A Arneth, P Balvanera, KA Brauman, SHM Butchart, KMA Chan, LA Garibaldi, K Ichii, J Liu, SM Subramanian, GF Midgley, P Miloslavich, Z Molnár, D Obura, A Pfaff, S Polasky, A Purvis, J Razzaque, B Reyers, RR Chowdhury, Y-J Shin, I Visseren-Hamakers, KJ Willis, CN Zayas. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366:eaax3100.

Díaz-Hormazábal I, ME González. 2016. Análisis espacio-temporal de incendios forestales en la región del Maule, Chile. *Bosque (Valdivia)* 37:147-158.

Echeverría C, D Coomes, J Salas, JM Rey-Benayas, A Lara, A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130:481-494.

Echeverría C, R Fuentes, R Heilmayr. 2019. Cambios de uso y cobertura del suelo en la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. In Smith-Ramírez C, FA Squeo eds. *Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile*. Editorial Universidad de los Lagos, Chile. p. 471-486.

Echeverría C, A Newton, L Nahuelhual, D Coomes, JM Rey-Benayas. 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography* 32:822-831.

Fahrig L, V Arroyo-Rodríguez, JR Bennett, V Boucher-Lalonde, E Cazetta, DJ Currie, F Eigenbrod, AT Ford, SP Harrison, JAG Jaeger, N Koper, AE Martin, J-L Martin, JP Metzger, P Morrison, JR Rhodes, DA Saunders, D Simberloff, AC Smith, L Tischendorf, M Vellend, JI Watling. 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230:179-186.

FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020-Key findings. Rome.

Heilmayr R, C Echeverría, R Fuentes, EF Lambin. 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75:71-82.

Heilmayr R, C Echeverría, EF Lambin. 2020. Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon and biodiversity. *Nature Sustainability*.

IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Bonn, Germany. IPBES secretariat. 56 p.

Lindenmayer DB, J Fischer. 2006. Habitat fragmentation and landscape change. An Ecological and conservation synthesis. USA. Island Press. 328 p.

McIntyre S, R Hobbs. 1999. A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and Its Relevance to Management and Research Models. *Conservation Biology*:1282-1292.

Ministerio del Medio Ambiente. 2018a. Evaluación de los efectos de los incendios forestales e implementación y monitoreo de acciones prioritarias de recuperación, conservación y gestión de la especie arbórea ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule. 99 p.

Ministerio del Medio Ambiente. 2018b. Decreto 42. Aprueba Plan de Recuperación, Conservación y Gestión del Ruil (*Nothofagus alessandrii*). Disponible en: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?i=1125247>.

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

Miranda A, A Altamirano, L Cayuela, F Pincheira, A Lara. 2015. Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied Geography* 60:20-28.

Otavo S, C Echeverría. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:924-935.

San Martín, J. y C. Donoso. Estructura Florística e Impacto Antrópico en el Bosque Maulino de Chile. 1995. Pp 153-168. En: Ecología de los Bosques Nativos de Chile. J.J. Armesto, C. Villagrán y M.K.Arroyo. Editores. Editorial Universitaria. 477 p.

San Martín J, R Santelices, R Henríquez. 2013. *Nothofagus alessandrii* Espinosa, Ruil. Familia: *Nothofagaceae*. In Donoso C ed. Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina: Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 391-401.

Santelices R, F Drake, C Mena, R Ordenes, RM Navarro-Cerrillo. 2012. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 39:521-531.



Santelices R, S Espinoza, A Cabrera, C Magni. 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.

Schulz JJ, L Cayuela, C Echeverria, J Salas, JM Rey Benayas. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Applied Geography* 30:436-447.

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica C. 2020. Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 5 – Resumen para los responsables de formular políticas. In CDB ed. Montreal. p.

Valencia D, J Saavedra, J Brull, R Santelices. 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.

5. HISTORIA DE VIDA, DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA GENÉTICA PARA LA CONSERVACIÓN DE RUIL

Freddy Mora P. y Cristian Torres

5.1 Relaciones Entre los Rasgos de Historia de Vida y Diversidad Genética del Ruil

La taxonomía infragenérica actual de *Nothofagus* está bien establecida, en ella se definen cuatro subgéneros: *Brassospora*, *Fuscospora*, *Lophozonia* y el subgénero autónimo *Nothofagus* (Heenan y Smissen 2013). Basándose en los requerimientos hídricos y térmicos se ha concluido que los *Nothofagus* caducifolios de la zona mesomórfica chilena ocupan una posición intermedia entre las especies esclerófilas y las mesófilas (San Martín *et al.* 1984). Hace aproximadamente 20.000 años, en el valle central de Chile, los glaciares alcanzaron altitudes tan bajas como 1.200-3.000 m, más bajas que las actuales, creando condiciones climáticas que favorecieron la colonización de los valles por *Nothofagus* (Heusser 1990) y probablemente erradicaron a las especies de *Nothofagus* de las montañas. Hace 10.000 años, con condiciones más secas y cálidas, los bosques de *Nothofagus* se desplazaron a su distribución actual en las montañas (Vergara *et al.* 2014).

Nothofagus alessandrii (ruil) pertenece al grupo de *Nothofagus* endémicos de la zona climática mediterránea del centro de Chile (35 – 36° S), cuya constitución genética es diploide ($2n = 26$), y posiblemente es la especie de *Nothofagus* más antigua del hemisferio sur. Esta especie es representativa de la situación de conservación en que se encuentran los bosques nativos de la región, de sus presiones y amenazas, así como de su extraordinaria riqueza biológica (Olivares *et al.* 2005). Las poblaciones remanentes, aproximadamente 314 hectáreas en 15 sectores, tienen una distribución natural discontinua, restringida a laderas sombreadas de la Cordillera de la Costa de la Región administrativa del Maule, en el centro de Chile, y se encuentran muy fragmentadas (Santelices *et al.* 2012a). En el caso del bosque de ruil, la distancia entre fragmentos (55 m en promedio) puede no ser crítica para el movimiento de polen y semillas de árboles dispersos por el viento como la mayoría de los árboles *Nothofagus*. Sin embargo, la configuración espacial del bosque de ruil tiene el potencial de reducir el flujo genético entre subpoblaciones de árboles polinizados por el viento como *N. alessandrii* (Bustamante y Castor 1998).

Especies como el ruil, que poseen rangos de distribución estrechos, generalmente presentan bajos niveles de diversidad genética debido a la fragmentación del hábi-



tat (Santelices *et al.* 2019). Sin embargo, algunos estudios han encontrado que la especie tiene una diversidad genética (H_E) entre 0,12 y 0,18 (Tabla 1), lo cual es considerado alto en comparación a otras especies del género *Nothofagus* (Santelices *et al.* 2019). Aun así, se detecta escasez de heterocigotos y ciertos niveles de endogamia (Pineda 1998, Torres-Díaz *et al.* 2007); además, el número de alelos por locus es similar a lo reportado para otras especies del género *Nothofagus*.

Después del mega incendio ocurrido en el año 2017, Torres-Díaz *et al.* (2021) evaluaron el polimorfismo y la diversidad genética en 58 individuos de tres poblaciones de *N. alessandrii*. Los autores encontraron que dieciséis de ellos eran polimórficos y el número de alelos en la muestra combinada osciló entre 2 y 14, el número medio de alelos fue de 4,81. Los valores medios de heterocigosidad observada (H_O) y heterocigosidad esperada (H_E) de la población Chanco fueron 0,392 y 0,383. Los valores medios de H_O y H_E en la población de Empedrado (0,397 y 0,360, respectivamente) y Fundo el Desprecio (0,397 y 0,395, respectivamente) fueron similares (Figura 1).

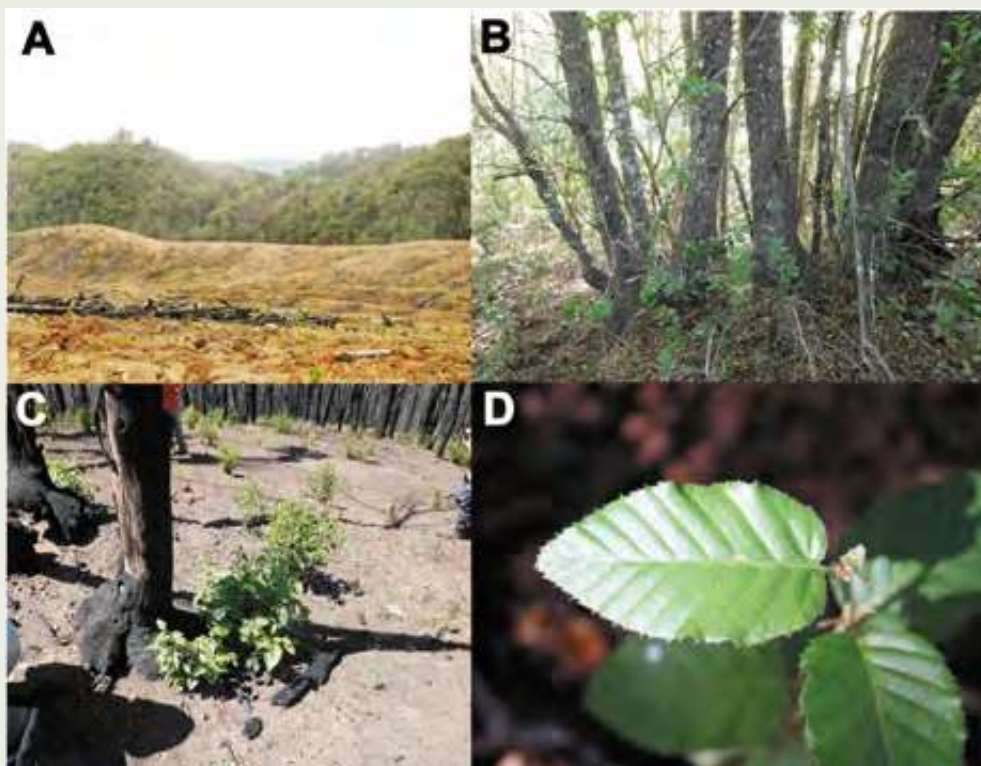


Figura 1. (A) Reserva los ruiles, sector El Fin Empedrado, (B) Individuo de ruil multi-fustal producto de rebrote, (C) Individuo de ruil rebrotado después de incendio, Las Máquinas (Fundo el Desprecio) y (D) Plántula de ruil.



Tabla 1. Indicadores de diversidad y diferenciación genética de *Nothofagus alessandrii* (antes del incendio de 2017) (Adaptado de Santelices *et al.* 2019).

Marcador molecular	A	H_E	F_{ST}	Referencia
Isoenzimas	2-4	0	0,15	Pineda (1998)
Aloenzimas	1,8	0,18	*0,06	Torres-Díaz <i>et al.</i> (2007)
Proteínas de reserva	--	0,12	--	Martín <i>et al.</i> (2010)

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

En un estudio reciente realizado por Grandón (2021) mediante 12 de los 16 microsatélites descritos por Torres-Díaz *et al.* (2021), incluyendo 9 poblaciones de adultos de ruil y tres poblaciones de plántulas, se encontraron niveles moderados de diversidad genética para *N. alessandrii* ($H_O = 0,469$ y $H_E = 0,408$), los cuales fueron similares a los valores encontrados en otras especies congénicas de distribución restringida, como ejemplo *N. macrocarpa* ($H_O = 0,405$ y $H_E = 0,625$; Mathiasen *et al.* 2020) y *N. glauca* ($H_O = 0,457$ y $H_E = 0,502$; Vergara *et al.* 2014), pero menores a los valores reportados para especies de distribución más amplia como *N. obliqua* ($H_O = 0,600$ y $H_E = 0,662$; Vergara *et al.* 2014) y *N. alpina* ($H_O = 0,620$ y $H_E = 0,617$; Vergara *et al.* 2014). A pesar de lo anterior, los niveles de endogamia reportados por Grandón (2021) para *N. alessandrii* (medidos mediante el coeficiente de endogamia, F) mostraron un fuerte exceso de heterocigotos para adultos ($F = -0,151$; $N = 8$ poblaciones) y un mayor nivel de endogamia para plántulas ($F = -0,055$; $N = 3$ poblaciones). Dichos resultados fueron interpretados como la consecuencia de fuerte selección a favor de los heterocigotos, situación comúnmente observada en especies arbóreas longevas, que tienden a acumular altos niveles de carga genética (Ledig 1986, Lande y Schemske 1985, Barrett y Eckert 1990), la cual se purga paulatinamente (se manifiesta como depresión por endogamia o endogamia biparental) a lo largo del ciclo de vida y que termina con adultos sustantivamente mas variables en comparación a las plántulas e individuos juveniles. Si bien, los mayores niveles de endogamia en las plántulas respecto de los adultos, podría interpretarse como una consecuencia de la fragmentación del hábitat. Para probar dicha hipótesis se requiere evaluar la relación estadística entre el tamaño y el aislamiento de los fragmentos y la endogamia, esperándose un menor grado de endogamia en fragmentos grandes y menos aislados, en comparación con fragmentos pequeños y altamente aislados. Desafortunadamente la escasa regeneración natural ha impedido evaluar adecuadamente dicha predicción (Grandón 2021).

5.2 Diversidad y Estructura Genética en el Género *Nothofagus* y en el Ruil

El género *Nothofagus* (Nothofagaceae) posee 40 especies, perennifolias y caducifolias, y algunos híbridos naturales (Mattioni *et al.* 2002) y es el género más característico de los bosques australes del sureste de Australia y el suroeste de América del Sur (Hill y Read 1991). En Chile, este género comprende 12 especies y algunos híbridos entre las mismas (Martín *et al.* 2010).



Diversos estudios se han realizado en especies del género para determinar los niveles de diversidad genética, utilizando diferentes marcadores moleculares, tales como isoenzimas o marcadores de ADN (Tabla 2). Los análisis filogenéticos previos han confirmado la monofilia de los cuatro subgéneros existentes (*Lophozonia*, *Fuscospora*, *Nothofagus* y *Brassospora*) (Acosta y Premoli 2010). El subgénero *Nothofagus* alberga cinco especies (*N. antarctica*, *N. betuloides*, *N. dombeyi*, *N. nitida* y *N. pumilio*) y un total de 32 poblaciones (Acosta y Premoli 2010). Aunque algunos estudios han sugerido que las poblaciones de *Nothofagus* en Chile tienen una alta variabilidad genética (Donoso *et al.* 2006a, 2006b, 2006c). Otros estudios han determinado que en la actualidad la diversidad genética sería menor. En este sentido, Acosta y Premoli (2010) estimaron las relaciones filogenéticas utilizando secuencias de ADN de cloroplasto (cpDNA) y ITS (del inglés Internal Transcribed Spacer) y encontraron que el subgénero *Nothofagus* estaría definido como monofilético. Además, se encontró que la especie *Nothofagus antarctica* era hermana de un clado de especies de hoja perenne (*Nothofagus betuloides*, *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus nitida*), mientras que *Nothofagus pumilio* probablemente divergió antes. Se distinguió nueve haplotipos de cpDNA en el subgénero *Nothofagus*, todos ellos asociados a ubicaciones geográficas, más que a relaciones taxonómicas.

Tabla 2. Medidas promedio de diversidad genética total (H_T) e intrapoblacional (H_S) para cada especie, endogamia intrapoblacional promedio (F_{IS}) y grado de divergencia inter poblacional (F_{ST}) para todas las especies del subgénero *Nothofagus* en base a loci nucleares isoenzimáticos polimórficos (NL). Revisado por Premoli *et al.* (2012).

Especie	H_T	H_S	F_{IS}	F_{ST}	NL	Referencias
<i>N. nitida</i> (coihue de Chiloé)	0,047	0,042	0,121*	0,131*	4	Premoli (1997)
<i>N. dombeyi</i> (coihue)	0,264	0,223	0,198*	0,266*	6	Premoli y Kitzberger (2005)
<i>N. betuloides</i> (guindo)	0,150	0,116	0,131*	0,269*	6	Premoli (1997)
<i>N. pumilio</i> (lenga)	0,089	0,072	0,296*	0,200*	7	Mathiasen (2010), Mathiasen y Premoli (2010)
<i>N. antarctica</i> (ñire)	0,276	0,235	0,283*	0,182*	7	Premoli y Steinke (2008), Steinke <i>et al.</i> (2008)

* Valores significativamente distintos de cero.

En el análisis filogeográfico de las secuencias de tres regiones de cpDNA no codificantes en 85 poblaciones de *Nothofagus pumilio* se encontró dos clados monofiléticos latitudinalmente disyuntos (norte y sur), los que contienen once y tres haplotipos, respectivamente. La diversidad genética comparable, medida a lo largo de 41 poblaciones muestreadas utilizando siete loci de isoenzimas polimórficas, ha proporcionado evidencia de la heterocigosidad y la riqueza alélica significativamente más alta en latitudes altas que bajas (Mathiasen y Premoli 2010). Adicionalmente, los análisis mediante electroforesis isoenzimática mostraron que No-



thofagus pumilio posee baja diversidad genética ($H_E < 0,051$) y que el grado de variación genética (es decir, el polimorfismo) disminuye con la altura (Premoli 2003). Utilizando la tecnología de reacción en cadena de la polimerasa (PCR), con marcadores moleculares del tipo RAPD (del inglés Random Amplified Polymorphic DNA) e ISSR (del inglés Inter Simple Sequence Repeats), se encontró una alta proporción de bandas polimórficas, que van desde el 97% al 80%, respectivamente. Ambos tipos de marcadores generaron un número similar de bandas privadas, y se obtuvo un fragmento ISSR discriminante para *Nothofagus dombeyi* (Mattioni *et al.* 2002). Usando marcadores isoenzimáticos, Premoli (1997) determinó que *Nothofagus betuloides* y *Nothofagus dombeyi* son genéticamente más variables que *Nothofagus nitida*, ellos presentan mayor número total de alelos, número medio de alelos por locus, porcentaje de loci polimórficos, heterocigosidad media esperada y diversidad genética total media. La baja identidad genética y la presencia de cuatro alelos únicos apoyaron la hipótesis de que *Nothofagus nitida* se ha aislado de las otras dos especies durante un período de tiempo considerable.

Estudios realizados con la especie *N. alessandrii* (Premoli 1997, 2003) han encontrado que la especie presenta una diversidad genética (medida en términos de H_E) entre 0,12 y 0,18, lo que sugiere que la especie no ha sido afectada por procesos de endogamia o deriva génica, a pesar de su fragmentación. En todos los fragmentos analizados a lo largo de su distribución natural se ha encontrado la misma cantidad de alelos por locus ($A = 1,8$), lo que es similar a lo reportado para las especies *Nothofagus pumilio*, *Nothofagus betuloides*, *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus nitida*. De acuerdo con Santelices *et al.* (2018) la diversidad y diferenciación genética entre rodales fragmentados es alto ($H_S = 0,18$) y moderado ($F_{ST} = 0,06$) respectivamente, lo que podría indicar preliminarmente que los fragmentos de la especie corresponden a una sola población pero que se estaría diferenciando genéticamente. Respecto de la variación genética para caracteres fisiológicos y morfológicos, Santelices *et al.* (2009) analizaron y caracterizaron parámetros cualitativos y cuantitativos de material germinativo, así como el comportamiento en vivero de cinco procedencias representativas del área de distribución natural de la especie, observando que el ruil tiene un comportamiento diferente al de otras especies del mismo género, sin que se observe una variación de tipo clinal. Sin embargo, la procedencia más austral tiende a diferenciarse de las otras y, probablemente, corresponda a un ecotipo diferente.

En un estudio reciente, Grandón (2021) determinó que el estimador de diferenciación poblacional (R_{ST} ; el cual es análogo al F_{ST} , pero más adecuado para marcadores microsatélites, que tienen una tasa mutacional alta en comparación a las isoenzimas) fue sustantivamente mayor para *N. alessandrii* ($R_{ST} = 0,287$) que para sus congéneres de distribución geográfica más amplia, como *N. obliqua* ($R_{ST} = 0,110$, Vergara *et al.* 2014) y *N. alpina* ($R_{ST} = 0,160$; Vergara *et al.* 2014) y que sus congéneres de distribución geográfica más restringida como *N. macrocarpa* ($R_{ST} = 0,084$, Mathiasen *et al.* 2020) y *N. glauca* ($R_{ST} = 0,087$; Vergara *et al.* 2014). Dichos resultados son consistentes con los reportados previamente por Torres-Díaz *et al.* (2007) y Torres-Díaz *et al.* (2021) quienes encontraron niveles de diferenciación genética más altos que los esperados considerando que la especie es polinizada por viento. Dichos niveles de diferenciación interpoblacional pueden atribuirse a la topografía compleja del hábitat que actualmente ocupa la especie (laderas de exposición sur o sureste en zonas semi-montañas a 400-800 msnm) la que restringiría el flujo génico interpoblacional, aumentando consecuentemente la deriva génica entre ellas. Sin embargo, esta posibilidad debe ser evaluada en estudios futuros, tomando



en consideración el flujo génico de polen por medio de, por ejemplo, un análisis de parentesco que cuantifique la distancia efectiva de dispersión del polen de la especie. Alternativamente, la alta diferenciación entre poblaciones, podría relacionarse con el alto grado de fragmentación que ha experimentado la distribución de la especie como consecuencia de la acción antrópica. Si bien, a primera vista, dicha explicación parece plausible, también parece poco probable si se tiene en consideración que, por una parte, la especie es probablemente muy longeva y que, por otro lado, los árboles remanentes en la gran mayoría de los fragmentos dominados por ruil corresponden a rebrotes de árboles que previamente fueron quemados o cortados, siendo probablemente mucho más antiguos que el inicio del proceso de fragmentación del hábitat, cuyo inicio presumiblemente se remonta a fines del siglo XIX. Es importante destacar que en la actualidad prácticamente todos los árboles de ruil corresponden a rebrotes de base siendo casi imposible encontrar árboles que no hayan sido previamente cortados o quemados.

Millanao (2021) estudió la estructura genética poblacional a escala fina en dos poblaciones de *N. alessandrii* pertenecientes a la Reserva Nacional Los Ruiles: sector Chanco y sector El Fin Empedrado (Figura 1). En dicho estudio el autor documentó la existencia de una señal de estructuración genética a escala fina que da cuenta de un grado significativo de parentesco entre pares de árboles a distancias cortas (< 20 m) tanto para Chanco (Índice de Moran = 0,135) como para El Fin Empedrado (Índice de Moran = 0,114). En términos ecológicos, dicho resultado indica que los árboles más cercanos físicamente están mucho más emparentados que los árboles más distantes entre sí. En otras palabras, el parentesco disminuye a medida que aumenta la distancia entre pares de árboles. Lo anterior sugiere que, de manera natural -como presumiblemente ocurría previo a la fragmentación- la especie regeneraba en claros de tamaño pequeño originados por perturbaciones naturales, como por ejemplo la caída de un árbol, de manera similar a lo que ocurre en la mayoría de los *Nothofagus*.

5.3 Aplicaciones de la Diversidad y Estructura Genética para la Conservación de la Especie

El conocimiento de la diversidad genética permite 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 (Santelices *et al.* 2019). En este sentido, las zonas que concentran los mayores niveles de diversidad son las más importantes desde el punto de vista de la conservación de una especie (Gallo *et al.* 2006). De acuerdo con Santelices *et al.* (2019) se desconoce el efecto de los incendios del año 2017, sobre el número efectivo de individuos reproductivos que contribuye con descendencia a la siguiente generación (parámetro N_e), tampoco es posible todavía asegurar si en su distribución natural se encuentran una o dos poblaciones de *N. alessandrii*. Estos aspectos corresponden a futuros desafíos en investigación, que den cuenta de los efectos abióticos vinculados al evento de 2017, sobre la capacidad reproductiva de la especie.

Eventualmente, la distribución más meridional podría ser una población diferente a las de más al norte. Santelices *et al.* (2018) plantean una serie de actividades orientadas



a reducir la pérdida de diversidad genética y contribuir a aumentar el número efectivo de las poblaciones. Dentro de éstas, se destaca la posibilidad de estudiar el flujo génico y la transferencia de polen entre los distintos fragmentos. Cabe destacar que *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 $Nm < 1$). Por otra parte, se hace necesario evaluar en mayor detalle los actuales niveles de diversidad y diferenciación genética de las poblaciones de ruil, pero no solamente de los árboles madre (Torres-Díaz *et al.* 2007), sino que además se debe evaluar la progenie y ver si ha habido una real pérdida de diversidad entre una generación y otra. Tampoco hay antecedentes que muestren si las distintas poblaciones de ruil presentan distintos haplotipos (obtenidos a partir de ADN del cloroplasto, de herencia uniparental) para evaluar la distribución geográfica de esos haplotipos, si los hubiere (Santelices *et al.* 2018).

En conjunto, los resultados de Grandón (2021) y Millanao (2021), respectivamente, indican que, (i) las plántulas de *N. alessandrii* son menos variables que los adultos de sus respectivas poblaciones, probablemente debido algún grado de endogamia y que, (ii) la especie sólo logra regenerar en claros pequeños ocurridos luego de la caída de un adulto. Considerando que las plántulas de ruil son sombra-intolerantes (Santelices *et al.* 2012b), exhibiendo bajas tasas de crecimiento a la sombra, y mueren al cabo de uno o dos años, si no se abre un claro en el dosel, entonces es posible pensar que las plántulas de ruil que crecen en un fragmento están destinadas a morir y antes que ello ocurra podrían ser utilizadas en intentos de restauración. Esta posibilidad no ha sido explorada y futuros estudios deberían evaluar el potencial de generar nuevas poblaciones y/o expandir los límites de las poblaciones existentes con presencia de árboles semilleros y germinación natural. La actual Ley de Bosque nativo se restringe a la prohibición de la corta de especies protegidas como el ruil, pero no contempla el uso de plántulas para la eventual restauración de ecosistemas mediante dicho material biológico. Dicha posibilidad debería ser contemplada en la legislación de manera de incrementar las posibilidades de conservar la especie.



Agradecimientos

Investigación financiada por el proyecto FONDECYT -1181873

5.4 Bibliografía

Acosta MC, AC Premoli. 2010. Evidence of chloroplast capture in South American *Nothofagus* (subgenus *Nothofagus*, *Nothofagaceae*). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 54: 235-242. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2009.08.008>

Barrett SCH, GC Eckert. 1990. Variation and evolution of mating systems in seed plants. En: Kawano S (ed.) *Biological approaches and evolutionary trends in plants*, 230-254. Academic Press, London. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-402960-6.50019-6>.

Bustamante RO, C Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the rui (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7(12): 1607-1626. <https://doi.org/10.1023/A:1008856912888>.

Donoso P, C Donoso, L Gallo, M Azpilicueta, A Baldini, B Escobar. 2006a. *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. Roble, Pellín, Hualle. En: C. Donoso (ed). *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina, autoecología*, pp 471-485. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile.

Donoso P, C Donoso, L Gallo, C Navarro, B Escobar. 2006b. *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. Coihue, Coigüe. Familia *Fagaceae*. En: C. Donoso (ed.), *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina, autoecología*, pp 423-432. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile.

Donoso P, P Marchelli, C Donoso, L Gallo, B Escobar. 2006c. *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. Otros nombres científicos usados: *Nothofagus alpina*, *Nothofagus procera*. Raulí. En: C. Donoso (ed), *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina, autoecología*, pp 448-461. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile.

Gallo LA, P Marchelli, MM Azpilicueta, P Crego. 2006. El uso de marcadores genéticos en el género *Nothofagus* con especial referencia a raulí y roble. *Bosque* 27: 3-15. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002006000100001>

Grandón K. 2021. Diversidad y estructura genética en el árbol endémico y amenazado, *Nothofagus alessandrii* (*Nothofagaceae*), mediante marcadores microsatélites. Tesis para optar al Grado de Magíster en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias, Universidad del Bío-Bío, Chillán, Chile. 40pp.

Heenan PB, RD Smissen. 2013. Revised circumscription of *Nothofagus* and recognition of the segregate genera *Fuscospora*, *Lophozonia*, and *Trisyngyne* (*Nothofagaceae*). *Phytotaxa* 146(1): 1–31. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.146.1.1>.

Heusser CJ. 1990. Ice-age vegetation and climate of subtropical Chile. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 80: 107– 127.

Hill RS, J Read. 1991. A revised infrageneric classification of *Nothofagus* (*Fagaceae*) *Bot. J. Linn. Soc.*, 105, pp. 37-72. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1991.tb00199.x>.



Lande R, DW Schemske. 1985. The evolution of self-fertilization and inbreeding depression in plants. I Genetics models. *Evolution* 39: 24-40. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1985.tb04077.x>

Ledig FT. 1986. Heterozygosity, heterosis and fitness in outbreeding plants. En: Soule ME (ed): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, 77–104. Sinauer Associates, Massachusetts.

Martín MA, S Muñoz, F Muñoz, M Uribe, JR Molina, MA Herrera, LM Martín, JB Álvarez. 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. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000300010>

Mathiasen P. 2010. Variación y estructura genética en *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endle.) Krasser ‘lenga’ a lo largo de diferentes gradientes ambientales. Tesis Doctoral, Ciencias Biológicas, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue, Río Negro, Argentina. 252 p.

Mathiasen P, AC Premoli. 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04456.x>

Mathiasen P, A Venegas- González, P Fresia, AC Premoli. 2020. A relic of the past: current genetic patterns of the palaeoendemic tree *Nothofagus macrocarpa* were shaped by climatic oscillations in central Chile. *Annals of Botany* 126(5): 891-904.

Mattioni C, M Casasoli, M González, R Ipinza, F Villani. 2002. Comparison of ISSR and RAPD markers to characterize three Chilean *Nothofagus* species. *Theoretical and Applied Genetics* 104: 1064-1070. <https://doi.org/10.1007/s00122-001-0824-x>.

Millanao A. 2021. Evaluación de la estructura genética espacial en *N. alessandrii* (ruil): Una herramienta para el diseño de estrategias de conservación de Bosques. Tesis para optar al título de Ingeniero en Recursos naturales, Universidad del Bío-Bío, Chillán Chile. 54pp.

Olivares P, J San Martín, R Santelices. 2005. Ruil (*Nothofagus alessandrii*): Estado del conocimiento y desafíos para su conservación. Comisión Nacional del Medioambiente (CONAMA). Talca, Chile. 55 pp.

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 AC. 1997. Genetic variation in a geographically restricted and two widespread species of South American *Nothofagus*. *Journal of Biogeography* 24: 883-892. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1997.00115.x>



Premoli AC. 2003. Isozyme polymorphisms provide evidence of clinal variation with elevation in *Nothofagus pumilio*. *Journal of Heredity* 94: 218-226. <https://doi.org/10.1093/jhered/esg052>

Premoli AC, T Kitsberger. 2005. Regeneration mode affects spatial genetic structure of *Nothofagus dombeyi* forests. *Molecular Ecology* 14: 2319-2329. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294x.2005.02629.x>

Premoli AC, L Steinke. 2008. Genetics of sprouting: effects of long-term persistence in fire-prone ecosystems. *Molecular Ecology* 17: 3827-3835. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03889.x>

Premoli AC, MC Acosta, P Mathiasen, C Donoso. 2012. Genetic variation in *Nothofagus* (subgenus *Nothofagus*). *Bosque* 33: 115-125. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002012000200001>

San Martín J, H Figueroa, C Ramírez. 1984. Plant sociological study of the ruil (*Nothofagus alessandrii* Espinosa) forest of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 57: 171-200

Santelices R, RM Navarro-Cerrillo, F Drake. 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, F Drake, C Mena, R Ordenes, RM Navarro-Cerrillo. 2012a. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 39(3): 521-531. <https://doi.org/10.4067/S0718-16202012000300011>.

Santelices R, F Drake, RM Navarro-Cerrillo. (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. <https://doi.org/10.2989/20702620.2012.686215>

Santelices R, S Espinoza-Meza, A Cabrera-Ariza, CR Magni. 2018. Gestión de riesgo como herramienta para la conservación de los bosques de *Nothofagus alessandrii*, una especie en peligro de extinción de Chile central.

Santelices R, S Espinoza, A Cabrera. 2019. Abastecimiento de semillas de *Nothofagus alessandrii* con consideraciones genéticas. *Ciencia & Investigación Forestal* 25(1): 39-54. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2019.509>.

Steinke L, AC Premoli, CP Souto, M Hedrén. 2008. Adaptive and neutral variation of the resprouter *Nothofagus antarctica* growing in distinct habitats in north-western Patagonia. *Silva Fennica* 42: 177-188. <https://doi.org/10.14214/sf.251>

Torres-Díaz C, E Ruiz, F González, G Fuentes, LA Cavieres. 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. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm073>.



Torres-Díaz C, MA Valladares, MA Molina-Montenegro, F Mora-Poblete. 2021. Isolation and characterization of microsatellites for the endangered endemic tree *Nothofagus alessandrii* (Nothofagaceae). Researchsquare. 9pp. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-168329/v1>.

Vergara R, MA Gitzendanner, DE Soltis, PS Soltis. 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. <https://doi.org/10.1002/ece3.1108>.

CAPÍTULO V

CONSIDERACIONES TÉCNICAS PARA LA RESTAURACIÓN DE BOSQUES DE RUIL



1. RESTAURACIÓN DE BOSQUES DE RUIL: LÍNEA BASE, DESARROLLO E IMPLEMENTACIÓN DEL PLAN DE RESTAURACIÓN EN PREDIO EL DESPRECIO, REGIÓN DEL MAULE

Mauro González; Constanza Becerra; Ivonne Molina; Antonio Lara. y Christian Little

1.1 Antecedentes Generales

El predio El Desprecio (PED) se ubica en la Cordillera de la Costa (35°40' S, 72°20'W), comuna de Empedrado en la región del Maule (Figura 1). Este predio comprende una superficie total de 804 ha, de las cuales un 17% corresponde a un fragmento de bosque nativo clasificado como un Área de Alto Valor de Conservación (AAVC). En esta AAVC se encuentra una de las 15 pequeñas poblaciones remanentes de *N. alessandrii* ubicadas en la cordillera de la costa.

El AAVC del predio El Desprecio se encuentra dominado principalmente por bosques de ruil (*N. alessandrii*). Esta especie forma pequeños bosquetes de segundo crecimiento en exposiciones sur, más húmedas y sombrías, establecidas principalmente a partir de rebrotes de tocones de árboles remanentes. Una de las principales especies asociadas a ruil es hualo (*N. glauca*) en las partes más altas y soleadas de las laderas. Otras especies que se encuentran presentes en estos bosques son roble (*N. obliqua*), lingue (*Persea lingue*), avellano (*Gevuina avellana*), olivillo (*Aextoxicon punctatum*), peumo (*Cryptocarya alba*), naranjillo (*Citronella mucronata*), litre (*Lithraea caustica*), boldo (*Peumus boldus*), y bollén (*Kageneckia oblonga*), entre otras.

Durante las últimas décadas la invasión de *Pinus radiata* y el fuego han sido dos factores clave en la pérdida y degradación los bosquetes de ruil. Así como todas las poblaciones y fragmentos remanentes de ruil, la ubicada en el PED se encuentra en una matriz dominada por plantaciones de especies introducidas, específicamente *P. radiata*, lo que ha facilitado la invasión de estos fragmentos. Similarmente, los incendios forestales han sido un factor histórico, junto a la tala, en reducir significativamente la superficie de estos bosques. Probablemente el de mayor impacto en los últimos 50 años corresponde al megaincendio Las Máquinas ocurrido en el verano del 2017 donde más del %50 de la superficie remanente de los bosques de ruil fue afectada por el fuego, incluida la población ubicada en el predio El Desprecio (Valencia et al. 2018; González et al. 2019; in press;).



Considerando estos antecedentes, este proyecto de restauración tiene como meta incrementar la superficie, conectividad y estado de conservación del bosque Maulino, y particularmente el bosque de ruil en el AAVC, que fueron severamente afectados por el megaincendio del 2017. Específicamente, los objetivos de este proyecto de restauración fueron: (a) Recuperar los bosques de ruil quemados y/o degradados por invasión de especies exóticas (incluyendo las zonas de protección); y (b) Reconvertir plantaciones forestales de *Pinus radiata* al bosque Maulino. Finalmente, la restauración de estos bosques pretende también mejorar el valor escénico del área y proveer áreas de recreación, educación e investigación.



Figura 1. Mapa de ubicación del predio El Desprecio. El área de restauración se ubica en la parte sur del predio e incluye el AAVC y rodales de distintas edades de *Pinus radiata* y otros usos de suelo (Área propuesta indicada en leyenda) afectados por el incendio del 2017.

1.2 Usos de Suelo y Fragmentación del Paisaje en Áreas Adyacentes al Proyecto

Los bosques maulinos, y específicamente los de ruil, han sido históricamente objeto de una fuerte degradación y fragmentación a través de distintas actividades antrópicas tales como extracción maderera, quemas, carboneo, habilitación mediante tala para fines agropecuarios, y últimamente para el establecimiento de plantaciones de rápido crecimiento (Donoso y Lara 1996; Bustamante y Castor 1998; Grez *et al.* 1998; Camus 2006). Esta progresiva pérdida y fragmentación de los bosques nativos de la región ha tenido por consecuencia que actualmente los bosques de ruil se encuentren disgregados en tan sólo 15 poblaciones remanentes con una superficie total de 314 ha (Donoso 1996; San Martín y Donoso 1996; San Martín y Sepúlveda 2002; Santelices *et al.* 2012, 2018).

Del análisis de la distribución del área y frecuencia de parches de bosque nativo y plantaciones realizado a partir de áreas concéntricas de 5 y 10 km al predio El Desprezio se desprende el importante proceso de fragmentación del bosque nativo en contraste con el incremento de la superficie de plantaciones de rápido crecimiento (Fig. 2). El PED presenta una superficie de bosque nativo de 177 ha distribuidas en 29 fragmentos y la superficie de plantaciones de *Pinus radiata* es de 627 ha distribuidos en un solo paño con rodales de distintas edades (Cuadro 1). En un radio de 5 y 10 km del PED el patrón de fragmentación del bosque nativo se mantiene y es fuertemente contrastante con la mayor superficie y coalescencia de las plantaciones de rápido crecimiento. En un radio de 5 km, de los 53 fragmentos de bosque nativo, 37 fragmentos son menores a 5 ha. Para el caso de un radio de 10 km, de los 122 fragmentos, 93 son menores a 30 ha. El uso de suelo cubierto por plantaciones en un radio de 5 y 10 km del PED alcanza sobre un 75%. El remanente de bosque nativo se ubica mayormente en las zonas de protección y quebradas.

Cuadro 1. Distribución de superficies y números de fragmentos.

	Límites prediales		5 km		10 km	
	ha	Nº	ha	Nº	ha	Nº
Bosque Nativo	177	29	2.327	53	7.113	122
Plantaciones	627	1	9.323	4	29.735	29
Otros usos	-	-	104	5	2.023	61
Total	804	30	11.754	62	38.871	212



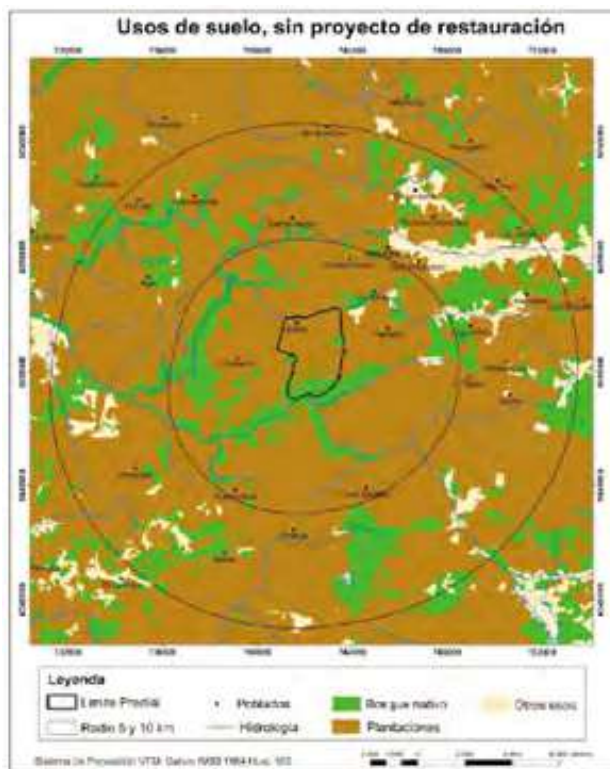


Figura 2. Usos de suelo en áreas concéntricas (5 y 10 km de radio) al proyecto de restauración en el predio El Desprecio.

1.3 Desarrollo del Plan de Restauración

Para el desarrollo del Plan de Restauración del PED, como base de inicio para cumplir los objetivos y metas propuestas del proyecto, se realizó un estudio técnico de línea de base que contempló la generación de mapas de uso de suelo y la identificación de las Unidades de Restauración y el Bosque Nativo de referencia. En base a un protocolo de muestreo cada una de estas Unidades y el bosque de referencia fueron caracterizados en términos de su composición y estructura, junto a un levantamiento de información respecto a los factores de amenaza y degradación presentes, especies nativas con problemas de conservación, invasión especies introducidas, entre otros aspectos. Las unidades de restauración definidas fueron (Cuadro 2; Figura 3): a) Bosque Nativo de referencia (BNR, bosque de ruil utilizado como referencia previa al incendio 2017); b) Masas Espontáneas mixtas en estado juvenil (MEMJ); c) Masas espontáneas mixtas Pino Adulto y Nativo (MEPN); d) Plantación de pino adulto (PPA); e) Plantación de pino joven (PPJ). El proyecto de restauración contempla alcanzar una superficie de 307,39 ha de bosque nativo, a través de la restauración de 77 ha (25%) de bosque nativo quemado y/o degradado, 132 ha (43%) de bosque nativo en zonas de protección y la conversión de 98 ha (32%) de plantaciones de *Pinus radiata* a bosque nativo.



Cuadro 2. Superficie para cada unidad de restauración y sus respectivas zonas de protección de cauces dentro de cada una de estas unidades.

Unidad de Restauración	Superficie (ha)		
	Uso suelo	Zona protección*	Total
Bosque Nativo Referencia **	59,62	48,87	108,87
Masas E. Mixtas Juvenil	2,22	1,12	3,34
Masas E. Pino Adulto y Nativo	15,46	13,37	28,83
Plantación Pino Adulto	17,32	9,5	26,82
Plantación Pino Joven	80,45	59,08	139,53
Total	175,07	131,94	307,39

(*) Áreas ribereñas dentro de cada Unidad que ocupan una franja de 30 m a ambos lados de los cauces que resguardan y proveen diversas funciones y servicios ecológicos.

(**) Bosque nativo seleccionado como referencia en el AAVC que fue posteriormente quemado en el megaincendio del 2017.

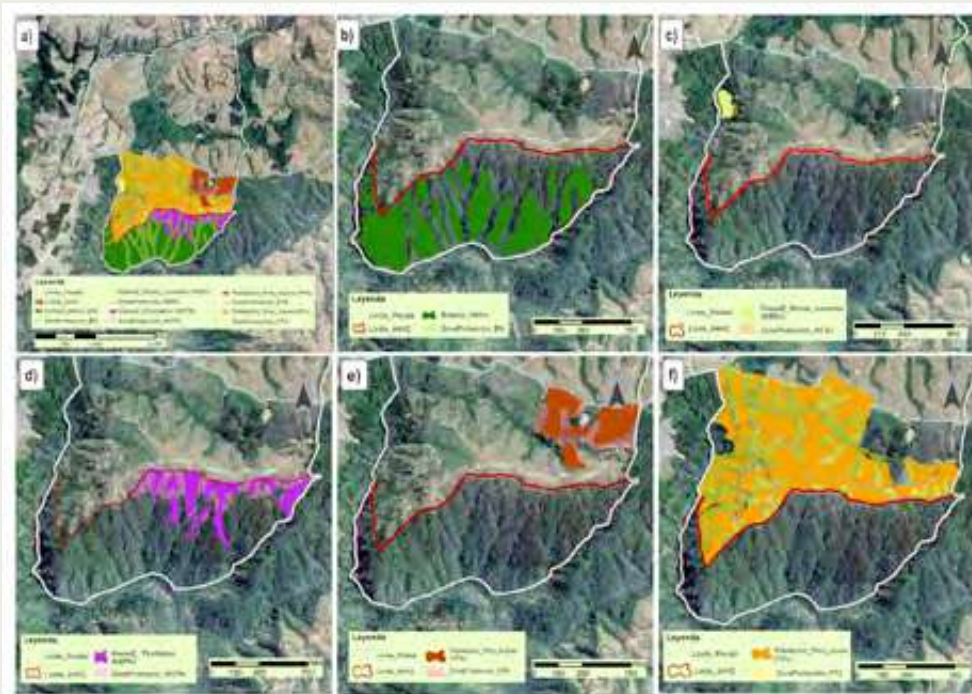


Figura 3. Mapas de ubicación de cada unidad de restauración (UR): a) Área general propuesta y sus unidades de restauración; b) Bosque Nativo de referencia (BNR); c) Masas Espontáneas Mixtas Juveniles (MEMJ); d) Masas Espontáneas de Pino Adulto y Nativo (MEPN); e) Plantación Pino Adulto (PPA); f) Plantación Pino Joven (PPJ).





Figura 4. Distribución diamétrica (cm) según especie arbórea y unidad de restauración. La categoría Otras incluye las siguientes especies: *Azara sp*, *Escallonia pulverulenta*, *Peumus boldus*, *Persea lingue* y *Citronella mucronata*.



1.3.1 Caracterización del bosque nativo de referencia y unidades de restauración

Bosque nativo de referencia (BNR)

El ecosistema de referencia correspondió al bosque nativo remanente de 109 ha protegido en el AAVC del PED que posteriormente fue afectado por el megaincendio ocurrido el verano del 2017. Según su estructura y composición corresponde a un bosque secundario establecido coetáneamente posterior a un incendio de moderada a alta intensidad ocurrido en la década de 1920. La distribución diamétrica y el estrato de copas principal indican que este bosque se encuentra dominado por ruil y hualo cuyos individuos superan los 20 metros de altura, acompañado de un estrato intermedio y sumergido de peumo, olivillo, lingue y litre, entre otras especies (Figura 4). La densidad arbórea (≥ 5 cm Dap) y el área basal promedio del bosque es de 1076 árboles/ha y 34 m²/ha, respectivamente. La densidad de brinzales (≥ 2 m de altura y ≤ 5 cm Dap), constituido principalmente de peumo y olivillo, supera los 1300 árboles/ha. La riqueza arbórea y arborescente del bosque de referencia es de 15 especies, correspondiente a 12 familias (Anexo 1 Cuadro 1). Además, *N. alessandrii* se encuentra clasificada en la categoría de conservación *En peligro* y *N. glauca*, *Persea lingue* y *Citronella mucronata* en un estado *Vulnerable*. Aunque no fue registrada, la especie arbórea introducida *Pinus radiata* también se encuentra presente en estos fragmentos de manera aislada.

Masas Espontáneas mixtas en estado juvenil (MEMJ)

Esta unidad de restauración se conforma principalmente de dos especies arbóreas, *Pinus radiata* y *N. glauca*, establecidas espontáneamente en el lapso de las últimas dos décadas. Los individuos de estas especies se concentran en la clase de 10 cm de Dap con una altura menor a 4 m (Figura 4). La densidad de brinzales, constituido principalmente de peumo, litre, y madroño, supera los 1700 árboles/ha (incluidos los vástagos de rebrotes). En el caso de los brinzales de *Pinus radiata* su densidad alcanza los 1320 árboles/ha. La riqueza arbórea y arborescente alcanza a seis especies nativas donde dos se encuentran clasificadas como *Vulnerables* (*N. glauca*, *C. mucronata*) (Anexo 1 Cuadro 1).

Masas Espontáneas mixtas de Pino adulto y nativo (MEPN)

Esta condición corresponde a un bosque nativo regenerado naturalmente luego de alguna alteración antrópica (tala y/o fuego) ocurrida hace un par de décadas. La mayor apertura del dosel producto de estas alteraciones facilitó la colonización de *Pinus radiata* desde plantaciones aledañas conformando rodales mixtos de pino y especies nativas. Este bosque establecido espontáneamente limita con el bosque nativo protegido en el AAVC y por tanto tiene una composición florística muy similar con ruil y hualo como especies principales del dosel superior. La densidad de brinzales, constituido principalmente de ruil, peumo y boldo, supera los 450 árboles/ha (incluidos rebrotes). Los individuos de *Pinus radiata* se encuentran distribuidos principalmente en las clases diamétricas superiores a 40 cm con edades que superan 25 años (Figura 4; ver Capítulo 3.2 de este libro). La riqueza arbórea y arborescente alcanza a 10 especies nativas, más dos especies arbóreas exóticas (*Pinus radiata*, *Acacia dealba*).



ta). Cuatro especies nativas se encuentran clasificadas en alguna categoría de conservación señaladas previamente (*N. alessandrii*, *N. glauca*, *P. lingue*, *C. mucronata*) (Anexo 1 Cuadro 1).

Plantación de Pino adulto (PPA)

Esta Unidad de restauración corresponde a una plantación comercial adulta de *Pinus radiata*. La mayor densidad se distribuye en las clases diamétricas superiores a 20 cm (Figura 4). La densidad de brinzales, principalmente de origen vegetativo, se conforma de hualo, boldo, peumo, y litre, superando los 1400 árboles/ha (incluidos rebrotes). En el caso de los brinzales de *Pinus radiata* su densidad alcanza los 900 árboles/ha. La riqueza arbórea y arborescente alcanza a cinco especies nativas, más dos especies arbóreas exóticas (*Pinus radiata* y *Acacia dealbata*). Además, una especie nativa se encuentra clasificada en la categoría de conservación *Vulnerable* (*N. glauca*) (Anexo 1 Cuadro 1).

Plantación de Pino joven (PPJ)

Esta unidad de restauración corresponde a una plantación comercial joven (rodales no superan los 9 años) de *Pinus radiata*. Esta unidad corresponde a la de mayor área a restaurar con 139 ha. La densidad de individuos arbóreos se distribuye principalmente entre 5 y 20 cm (Figura 4). En estos rodales, la presencia de brinzales nativos fue escasa y aislada. Así, la densidad de brinzales, principalmente de origen vegetativo, se conforma principalmente de boldo, peumo, y maqui, con 440 árboles/ha (incluidos rebrotes). En el caso de los brinzales de *Pinus radiata* su densidad es de 800 árboles/ha. La riqueza arbórea y arborescente alcanza a nueve especies nativas, más dos especies arbóreas exóticas (*Pinus radiata* y *Acacia dealbata*). Dos de las especies nativas se encuentran clasificadas en la categoría de conservación *Vulnerable* (*N. glauca*, *C. mucronata*).

1.3.2 Intervenciones e implementación del proyecto para la restauración del PED

El proyecto de restauración del PED comenzó a implementarse en el año 2014 llevando a cabo principalmente acciones de eliminación de árboles adultos de *Pinus radiata* del bosque nativo protegido en el AAVC (Bosque de referencia). Además, durante estos primeros años se desarrolló una capacitación para establecer un programa de colecta de semillas de especies nativas para la producción de plantas requeridas en la restauración.

El megaincendio Las Máquinas ocurrido el año 2017 y que afectó la mayor parte del PED, incluido el bosque nativo protegido en el AAVC, retrasó la implementación del plan original, reorientando el foco en estudiar la capacidad de recuperación de los bosques de ruil y hualo quemados (Bosque de Referencia; ver Capítulo 3.2 de este libro). Además, dada esta contingencia, dos acciones han sido implementadas a la fecha para apoyar la recuperación de estos bosques. La primera tuvo relación con la eliminación manual de la rápida y densa regeneración de *Pinus radiata* establecida postfuego bajo el bosque nativo quemado (invierno-primavera 2017 y otoño 2019). La segunda acción fue la plantación de enriquecimiento ruil a través de 11 núcleos de



plantación en áreas afectadas con una alta severidad (Figura 5). En cada núcleo se establecieron 28 plantas provenientes de estacas enraizadas en vivero obtenidas de individuos de *Nothofagus alessandrii* dentro del Predio el Desprecio. El promedio de altura de las plantas en el año de establecimiento de la plantación fue de 24 cm (Anexo 1, Cuadro 2). Luego de dos temporadas (2021) el promedio de altura alcanzó 43 cm, con una supervivencia del 26% (Anexo 1, Cuadro 2). La menor supervivencia se presentó en la parte alta de la ladera, más expuesta a condiciones microclimáticas de alta luminosidad y presumiblemente menor disponibilidad del agua en el suelo, cuyo efecto pudo ser amplificado por la mínima o nula cobertura de copas derivado de la alta mortalidad producto de la severidad del fuego en ese sector (Figura 5 a). Además, no se descarta el efecto en la sobrevivencia y crecimiento que pudo haber tenido el ingreso de ganado a estas áreas recientemente plantadas como lo evidencia la presencia de bostas.



Figura 5. a) Bosques de ruil en el AAVC afectados por el incendio 2017 con la ubicación de los núcleos de plantación en áreas quemadas con alta severidad (número corresponde a la identificación de cada núcleo); b) Faena de plantación de plántulas de ruil en núcleos donde se observa la abundante presencia de pino que posteriormente fue extraída manual y/o roce cuidando de no dañar la regeneración natural; c) Planta de ruil en primer plano (indicado con flecha) con más de 50 cm de altura a dos años de su plantación; al lado de árbol se observan algunos individuos de pino (indicados con una flecha) que se establecieron postfuego y que deben ser eliminados en una nueva actividad de extracción.

Como se puede colegir el área de restauración es especialmente sensible a las actividades y eventos que ocurren en el entorno del PED. Por tanto, el éxito del proyecto dependerá del manejo y control de distintas amenazas y agentes de degradación del bosque nativo en el área de estudio. En este nuevo escenario, y en base a las características y condiciones de las distintas Unidades de Restauración y tomando en consideración as-



pectos sociales, ambientales y uso de suelo adyacente se establecieron lineamientos y prescripciones de manejo y gestión para la adecuada implementación y avance del proceso de restauración en el PED. Las acciones o intervenciones que resultan claves de incluir en la implementación del proceso de restauración se indican a continuación:

- a) Recuperación del bosque de ruil y hualo en el AAVC, quemado en el megaincendio 2017, y usado como Bosque de Referencia a través de plantaciones de enriquecimiento en núcleos.
- b) Reconversión de plantaciones a bosque nativo mediante la cosecha de plantaciones de pino y prescripciones para promover la regeneración natural y/o plantación de enriquecimiento con especies nativas.
- c) Eliminación de individuos establecidos espontánea y densamente de *Pinus radiata* y otras especies exóticas que están actuando como invasoras. El control de exóticas es una actividad que se debe realizar cada dos años durante al menos 10 años.
- d) Recuperación de áreas ribereñas (zonas de protección) a través de la eliminación de especies exóticas (ej., *Acacia dealbata*).
- f) Exclusión de ganadería extensiva en todas las Unidades en proceso de restauración.
- h) Establecimiento de corta fuegos y zona de amortiguación (reducción del combustible) en el perímetro del PED.
- i) Trabajo con propietarios colindantes, actores locales y/o partes interesadas de manera de promover una gestión sinérgica y mancomunada en la conservación y restauración de los ecosistemas de ruil.

1.4 Conclusiones y Desafíos Futuros

Los bosques Maulinos han sufrido un importante proceso de fragmentación y pérdida de superficie, siendo especialmente crítico el estado de conservación de los bosques de ruil. Del análisis preliminar de uso del suelo y fragmentación adyacente al predio El Desprezio se pudo establecer la configuración del paisaje que circundan a estos fragmentos de ruil, donde la matriz dominante corresponde principalmente a plantaciones de *Pinus radiata* (> 75%) con una alta fragmentación del bosque nativo (> 76% parches menores a 30 ha en radio de 10 km) que se ubica mayormente en las zonas de protección y quebradas. En este contexto, el proyecto de restauración en el predio El Desprezio, iniciado en 2013, tuvo por finalidad restaurar e incrementar la superficie de los bosques de ruil, los cuales lamentablemente fueron severamente afectados el verano del 2017 por el megaincendio Las Máquinas. Así, el proyecto original requirió de distintos ajustes para enfrentar la recuperación de los bosques quemados de ruil, y particularmente, acciones y prescripciones muy activas para controlar y eliminar la fuerte colonización de pino en el AAVC, que de no realizarse pondría en gran riesgo la supervivencia de este ecosistema.

La experiencia de estos primeros años da cuenta del gran desafío técnico, financiero y de gestión para avanzar en el proceso de restauración de los bosques de ruil. A partir de estos aprendizajes algunas acciones y gestiones parecen clave para asegurar el éxito del proyecto: a) Manejo y gestión del paisaje: dado el fuerte impacto sobre los bosques de



ruil como resultado de los grandes incendios del 2017, el establecimiento de cortafuegos y áreas de amortiguación (buffer) con predios y rodales colindantes de plantaciones industriales (*P. radiata* y *Eucalyptus globulus*) para evitar y controlar la propagación del fuego a poblaciones de ruil y/o las unidades en proceso de restauración es un punto crítico de la mayor relevancia; b) Acuerdos y trabajo colaborativo: asociado al punto anterior, esto implica el trabajo colaborativo con los propietarios colindantes, actores locales y/o partes interesadas para promover una gestión sinérgica enfocada a la protección y restauración de las poblaciones de ruil; c) Trabajo y acuerdos con agencias públicas sectoriales: Establecer los acuerdos necesarios con las agencias estatales (ej., CONAF, MMA, INFOR) para agilizar y flexibilizar las actividades de manejo y acciones de restauración requeridas y planificadas; d) Identificar instrumentos de financiamiento y otras fuentes alternativas (ej., compensaciones ambientales) que puedan aportar en solventar el costo del manejo y restauración de los bosques de ruil, especialmente aquellos en manos de pequeños o medianos propietarios; e) Fortalecer alianzas con actores de la comunidad local y otras partes interesadas para el desarrollo de estas áreas con fines de educación e investigación a mediano- largo plazo como forma de resguardar y proyectar a futuro esta Área de Alto Valor de Conservación.



Agradecimientos

Para la realización de este trabajo se contó con el apoyo de: ANID/FONDAP/15110009, Convenio Forestal MININCO-UACH e Ingenieros forestales Sr. Julio Becker y Alamiro Navarrete, y el Centro del Fuego y Resiliencia de Socioecosistemas (FireSES).

1.5 Bibliografía

Bustamante RO, C Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: The ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation*, 7(12), 1607-1626. <https://doi.org/10.1023/A:1008856912888>

Camus P. 2006. Ambiente, bosques y gestión forestal en Chile, 1541-2005 (LOM Ediciones). DIBAM, LOM Ediciones, Centro de Investigaciones Diego Barros Arana.

Donoso C. 1996. Ecology of *Nothofagus* forests in central Chile. En Veblen, T.T., Hill, R.S., Hill, J., (Eds), *The ecology and biogeography of Nothofagus forests* (pp. 271-291). Yale University Press.

Donoso C, A Lara. 1996. Utilización de los bosques nativos en Chile: Pasado, presente, futuro. En Armesto, JJ., Kalin, M.T., Villagrán, C., *Ecología de los bosques nativos de Chile* (pp. 363-387). Editorial Universitaria. /paper/Utilizaci%C3%B3n-de-los-bosques-nativos-en-Chile%3A-futuro-Donoso-Lara/f1784ff60b854cab11f011fe3500a75d271c577f

González M, C Becerra-Rodas, A Lara, M Galleguillos. 2019. Post-fire response of the *Nothofagus alessandrii* forests in the Maule region, Chile. In *Annual Meeting of the Ecological Society of Chile*. Valdivia, Chile.

González ME, M Galleguillos, J Lopatin, C Leal, C Becerra-Rodas, A Lara, J San Martín. Surviving in a highly-hostile landscape: The case of the endangered *Nothofagus alessandrii* tree species threatened by megafires and exotic pine invasion in the coastal range of central Chile. In press.

Grez AA, R Bustamante, J Simonetti, L Fahrig. 1998. Landscape ecology, deforestation, and forest fragmentation: The case of the ruil forest in Chile. En Salinas-Chávez, E., Middleton, J., (Eds), *Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America* (pp. 1-26).

San Martín J, C Donoso. 1996. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile. En Armesto, JJ., Kalin, M.T., Villagrán, C., *Ecología de los bosques nativos de Chile* (pp. 153-168). Universitaria.

San Martín J, C Sepúlveda. 2002. Diagnóstico del estado actual de los fragmentos de *Nothofagus alessandrii*, "Ruil", Fagaceae (=Nothofagaceae), de la Región del Maule, Chile Central.

Santelices R, F Drake, C Mena, R Ordenes, RM Navarro-Cerrillos. 2012. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *International Journal of Agriculture and Natural Resources*, 39(3), 521-531. <https://new.rcia.uc.cl/index.php/ijanr/article/view/44>

Santelices R, S Espinoza, A Cabrera Ariza, C Magni. 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. núm. 2, pp. 144-150.

Valencia D, J Saavedra, J Brull, R Santelices. 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 Bot.* 75, 531-534. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000100531>



ANEXO 1

Cuadro 1. Especies arbóreas y arborescentes presentes en las unidades de restauración

Nombre Científico	Nombre Común	Nombre Familia	Origen	Estado de Conservación*	Unidades de Restauración				
					BN	MEMJ	MEPN	PPA	PPJ
<i>Nothofagus alessandrii</i>	Ruil	Nothofagaceae	Endémico	En peligro	x		x		
<i>Nothofagus glauca</i>	Hualo	Nothofagaceae	Endémico	Vulnerable	x	x	x	x	x
<i>Nothofagus obliqua</i>	Roble	Nothofagaceae	Nativo	Menor preocupación	x				x
<i>Persea lingue</i>	Lingue	Lauraceae	Nativo	Vulnerable	x		x		
<i>Cryptocarya alba</i>	Peumo	Lauraceae	Endémico	Menor preocupación	x	x	x	x	x
<i>Lithraea caustica</i>	Litre	Anacardiácea	Endémico	Menor preocupación	x	x		x	x
<i>Kageneckia oblonga</i>	Bollen	Rosaceae	Endémico	Menor preocupación	x				
<i>Peumus boldus</i>	Boldo	Monimiaceae	Endémico	Menor preocupación	x	x	x	x	x
<i>Amomyrtus luma</i>	Luma	Myrtaceae	Nativo	Sin categoría	x				
<i>Aextoxicon punctatum</i>	Olivillo	Aextoxicaceae	Nativo	Menor preocupación	x				
<i>Lomatia hirsuta</i>	Radal	Proteaceae	Nativo	Menor preocupación	x		x		x
<i>Quillaja saponaria</i>	Quillay	Quillajaceae	Nativo	Menor preocupación	x				
<i>Azara integrifolia</i>	Corcolén	Flacourtiaceae	Endémico	Menor preocupación	x		x		x
<i>Citronella mucronata</i>	Naranjillo	Icacinaceae	Endémico	Vulnerable		x	x		x
<i>Escallonia pulverulenta</i>	Madroño	Escalloniaceae	Endémico	Menor preocupación	x		x		
<i>Aristotelia chilensis</i>	Maqui	Elaeocarpaceae	Nativo	Sin categoría	x	x	x	x	x
<i>Pinus radiata</i>	Pino	Pinaceae	Exótico	-	x	x	x	x	x
<i>Acacia dealbata</i>	Aromo	Fabaceae	Exótico	-			x	x	x

BN=Bosque Nativo, MEMJ= Masas Espontáneas Mixtas en Estado Juvenil, ME= Masas Espontáneas Mixtas de Pino Adulto y Nativo, PPA= Plantación Pino Adulta, PPJ= Plantación Pino Joven.

(*) Estado de conservación de acuerdo a la UICN Y Ministerio del Medio Ambiente



Cuadro 2. Altura promedio de plantas (estacas) al momento de plantación (2019) y altura, diámetro al cuello (DAC) y supervivencia luego de dos temporadas (2021) en los 11 núcleos de plantación.

Núcleo #	Pendiente (%)	Exposición	Altura año plantación (cm)	Altura (cm)	DAC (cm)	Supervivencia (%)
836	40	SE	24.0 ± 7	43.6 ± 31	0.7 ± 0.3	38
876	45	W	17.5 ± 6	39.3 ± 7	0.6 ± 0.2	13
877	40	W	19.3 ± 6	40.5 ± 9	0.7 ± 0.01	13
878	20	SW	27.3 ± 4	-	-	0
879	35	S	18.8 ± 5	39 ± 13	0.6 ± 0.2	19
880	30	SE	29.4 ± 5	58.9 ± 12	0.7 ± 0.1	56
881	30	S	17.5 ± 5	30 *	0.5	6
887	25	E	28.1 ± 4	45.5 ± 6	0.6 ± 0.05	13
895	35	SE	21.5 ± 5	33 ± 16	0.6 ± 0.1	25
896	40	W	31.5 ± 4	39.1 ± 15	0.6 ± 0.1	56
898	40	W	25.4 ± 8	36.6 ± 13	0.6 ± 0.1	50

** Una sola planta sobreviviente y medida en el núcleo.





2. TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA CON RUIL

Iván Quiroz M.

La región mediterránea posee una orografía similar en toda su extensión, desde aproximadamente la latitud 33° hasta los 36°50' S caracterizada por la Cordillera de los Andes al Este, la Cordillera de la Costa al Oeste y una depresión entre ambas, conocida como Depresión Intermedia, Llano Central o Valle Longitudinal (Donoso 1982). La vegetación presente en la zona se encuentra definida en los “Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile” (Donoso 1981) y en la Reseña ecológica de los Bosque mediterráneos de Chile (Donoso 1982). Los bosques de esta zona, son los que han sufrido más intensamente el impacto antrópico, y de la carga de animales domésticos. La construcción urbana entre los siglos XVI y XVIII en Chile central intervino y/o alteró gran parte de las asociaciones vegetales originales, y en la medida que creció la población humana, aumentó la necesidad por disponer de terrenos agrícolas y ganaderos ejerciendo además presión sobre la vegetación para la producción de leña, carbón y madera (Cunill 1971 citado por Donoso, 1982).

Las constantes presiones antropogénicas han provocado una seria degradación y fragmentación de los bosques de esta región (Donoso y Lara 1995). Uno de los más dramáticos ejemplos es el Ruil (*Nothofagus alessandrii*), especie más antigua de la familia de las Fagaceae del hemisferio sur (Serra *et al.* 1986), la cual, forma parte de la asociación conocida como Bosque Maulino Costero (Gajardo 1994), es una especie endémica de la zona central de Chile y actualmente se encuentra catalogada oficialmente como en Peligro de Extinción (Benoit 1989).

Para lograr el desarrollo y crecimiento de la especie en su hábitat de distribución, se requiere incorporar técnicas de regeneración artificial que permitan mejorar la cantidad de individuos presentes en los diferentes fragmentos, así como ampliar la actual superficie, para ello se requieren de estándares y normas que permitan garantizar el adecuado uso y cuidado del material a establecer. El éxito de una plantación está determinado por una serie de factores relacionados con el ambiente, en el cual se establece como también de aquellos vinculados directamente con el material vegetal que se utilice (Cortina *et al.* 2006). La principal función de éstas características morfológicas, fisiológicas y genéticas, es maximizar la supervivencia de la planta, es decir, que respondan satisfactoriamente a la condición inicial de la plantación, arraigamiento acelerado y profuso que permita una pronta y apropiada absorción de agua y nutrientes y que incremente la superficie fotosintética (Rodríguez 2008).



La calidad de planta, se define en función de la capacidad de alcanzar un determinado desarrollo para un medio determinado (Duryea 1985), los cuales varían en función de la especie, estado fenológico y edad de la planta. Además de depender de la calidad genética del material de propagación, la morfología, la fisiología y estado sanitario de las plantas. Los atributos morfológicos y fisiológicos de las plantas determinan el éxito de su establecimiento, y la exigencia de ésta será mayor cuanto más limitante sean las condiciones de los sitios (Villar 2003).

En la zona denominada mediterránea del país, se ha producido una disminución de muchas especies y la desaparición de las asociaciones o tipos forestales en vastas áreas del centro del país (Echeverría *et al.* 2016). En las zonas donde permanecieron las asociaciones, éstas fueron afectadas en su densidad, así como el tamaño de los individuos y la diversidad, además se produjo la alteración del piso y de las características del suelo y de las condiciones microclimáticas del bosque. Este cambio radical de las condiciones originales impide o dificulta el establecimiento de las plantas, lo que determina que se regeneren casi exclusivamente aquellas especies que rebrotan de tocón o de raíces; un ejemplo de esto se puede apreciar en las comunidades actuales de espino (*Acacia caven* (Mol.) Mol.), boldo (*Peumus boldus* Mol.), peumo (*Cryptocarya alba* (Mol.) Looser), litre (*Lithraea caustica* (Mol.) Hook. et Arn.), entre otras especies.

En general las especies nativas clasificadas en algunas de las categorías de conservación, presentan baja capacidad de regeneración natural, por ejemplo ruil, lleuque. En tal sentido una estrategia viable es la utilización de la regeneración artificial. Al revisar los antecedentes técnicos sobre especies nativas, se aprecia abundante información en temas de manejo, y estudios ecológicos (Donoso 1981; Donoso 2006). Una amplia descripción de lo expresado es la recopilación de antecedentes realizada por Del Fierro y Pancel (1998) en el marco del proyecto CONAF/GTZ para 57 especies arbóreas documentado en el Libro "Experiencia Silvicultural del Bosque Nativo en Chile" y el texto de Donoso (2006) "Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología".

Una de las experiencias de reforestación de mayor envergadura en el secano costero de la región del Maule fue la realizada por Fundación Reforestemos en coordinación con la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile, abordan un total de 23 hectáreas, superficie en la que consideró tres actividades: 1) el establecimiento de una plantación suplementaria de hualo en 5 hectáreas de un bosque dominado por hualo, afectado por el incendio; 2) reforestación de hualo en una superficie de 10 hectáreas con pino radita, la cual fue cosechada a tala rasa hace 14 años y 3) la reforestación de quillay una superficie de 8 ha, para convertir antigua tala rasa de pino a plantación con especie nativa (Promis y Cruz 2017). Los resultados, transcurrido un periodo vegetativo, muestran que la supervivencia de la plantación suplementaria varió entre 66,7 y 80 %. En la reforestación de bosque de hualo para convertir plantación de pino, la supervivencia varió entre 66,4 y 86,3%. Por último, en la plantación de quillay, la supervivencia fue cercana al 100% (Promis *et al.* 2018)



En el año 2006 se estableció un ensayo de plantación de ruil en las cercanías de Talca (Panguilemu), usando diferentes niveles de sombra (0, 50, 65 y 80%) y métodos de control de malezas (mulch y herbicida). Los resultados mostraron que el grado de cobertura influye sobre la supervivencia de la especie, aunque no sobrepasaron el 40% con cobertura y 0% a pleno sol. El incremento en altura fue de 5 cm anuales (Santelices *et al.* 2010).

2.1 Factores Ambientales que Afectan a Ruil

Ruil es una especie que se distribuye en forma natural, en el sector costero de la Región del Maule, se ubica en pequeños fragmentos. Es así que la especie se ubica bajo los 500 msnm, en un rango que fluctúa entre los 150 a 500 msnm de altitud y de preferencia en la exposición sur-oeste; sur -y sur-este (San Martín *et al.* 1984).

Antecedentes proporcionados por Armesto y Martínez (1978), indican que las diferentes exposiciones de las laderas influyen en la calidad de la radiación (Figura 1). Es así, que los bosques de ruil se presentan donde la influencia marítima, la orientación y la radiación solar es indirecta y en condiciones de mayor humedad (San Martín *et al.* 1984). La pendiente y la exposición, tienen efectos en ruil, debido a las variaciones de temperatura y humedad, siendo mayormente afectada la región mediterránea, donde la vegetación es radicalmente diferentes entre las exposiciones sur y norte (Armesto y Martínez 1978, Badano *et al.* 2005).

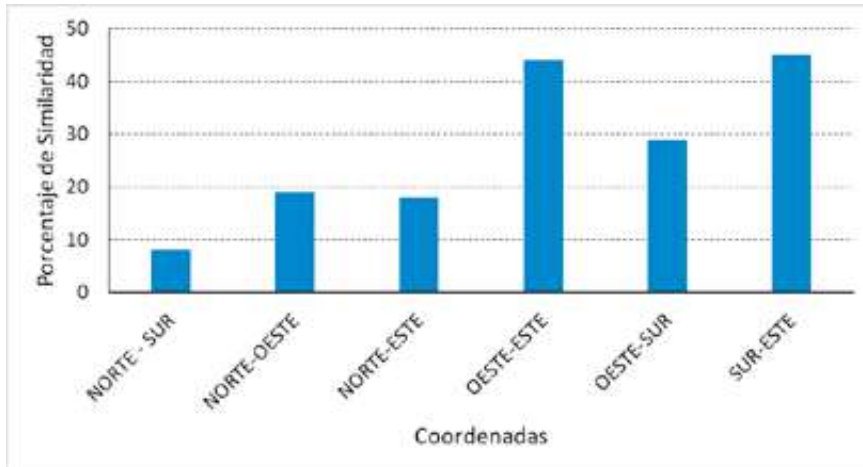


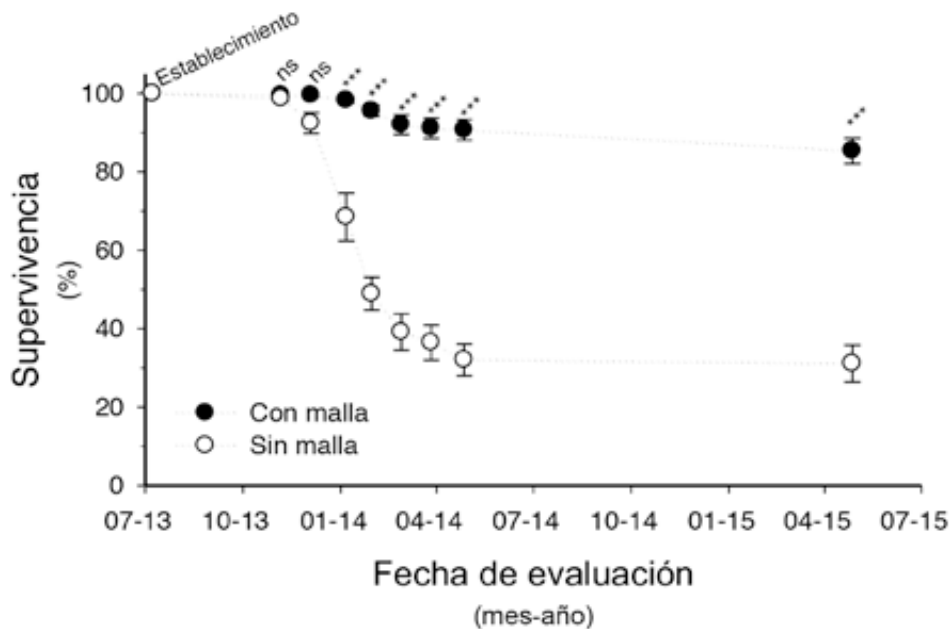
Figura 1. Porcentaje de similitud en composición florística de cuatro exposiciones en Chile central (Armesto y Martínez 1978).

La zona de distribución de ruil se encuentra fuertemente alterada, en composición y estructura. Por ello, cuando se requiere establecer la especie, se deben tener en consideración aspectos de protección similares a los existentes donde la especie se distribuye naturalmente, es decir, cobertura (sombra) y exposición. La utilización de implementos artificiales



como la malla raschel, permite generar condiciones de humedad y radiación que facilitan su desarrollo y sobrevivencia. Otro aspecto importante a considerar es la exposición, ya que naturalmente, se ubica en la exposición sur.

La implementación de la protección artificial ejerce un efecto significativo sobre la supervivencia de las plantas de ruil, no así los esquemas de fertilización en la etapa de viverización. En la segunda temporada de crecimiento de las plantas en campo, se observó que los tratamientos con la instalación de mallas raschel (como protección solar artificial), la supervivencia de las plantas alcanzaría a un 85,3 %, mientras que los tratamiento sin malla de protección, la supervivencia descendía hasta un 31,1% observándose un acelerado descenso entre los meses de diciembre de 2013 y abril de 2014, donde se registrarían cerca del 60,4% de mortalidad en plantas sin malla de protección (Figura 2)



***: Diferencias altamente significativas entre tratamientos. ns: Diferencias no significativas entre tratamientos. Barras representan error estándar de estimación.

Figura 2. Efecto de los tratamientos de protección artificial mediante el uso de mallas, sobre la sobrevivencia de plantas de ruil durante las dos primeras temporadas de crecimiento de crecimiento en campo luego del establecimiento (Quiroz *et al.* 2015b).



Tabla 1. Variables dasométricas y de supervivencia promedios al establecimiento y al término de las dos primeras temporadas de crecimiento en campo de plantas de ruil. 2 niveles de protección x 3 niveles de fertilización x 3 bloques x 25 plantas / U.E. = 450 plantas totales al establecimiento.

Protección	Fertilización	Diámetro de cuello (cm)				Longitud de tallo (cm)				Supervivencia (%)			
		abr-14		abr-15		abr-14		abr-15		abr-14		abr-15	
		Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE
Con Malla	Constante	3,56	0,92	4,15	0,79	37,1	11,3	45,7	6,6	92	10,6	82,7	16,7
	Exponencial	2,77	0,24	3,36	0,13	29,3	1	36,7	0,9	93,3	6,1	88	6,9
	Exp. modificada	3,07	0,27	3,8	0,11	34,1	1,4	42,1	2,1	86,7	8,3	85,3	6,1
Sin Malla	Constante	4,31	0,16	4,78	1,38	43,2	3,3	39,3	5,7	26,7	9,2	25,3	11,5
	Exponencial	4,26	1,93	5,98	3,57	33,5	16,1	43,5	24,4	30,7	12,9	29,3	2,3
	Exp. modificada	3,74	1,04	4,45	0,43	29	8,9	29,4	3,2	38,7	15,1	38,7	22,7

DE: Desviación Estándar

Se estima que la dinámica regenerativa de los bosques de ruil, sigue la estrategia de regeneración por claros, es decir, el autoreemplazo se produce después que se origina el disturbio, lo que genera mayor luminosidad, germinando en los márgenes del claro por la sombra de los aboles presentes en el claro (San Martín *et al.* 2006).

La malla o cobertura artificial modifica la intensidad lumínica, temperatura y humedad relativa, actuando como una barrera física de la radiación, evitando la fotoinhibición, mejorando la disipación de la energía (temperatura), el déficit de presión de vapor, concentración de CO₂ y flujos de aire, manteniendo de la turgencia de los tejidos (Puértolas *et al.* 2010).





Figura 3. Distribución de 54 rodales del ruil creciendo en forma natural en la Región del Maule (elaborado en base a San Martín *et al.* 1984).

Los resultados de supervivencia muestran que el uso de la malla favorece el desarrollo de las plantas, logrando diferencias muy significativas con aquellas sin protección en la exposición norte, estos resultados son inferiores a los obtenidos a los obtenidos en exposición sur (Quiroz *et al.* 2013), ello sería coincidente con lo expresado por San Martín *et al.* (1984, 2006), es decir, la especie presenta mejores respuestas en términos de supervivencia, y crecimiento en la exposición sur, ya que corresponde a su hábitat de distribución natural. El efecto positivo de la regulación de la radiación sobre la supervivencia y crecimiento de los *Nothofagus* se han observado en roble y raulí (Grosse y Bourke 1988).

Las tasas de crecimiento en longitud tallo y diámetro a la altura de cuello observadas en exposición sur (Tabla 2) muestra que la especie responde favorable a dichas condiciones (Quiroz *et al.* 2011). En tanto las plantas de ruil en exposición norte, transcurridos dos años de establecido el ensayo se observa incrementos de longitud de tallo y supervivencia promedio inferior a las plantas ubicadas en exposición sur.



Tabla 2. Tasa de crecimiento de ruil transcurridos dos años desde su establecimiento, en el predio La Montaña, ubicado en exposición en la comuna de Curepto (modificado de Quiroz *et al.* 2011, Quiroz *et al.* 2015a y 2015b).

Exposición	Tratamiento		DAC (mm)		Longitud de Tallo (cm)		Sobrevivencia (%)
	Protección	Vol (cc)	2011	2012	2011	2012	2012
Sur*	Con malla	130	5,3±1,1	7,6±1,7	77,0± 10,9	113,4±18,3	93,2±10,1
		280	5,4±1,1	7,9± 1,6	87,9± 11,8	114,4±16,3	99,3±1,2
	Sin Malla	130	5,3±0,9	7,9± 1,7	58,4± 10,4	71,5±11,7	57,1±10,8
		280	6,1± 1,2	8,5± 2,1	70,4± 10,4	83,4± 12,1	55,1±17,4
	Tratamiento		DAC (mm)		Longitud de Tallo (cm)		Sobrevivencia (%)
	Protección	Vol (cc)	2014	2015	2014	2015	2015
Norte**	Con malla	130	3,7±1,1	4,9±1,2	45,6±15,0	52,8±18,1	60,3 ±10,8
		280	5,2±1,3	5,2±1,3	53,3±20,0	58,2±20,8	63,0 ± 7,1
	Sin Malla	130	4,3±1,3	5,4±2,3	45,2±11,5	46,6±18,4	31,0 ±11,1
		280	4,0±1,2	5,1 ±2,0	48,3±16,4	44,4±18,4	22,3 ±12,1

*: Exposición SUR plantas establecidas año 2010

**: Exposición Norte plantas establecidas año 2013

Bajo condiciones de clima mediterráneo, las plantas se encuentran principalmente sujetas a condiciones de estrés por sequía. Es por ello que el uso de protectores durante el establecimiento, modificarían fuertemente las condiciones microclimáticas en el entorno de las plantas, afectando variables tales como la temperatura, intensidad de la luz, humedad relativa, déficit de presión de vapor, concentraciones de CO₂ y efecto del viento, actuando adicionalmente como un complemento al control de malezas. Lo anterior llevaría consigo un aumento de la supervivencia de las plantas establecidas.

2.2 Calidad de Plantas

2.2.1 Calidad de plantas para ruil

Cuando se habla de calidad de plantas, se debe tener presente que las plantas sean producidas al menor costo posible, ello implica producir en el vivero, en la forma más eficiente, que las plantas logren mayores tasas de supervivencia y crecimiento inicial, para un sitio



determinado. Su calidad se muestra, en su capacidad de arraigar y crecer satisfactoriamente, aunque se reconoce que parte de las capacidades depende de la técnica de repoblación.

Los estudios acerca de producción de plantas en especies como ruil, son escasos, existen algunas experiencias en el contexto de investigaciones. Estudios realizados por Santelices *et al.* (2009) con plantas de ruil procedentes de 5 sectores de la región del Maule, después de ocho meses de cultivo, registraron una altura media de 11,5 cm y un diámetro a la altura de cuello de 2,5 mm. Así mismo se evaluó el efecto de la fertilización y sombra sobre el crecimiento de plantas de ruil producidas en contenedor, luego de una temporada, se concluye que, para la altura de las plantas, las dosis de fertilización probadas no generan diferencias significativas para esa variable, obteniendo medias de entre 28,4 y 29,7 cm

Los resultados muestran un efecto significativo de la sombra en el desarrollo de las plantas, observándose mejores atributos en plantas con 35-50 % de sombra (27,9 cm altura/2, mm y 31,8 cm de altura/3,9 mm de diámetro respectivamente), respecto de las cultivadas con 80 % (25,2 cm de altura /1,6 mm). En general, la fertilización no afectó el diámetro a la altura de cuello de las plantas (Santelices *et al.* 2010).

Por su parte, San Martín *et al.* (2006) reportan crecimientos en alturas superiores a los 35 cm y diámetros de 4 - 6 mm para plantas cultivadas durante una temporada en la ciudad de Valdivia, en contenedores de 130 ml. A su vez, Del Fierro y Pancel (1998) señalan que es posible producir en una temporada plantas de ruil de más de 50 cm de altura en una temporada. Coincidente con lo planteado por dichos autores, un estudio realizado por Quiroz *et al.* (2013), para plantas de ruil de una temporada, producidas en contenedores de 130 cc y 280 cc, alcanzan alturas medias de 42,8 y 57,2 cm y diámetros superiores con medias de 4,4 y 5,5 mm. Este último estudio se estableció en el predio la Montaña ubicado en el sector "Las Tablas", de la comuna de Curepto, provincia de Talca, Región del Maule.

Durante el transcurso de desarrollo las plantas, a partir del mes de enero en adelante, se inicia la mortalidad de plantas, en forma marcada para aquellas sin malla de protección. Por otra parte, sólo a contar de fines de febrero comenzó a observarse plantas bajo malla con marchitamiento parcial del follaje, pero a fines de la temporada no se tradujo en mortalidad para las plantas que presentaron dicho marchitamiento.

Transcurrida la primera temporada de crecimiento en campo, la supervivencia fue significativamente afectada por la interacción entre el tiempo y protección artificial. Además, ésta fue significativamente afectada por el tratamiento de fertilización aplicado durante la fase de producción en vivero. El crecimiento en DAC en tanto, evidenció un incremento significativo sobre la temporada, además de significancia para los factores protección artificial, volumen de contenedor y fertilización. De igual forma, el crecimiento en longitud de tallo también fue significativamente afectado por dichos factores y componentes de interacción con el tiempo. Al respecto se podría decir que, transcurrida una temporada de crecimiento, todavía se mantienen los efectos logrados durante la fase de viverización de las plantas de ruil, ya que finalizada la fase de viverización fueron los mismos factores los que evidenciaron significancia (a excepción de la protección artificial) sobre el crecimiento de plantas de ruil en vivero.



A contar de diciembre de 2013, las plantas de ruil sin malla de protección comenzaron a evidenciar una disminución significativa en supervivencia respecto de sus homologas bajo malla, con 91 y 99% respectivamente. Estas fueron disminuyendo durante la temporada estival, hasta llegar a valores de 62 y 25% para la condición con y sin malla de protección respectivamente (Figura 4). Por otra parte, al mes de abril 2014, la supervivencia de ruil fue significativamente afectada por el tratamiento de fertilización que se aplicó durante las fases de viverización de estas, así las plantas que fueron fertilizadas con alguna de las concentraciones de nitrógeno testeadas (200, 400 y 600 mg L⁻¹), presentaron mayores supervivencias que el control (0 mg L⁻¹), no obstante, dentro de los tratamientos que aportaron nitrógeno, no hubo diferencias entre ellos.

Transcurrida la primera temporada en terreno, las plantas de ruil todavía mantienen las diferencias en longitud de tallo inducidas durante la fase de viverización en respuesta a los tratamientos de fertilización, en donde el tratamiento de 600 mg L⁻¹ logró un incremento acumulado de 63 cm (53 cm en junio 2013), le siguen los tratamientos de 200 y 400 mg L⁻¹ con 56 y 52 cm (48 y 46 cm en junio de 2013) respectivamente y finalmente, el tratamiento de 0 mg L⁻¹ con 20 cm (17 cm en junio 2013). El incremento absoluto en longitud de tallo entre la medición inicial (junio 2013) y final (abril 2014) fue significativamente mayor para todos los tratamientos de fertilización testeados.

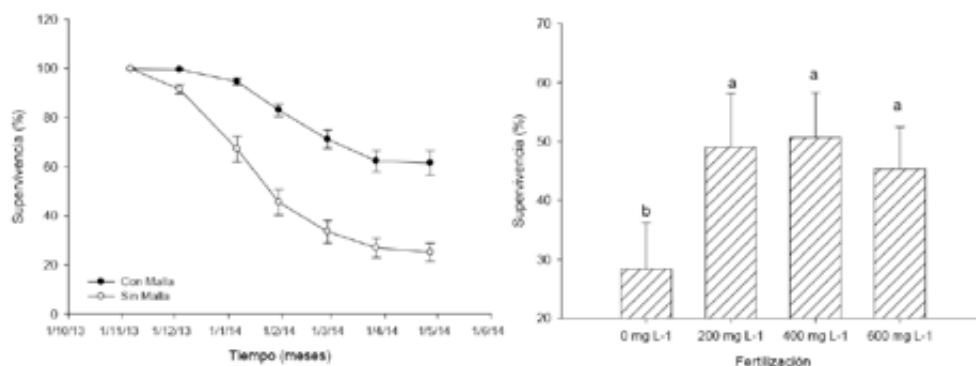


Figura 4. Dinámica de supervivencia media mensual para plantas ruil con y sin protección artificial (malla) ubicadas en exposición norte (Izquierda). Respuesta en supervivencia promedio al final de primera temporada (fines abril 2014) para plantas de ruil en respuesta a los tratamientos de fertilización nitrogenados aplicados durante la fase de viverización. Barras indican $\pm$ error estándar (derecha) (Quiroz *et al.* 2015a).

El componente de interacción entre la protección artificial y el volumen del contenedor sobre la longitud de tallo está dado por el hecho que las plantas que crecieron bajo malla de protección sólo incrementaron significativamente su longitud cuando estas fueron producidas en un contenedor de 280 ml (Figura 4).



Respecto de los factores ambientales del sitio, ya en noviembre de 2013 se observan bajos niveles de contenido volumétrico de agua en suelo. no se evidencia una clara diferenciación entre los contenidos de agua para plantas creciendo bajo condición con y sin malla de protección. A fines de marzo, se produjo un evento de precipitación importante que elevó los contenidos de agua en suelo a $0,16 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, nos obstante dicha disponibilidad de agua cae rápidamente durante las semanas posteriores.

2.3 Establecimiento de Ruil

El año 2010, se estableció un estudio consideró tres factores a analizar: riego, malla de protección y tipo de plantas o tamaño de contenedor, es decir, 12 tratamientos con tres repeticiones y 49 plantas por parcela, lo que suma un total de 1.764 plantas de ruil utilizadas. En el Tabla 3 se detallan los factores y variables consideradas.

Tabla 3. Descripción de los factores y variables consideradas en el ensayo de ruil.

Factor	Variables	Observación
Protección artificial	Con Malla	Protección (Malla raschel 80 %) 100 cm de altura.
	Sin Malla	
Riego	Sin Riego	
	2 Riegos	Dic. 2010 y febrero 2011. En cada ocasión se aplicó 10 litros de agua.
	5 Riegos	Dic. 2010; enero; febrero; marzo y abril 2011. En cada oportunidad se aplicó 10 litros de agua.
Tipo de plantas	130 cc	Contenedor poliestireno expandido
	280 cc	Contenedor de poliestireno expandido

A todas las plantas de ruil se aplicó 100 gramos de dosis de fertilizante; consistentes en 20 gramos de boronatrocalcita, 30 gramos de salitre potásico y 50 gramos de fosfato di amónico.

El volumen del contenedor afectó significativamente ($P < 0.05$) el crecimiento en diámetro y altura de las plantas al término del periodo de viverización, plantas producidas en volumen de 280 cc, presentaron una altura de 14,4 cm y 0,9 mm de diámetro mayor a las plantas producidas en contenedor de 130 cc.

Las plantas de ruil utilizadas en el ensayo, se caracterizaron por presentar buena altura y diámetro en ambos contenedores y cumplirían los estándares de la norma chilena, si esta se comparara con rauli¹. Si bien, las plantas se diferencian estadísticamente, en tér-

¹ No existe estándares de Norma chilena para ruil, sin embargo, el crecimiento morfológico (altura y diámetro), experimentado por la especie es igual que raulí. Ambas especies son de la misma familia y género.



minos prácticos ambos tipos de plantas (130 cc y 280 cc) son adecuadas para ser utilizadas en la plantación, más aún desde la óptica financiera (costos), es favorable utilizar plantas en contenedores de 130 cc debido a su relación precio/calidad.

2.3.1. Plantas de ruil establecidas con protección artificial

Transcurrido 12 meses desde el establecimiento de las plantas con malla en terreno, se observaron diferencias significativas en la altura de las plantas producto del volumen del contenedor y el uso de la malla. Al evaluar el efecto directo de la malla de protección en los parámetros morfológicos de la planta, tratamientos con malla presentaron un mayor incremento en altura, demostrando de esta manera, que la utilización de la malla de protección modifica los parámetros morfológicos de las plantas y su elección en la utilización dependiera de la variable a beneficiar considerada como preponderante para el éxito de la plantación.

Los tratamientos con malla presentaron incrementos en altura superior a los 30 cm en la temporada, independiente del tipo de planta (contenedor) aunque los mayores incrementos en altura se presentaron en plantas producidas en contenedores de 130 cc, similar situación ocurrió con la variable diámetro.

Asimismo, al analizar la sobrevivencia obtenida en el ensayo de ruil con malla de protección para todos los tratamientos con y sin riego, los valores superan el 93,9%. Los mejores resultados se logran en plantas producidas en contenedores de 280 cc y cinco riegos (uno mensual).

De los resultados obtenidos se concluye que el tratamiento que más influye en desarrollo de las plantas es el uso de la malla, por ejemplo se obtienen diferencias de crecimiento en altura, en promedio, de 20 cm en comparación con aquellas sin malla, sin considerar riego y tamaño de contenedor (Quiroz *et al.* 2021). El segundo tratamiento que determina el tamaño de la planta es el tipo de planta o contenedor, aunque esta última, no es relevante en términos prácticos, ya que sólo se obtiene una diferencia de altura promedio de 5 cm (dejando constante los tratamiento de riego y malla).

Analizando los resultados de sobrevivencia en el tratamiento con y sin malla, se observa claramente que ésta contribuye a mejorar la variable. Si éste análisis se realiza observando sólo el tipo de planta o tamaño del contenedor y los riegos, se concluye que estos tratamientos no afectan significativamente en la sobrevivencia de ruil.





Año	2017	2018	2019	2020
Altura (m)	3,3	3,5	3,8	4,1

Valores promedios de Iso 18 árboles más altos del ensayo.

Figura 5. Plantación de ruil año 2010 en el predio La Montaña de Curepto. Plantas de ruil a las que se les extrajo las mallas de protección noviembre-2013 (arriba) y febrero-2020 (abajo).



2.3.2 Plantas de ruil establecidas sin de protección artificial

Al analizar los resultados obtenidos en el crecimiento de la variable altura los mayores incrementos promedios se lograron en las plantas producidas en contenedores de 130 cc , en tanto las plantas producidas en contenedores de 280 cc lograron incrementos promedios aproximados de 10 cm, aunque presentaron mayores alturas finales (Tabla 5).

Las plantas sin malla de protección lograrán crecimientos similares en los diferentes tratamientos probados (riego y tamaño de contenedor). Al analizar la variable sobrevivencia de las plantas se lograron valores superiores al 70% con máximo de 85 % al primer año de establecidas en terreno.

En crecimiento y sobrevivencia observados en el año 2013 o tres periodos vegetativos de crecimiento, muestra que los efectos de la protección a la planta son altamente positivos, con valores superiores al 95 %, en tanto, para las plantas sin protección arrojo valores de un 60%, ello equivale a un 27% mayor en las plantas con protección. Esta diferencia se mantiene en su desarrollo, es decir altura, no así en diámetro (Quiroz et al. 2021) .

La extracción de la malla realizada en año 2013, afectó significativamente la sobrevivencia y el crecimiento de las mismas. A dos temporadas de la extracción, se presenta una notoria disminución de la sobrevivencia de las plantas de ruil de un 24 %, en tanto, las plantas sin protección desde el inicio del ensayo, esta se redujo en un 5%. Estos resultados indicarían que la protección de las plantas debería permanecer más allá de tres temporadas.

Tabla 5. Efecto de la protección con malla y volumen radical sobre el diámetro a la altura de cuello (DAC), altura total y sobrevivencia de plantas de ruil.

Tratamiento		DAC (mm)				Longitud de Tallo (cm)				Sobrevivencia (%)		
Protección	Vol (cc)	2010	2011	2013	2015	2010	2011	2013	2015	2011	2013	2015
Con malla	130	4,4 ±1,2	5,3 ±1,08	10,74 ±4,0	14,9 ±5,9	42,8 ±11,2	77,0 ± 10,9	132,2 ±29,6	156,4 ±45,6	97,1 ±10,4	97,1 ±9,4	73,0 ±11,4
	280	5,50 ±1,4	5,4 ±1,1	10,32 ±3,6	13,0 ±6,4	57,2 ±13,7	87,9 ± 11,8	132,8 ±25,6	142,1 ±48,8	99,3 ±1,2	96,1 ±2,4	73,5 ±10,4
Sin Malla	130	4,4 ±1,2	5,3 ±0,91	11,96 4,8	15,2 ±7,5	42,8 ±11,2	58,4 ± 10,4	98,5 ±37,7	124,5 ±50,7	74,0 ±7,0	59,8 ±5,0	56,7 ±5,6
	280	5,50 ±1,4	6,1 ±1,22	12,54 ±4,6	15,7 ±5,9	57,2 ±13,7	70,4 ± 10,4	97,0 ±30,6	131,8 ±41,6	82,7 ±6,1	60,1 ±6,7	55,3 ±5,8

En el mes de octubre del año 2013 se retiraron todas mallas de protección a las plantas.



Recomendaciones Prácticas

- Ruil es una especie declarada “Monumento Natural” y en categoría de conservación “En Peligro de Extinción”, por ello, los esfuerzos deberían concentrarse en desarrollar o maximizar la superficie de hábitat de la especie, así como, la conservación *ex situ*.
- La experiencia y los resultados indican que para lograr sobrevivencia y desarrollo en la forestación con ruil, se debe utilizar plantas producidas en contenedores de al menos 130 cc., idealmente mayor a 40 cm de altura y sobre 4 mm de diámetro a la altura de cuello, establecidas entre los meses de junio y julio. No obstante, lo anterior, al utilizar plantas para la restauración, lo relevante es: la diversidad genética y su origen geográfico.
- La especie crece y se desarrolla naturalmente en exposiciones sur; sur-oeste y sur-este, por ello se debe tener presente dicho requerimiento, en las forestaciones y/o enriquecimiento ecológico
- La protección de las plantas es fundamental para la sobrevivencia y crecimiento de las plantas. Una vez logrado del objetivo, la malla o protección debe ser retirada cuando las plantas logren un 100 % la altura de la malla protectora.



Agradecimientos

Este documento reúne trabajos de cuatro proyectos financiados y apoyados por empresas privadas (MININCO, ARAUCO y TRANSNET), e instituciones públicas, tales como FPA, FIBN-CONAF e INFOR-MINAGRI, a todos ellos se agradece su confianza y apoyo para el desarrollo de esta investigación.

Proyecto 1	Establecimientos de Especies Nativas en la Comuna de Curepto Predio La Montaña, Asesoría Financiado por TRANSNET S.A: Grupo CGE. Octubre 2011.
Proyecto 2	Producción de Plantas y Establecimiento, Técnicas Silviculturales para La Recuperación Del Ruil, Especie en Peligro de Extinción de la Zona Centro del País. Fondo de Protección Ambiental (FPA-2012). Ministerio del Medio Ambiente. Diciembre 2012
Proyecto 3	Valoración De Prácticas Silviculturales Para La Regeneración La Regeneración de Bosques de Preservación de Ruil 017/2012. Financiado por el Fondo de Investigación de Bosque Nativo FIBN de CONAF. Mayo 2015
Proyecto 4	Informe Final: Regeneración Artificial de Ruil: Evaluación del efecto nutricional y Cobertura Artificial sobre su desempeño en terreno sector Curepto. INFOR-MINAGRI. Diciembre 2015



2.4 Bibliografía

Armesto y Martinez, 1978 : Relaciones between vegetation structure and slope aspect in the mediterranean region of Chile, *J. Ecol.* 66:881-889.

Badano, L.A. Cavieres, M.A. Molina-Montenegro, C.L. Quiroz 2005: Slope aspect influences plant association patterns in the Mediterranean matorral of central Chile E.I. *Journal of Arid Environments* 62 (2005) 93–108.

Benoit I. 1989. Libro rojo de la flora terrestre de Chile (Primera parte). Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.

Del Fierro P, L Pancel. 1998. Experiencia Silvicultural del Bosque nativo de Chile. GTZ-CONAF. 420 pp.

Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de trabajo N° 38. Investigación y Desarrollo Forestal. Santiago, Chile. CONAF-FAO. 70 p.

Donoso C. 1982. Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile. *Bosque* 4 (2): 117-146.

Donoso C y A Lara. 1995. Utilización de los bosques nativos de Chile: pasado, presente y futuro, en Armesto J y C Villagrán y MK Arroyo (eds), *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago: 363-387.

Duryea M. 1985. *Evaluating seedlings quality: principles, procedures, and predictive abilities of major test*. For. Res. Lab. Org., St. Univ. Corvallis, USA. 143 pp.

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

Gajardo, R. 1994. La vegetación Natural de Chile, Clasificación y Distribución, Geográfica. Editorial Universitaria. Santiago. 165p.

Grosse H. Y Bourke, M. 1988b. Desarrollo de Rauli en vivero bajo distintos niveles de luminosidad y espaciamiento. *Ciencia e Investigación Forestal* 2: 11-12.

Promis, A. y Cruz, G. 2017. Diseño reforestación bosque maulino en Estación Experimental Dr. Justo Pastor León (Pantanillos). Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Promis, A. S. Acuña; S. Olivares y G. Cruz, G. 2018. Monitoreo Reforestaciones, Plantaciones Suplementarias y Vegetación en Estación Experimental Dr. Justo Pastor León (predio Pantanillos). 52 p

Puértolas J, Oliet J a., Jacobs DF, Benito LF, Peñuelas JL (2010) Is light the key factor for success of tube shelters in forest restoration plantings under Mediterranean climates? *For Ecol Manag* 260:610-617



Quiroz I, A Hernández, E García, H Soto, M Gonzalez. 2011. Establecimiento de Especies Nativas en la Comuna Curepto, Predio la Montaña. Asesoría de Investigación a Transnet. Concepción. Instituto Forestal 67p.

Quiroz I. M. Acevedo; E. Cartes; M. Gonzalez y H. Soto 2015 a : Informe Final N°4. Informe Final: Regeneración Artificial de Ruil: Evaluación del efecto nutricional y Cobertura Artificial sobre su desempeño en terreno sector Curepto. INFOR-MINAGRI. 25 p.

Quiroz I, J Hernández; M. Pincheira, R. Rubilar, M. Acevedo, E. Cartes; M. Gonzalez; H. Soto 2015b. Valoración de prácticas silviculturales para la regeneración de bosques de ruil. 017/2012. FIBN-CONAF 125p. www.investigacion.conaf.cl/.../017_201-DOCUEMNTOS_INFORME-FINAL.pdf

Quiroz I., S. Espinoza, M. Yáñez, C. Magni. 2021. The use of shelters improves growth and survival of the endangered *Nothofagus alessandrii* after 5 years in a Mediterranean drought-prone site. *Ecological Engineering* 164 (2021) 106220. <https://doi.org/10.1016/j.eco-leng.2021.106220>

Rodriguez, D. 2008. Indicadores de Calidad de Planta Forestal. Ediciones Mundi-Prensa. Mexico.156 p.

Santelices R, R Navarro-Cerrillo, F Drake. 2009. Propagation and seedling cultivation of the endemic species *Nothofagus alessandrii* Espinosa in central Chile. *Restor. Ecol.* DOI: 10.1111/j.1526-100X.2009.00550.

Santelices R, R Navarra-Castillo, F Drake. 2010. Establishment of a *Nothofagus alessandrii* plantation using different levels of shade and weed control methods. *Forestry* 19p.

San Martín J., H. Figueroa, C. Ramirez (1984): Fitosociología de los Bosques de Ruil (*Nothofagus alessandrii* Espinosa) en Chile Central. *Revista Chilena de Historia Natural* . 57:171-200, 1984

San Martín J, R Santelices, R Henríquez. 2006. *Nothofagus alessandrii* Espinosa, Ruil. Familia: Fagaceae. In C. Donoso ed. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina, autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 390-400

Serra M, R Gajardo, A Cabello. 1986. *Nothofagus alessandrii* Espinosa «ruil» Especie en Peligro. Ficha Técnica de especies amenazadas. Programa de protección y recuperación de la flora nativa de Chile. Ficha Técnica. CONAF. Santiago. 25 p.

Villar P. 2003. Importancia de la calidad de la planta en los proyectos de revegetación. En: Restauración de Ecosistemas en Ambientes Mediterráneos. Rey-Benayas, J. M.;Espigares Pinilla, T. y Nicolau Ibarra, J. M. (Eds.), Universidad de Alcalá/Asociación Española de Ecología Terrestre, pp. 65-86.





3. OPORTUNIDADES PARA LA RESTAURACIÓN DE LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA Y BIENESTAR HUMANO EN EL PAISAJE COSTERO DE LA REGIÓN DEL MAULE

Cristián Echeverría.; Rodrigo Fuentes; Ariel Herrera; James Mc Breen; Mauricio Aguayo; Alejandra Engler; Francisco De La Barrera; Diego Vega y Pedro Garrido

3.1 Introducción

La Región del Maule es una de las regiones de Chile que ha experimentado una de las más extensas y profundas transformaciones de sus paisajes producto del cambio de uso y cobertura del suelo en las últimas cuatro décadas (Echeverría *et al.* 2006, Heilmayr y Lambin 2016). En esta región y en el paisaje costero y pre-andino, entre 1986 y 2017, se evidencia una pérdida y degradación de bosques nativos de alrededor de 250 mil hectáreas. Entre las principales causas de la pérdida de bosque se puede mencionar la sustitución de bosques nativos por plantaciones forestales de especies exóticas, habilitación de terrenos para ganadería y cultivos agrícolas y degradación continua por explotación para leña. El proceso degradativo ha conducido a una fragmentación en estado avanzada de los bosques nativos y de los hábitat de varias especies de flora y fauna (Echeverría *et al.* 2019). En particular, el bosque caducifolio maulino, con presencia de *Nothofagus alessandrii* y otras especies nativas, es una de las formaciones vegetacionales que presentó las mayores tasas de pérdida en toda la Cordillera de la Costa, con un 8,2% año⁻¹ solo en la Región del Maule.

Durante la época estival del año 2017, en la Región del Maule, las elevadas temperaturas y sequía prolongada, en combinación con ráfagas de viento y extensas superficies continuas de plantaciones forestales, propiciaron la propagación de mega incendios forestales, evento que, en su mayor intensidad, fue denominado como “tormenta de fuego” (CONAF, 2017a). Un total de 279.930 ha fueron afectadas por los incendios forestales en la región, dentro de las cuales el 66,4% representó principalmente plantaciones de pino, 18,24% praderas y matorrales, 10,57% bosque nativo, 4,48% agrícola y el 0,31% otros usos, tales como zonas urbanas, humedales y áreas sin vegetación (CONAF, 2017b). Producto de los incendios forestales, los ecosistemas y especies nativas de la zona costera del Maule experimentaron un mayor deterioro, afectando la capacidad del paisaje de proveer servicios ecosistémicos esenciales para sus habitantes (De la Barrera *et al.* 2018). Debido a ello se hizo urgente la implementación de acciones de restauración que puedan propiciar su recuperación y asegurar la viabilidad de estos ecosistemas en el tiempo.



Frente a este escenario, el Ministerio del Medio Ambiente solicita el estudio titulado: “Planificación ecológica de la infraestructura ecológica de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y programa regional de prioridades de restauración ecológica en el contexto de los incendios de la temporada 2016-2017: aplicación en la Región del Maule”. Este escenario además apunta a la necesidad de implementar con mayor urgencia las estrategias de adaptación al cambio climático bajo los criterios e indicaciones del Plan de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad (MMA 2014), la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (CONAF 2016) y estrategias de prevención y manejo de incendios a escalas de paisaje que permitan diseñar territorios que minimicen la ocurrencia de incendios e incrementen su resiliencia ante un futuro de mayor probabilidad de sequía y altas temperaturas.

En el presente capítulo se presentan las oportunidades de restauración del paisaje costero de la Región del Maule en el marco del estudio solicitado por el Ministerio del Medio Ambiente. Para la selección de los sitios potenciales de restauración del paisaje, se aplicó la Metodología de Evaluación de Oportunidades de Restauración (ROAM en inglés) (IUCN y WRI 2014), además de un enfoque participativo multisectorial y análisis multicriterio con indicadores espacialmente explícitos de biodiversidad y de oferta y demanda de servicios ecosistémicos. Los resultados del presente capítulo son parte del plan regional de restauración presentado el año 2018 a distintas autoridades y actores de la Región del Maule.

3.2 Criterios para la Restauración del Paisaje Secano Costero de la Región del Maule y Metodología de Evaluación de Oportunidades de Restauración (ROAM)

Ante la complejidad de planificar el territorio y la necesidad de consensuar metodologías que se ajusten a las necesidades globales de restauración de ecosistemas y sustentabilidad, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y el *World Resources Institute* (WRI) elaboran la Metodología de Evaluación de Oportunidades de Restauración (Figura 1). Este enfoque ha sido ampliamente utilizado en diferentes países para planificar la restauración de los paisajes junto con recuperar la integridad ecológica y mejorar el bienestar humano (Beatty *et al.* 2018).

ROAM está compuesta de tres fases principales: (i) preparación y planificación, (ii) colección y análisis de la información y (iii) resultado y recomendaciones (Figura 1). La primera fase contempla la definición del problema que se requiere abordar, la revisión bibliográfica de los últimos avances científicos en materia de restauración, preparación de metodologías de mapeo participativo y revisión de planes de conservación de especies y ecosistemas. En esta etapa también se identifican los actores locales que serán claves para el proceso participativo, la elaboración del plan de trabajo, actividades, productos, fechas y plazos. Además, esta fase contempla la identificación de los tipos de degradación presentes en el territorio y la definición de los objetivos de restauración.



La segunda fase corresponde a la colección de toda la información geoespacial que pueda ser útil para el análisis de priorización. También se realiza el levantamiento participativo de las oportunidades que los habitantes del territorio reconocen como prioritarios de restauración. Esta fase es la que representa el componente más activo en cuanto a participación de la comunidad, ya que es aquí donde se logra rescatar la visión de los actores locales claves respecto al territorio. Se realiza un análisis multi-criterio para la priorización de áreas a restaurar apoyado por un sistema de información geográfico.

Por último, la fase final corresponde a los resultados de los análisis de priorización y las recomendaciones para la gestión del territorio. Este paso es importante, ya que considera una instancia de validación con los actores locales claves, con el objetivo de poder rectificar información faltante y validar las áreas prioritarias y las recomendaciones generadas.

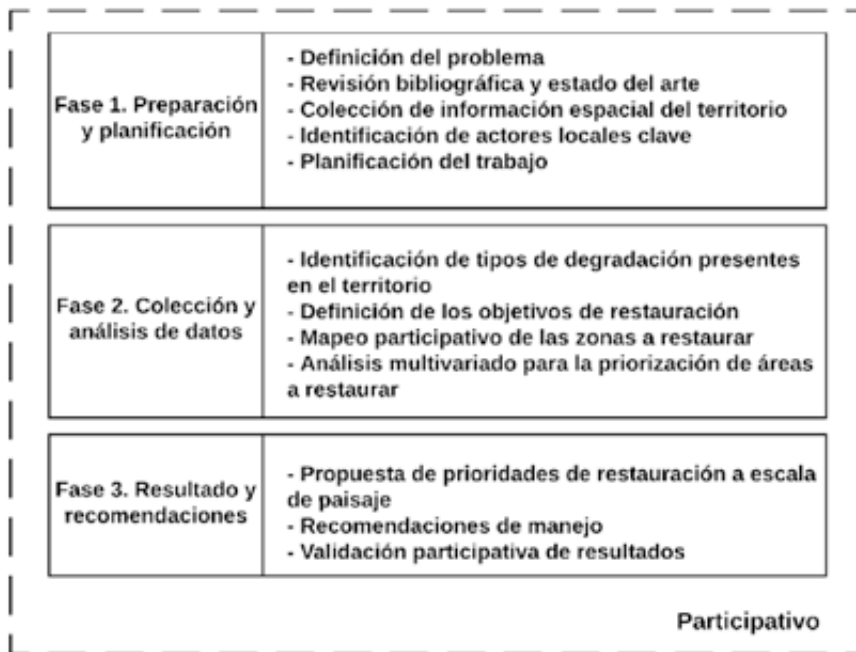


Figura 1. Fases principales de ROAM (Adaptado de UICN y WRI, 2014). Bajo este enfoque, la priorización para la restauración a escala de paisaje se inicia con la necesidad de recuperar servicios ecosistémicos esenciales. El carácter participativo de esta metodología es clave en cada fase

Las características principales de ROAM (IUCN y WRI, 2014) son:

- Trabajo participativo para la identificación de prioridades de restauración a escala nacional, regional, de cuenca o comunidad.
- Participan actores de diferentes sectores como sector público, agencias de desarrollo, empresas privadas y usuarios finales de ecosistemas.



- Utiliza una dinámica de trabajo grupal para identificar información clave en el proceso de toma de decisiones de restauración.
- Genera mapas de necesidades de restauración de acuerdo a objetivos específicos planteados por los usuarios finales.

Por otra parte, los beneficios que presenta la aplicación de ROAM son variados y apuntan a distintas esferas. Entre las más relevantes se pueden señalar:

- Permite complementar información no disponible en bases de datos secundarias.
- Permite definir paisajes prioritarios para iniciar la restauración.
- Permite apoyar el desarrollo de estrategias nacionales de restauración con información de demanda de usuarios finales.
- Sirve de estrategia para lograr apoyo político en el desarrollo de políticas de restauración.
- Permite identificar beneficiarios y agentes que deben asumir el costo dentro de la política de restauración.

3.2.1 Evaluación de oportunidades de restauración de la biodiversidad y servicios ecosistémicos

Los talleres de mapeo participativo para la identificación de oportunidades de restauración se enmarcaron en la Fase 2 del esquema metodológico ROAM (Figura 1) y, principalmente, constaron de cuatro pasos 1) Identificación de los tipos de degradación presentes en el territorio, 2) Definición de los objetivos de restauración, 3) Mapeo participativo de las áreas a restaurar y 4) Análisis multivariado para la priorización de las áreas a restaurar.

En los talleres se identificaron cinco tipos de actores locales relevantes: academia, empresas, organismos públicos, organizaciones no gubernamentales y comunidades locales. También se identificaron las actividades socioeconómicas más relevantes de la macrozona costera de la Región, las cuales fueron agrícola, forestal, pesquera y turismo. Para identificar los actores claves que representasen las actividades anteriormente mencionadas, se recogieron y sistematizaron las experiencias previas realizadas por los servicios públicos en materia de talleres, reuniones y encuentros entre actores vinculados a la temática ambiental, conservación de biodiversidad y desarrollo social en la costa del Maule. Complementariamente, se efectuó una búsqueda de bases de datos, listados de asistencia y contactos del ámbito público y privado, vinculados a desafíos socio-ecológicos y conflictos socio-ambientales de la zona. En el proceso ROAM se identificaron 52 actores sociales claves. De ellos, tres correspondieron a actores que toman decisiones u operan a escala nacional, 13 a escala regional, 18 a escala local y 18 a expertos vinculados a las ciencias ambientales.

Para el desarrollo de los talleres, los (las) actores fueron divididos en cinco grupos, cautelando que cada grupo tuviera representado a un tipo de actor. Cada grupo fue tratado como una réplica y la integración de los resultados de los talleres se hizo considerando la mayoría.



A partir de los talleres participativos, se lograron detectar **siete** tipos de degradación que afectan a la región: fragmentación y pérdida de hábitat, degradación de bosque nativo, pérdida de biodiversidad y sus atributos ecológicos a nivel de ecosistemas y especies, pérdida y degradación de suelo, pérdida de cantidad y calidad de agua, pérdida de calidad de aire y pérdida de calidad de vida y diversidad cultural. A partir de los siete tipos de degradación identificados, entre todos los participantes se definieron los tres objetivos de restauración prioritarios para la Región:

1. Recuperar provisión de servicios ecosistémicos hídricos
2. Recuperar productividad de suelos
3. Recuperar la funcionalidad de los ecosistemas para proveer hábitat

Posteriormente, se llevó a cabo un mapeo participativo, en el que, por objetivo, los (las) actores marcaron a mano celdas de 1 km² que ellos consideraban degradadas y que requerían de acciones de restauración. A partir de los tres mapas individuales por objetivo se obtuvo un mapa final que integraba las áreas potenciales de restauración (Figura 2).

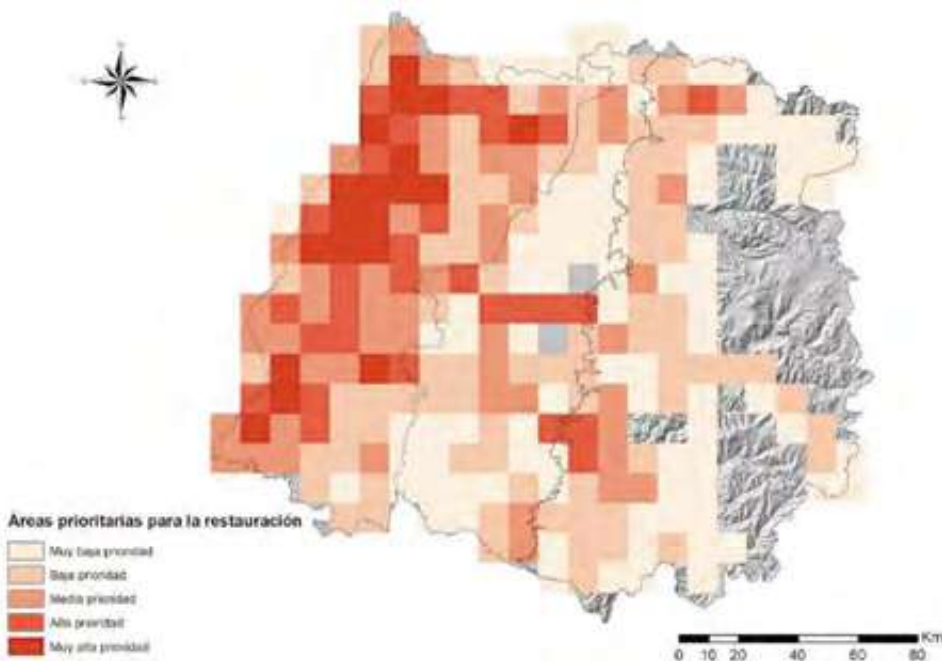


Figura 2. Áreas propuestas de restauración identificadas por los actores locales en una grilla de 1km². Las celdas de “muy alta prioridad” representan aquellas zonas que fueron identificadas por todos los grupos de trabajo y en las cuales, además, la restauración cumpliría los tres objetivos seleccionados. Valores inferiores de prioridad representan áreas que fueron identificadas solo por algunos grupos de trabajo o bien la restauración no cumple todos los objetivos.



3.2.2 Definición de indicadores para responder a los objetivos de restauración

Objetivo 1: Recuperar provisión de Servicios Ecosistémicos hídricos

Los ecosistemas forestales en las cuencas hidrográficas son los que regulan los caudales de agua en los arroyos y ríos (Guo y Gan, 2002), dando sustento al Servicio Ecosistémico (SE) de regulación del flujo de agua. Este es ampliamente reconocido como un SE fundamental para el mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos, y para la entrega de importantes beneficios, como el almacenamiento y la provisión sostenida de agua, lo que ayuda a mitigar en parte episodios de escasez de agua (Daily 1997, Brauman *et al.* 2007, Neary *et al.* 2009). El déficit de precipitaciones puede traer severas consecuencias tales como la escasez hídrica que corresponde a un evento natural en el que un río o una zona poseen menor cantidad de agua que la esperada por promedios históricos en un momento dado.

La pérdida de SE hídricos para ríos y quebradas de la zona costera de la Región del Maule fue evaluada a partir de N-Spect, el cual es un modelo hidrológico espacialmente explícito que examina la relación espacial entre la cobertura de suelo, caudales, erosión y exportación de nutrientes, a partir del uso parámetros físicos como suelo, pendiente, coberturas, precipitación, entre otros (Burke y Sugg, 2006; Fuentes *et al.* 2017). Se evaluó la magnitud de la provisión del SE de regulación hídrica en 61 microcuencas costeras. La regulación hídrica de estas cuencas fue evaluada usando como base el comportamiento del caudal de ríos y quebradas ante dos eventos contrastantes de precipitación: a) precipitación media anual de los últimos 30 años y b) precipitación media anual de un evento niña (año más seco de lo normal). Estos dos escenarios de precipitación se utilizaron como entradas para modelar la escorrentía superficial mediante N-Spect. Posteriormente, estos caudales modelados se estandarizaron como porcentaje de variación, para comparar los valores obtenidos en el escenario extremo con respecto a la referencia (promedio de los últimos 30 años), mediante la siguiente fórmula:

$$V \% = \frac{(Esc - Ref)}{Ref} * 100\%$$

Donde:

V % = Porcentaje de variación de caudal

Esc = Caudal escenario evento extremo (año seco)

Ref = Caudal escenario de referencia (promedio de los últimos 30 años)

Los resultados del porcentaje de variación del caudal entre ambos escenarios de precipitación arrojaron que la totalidad de las microcuencas de la zona costera de la Región presentaban una pérdida de al menos un 70% del caudal en un año seco con respecto al año promedio. Esto indica que la capacidad de regulación hídrica de las microcuencas presenta niveles que van de medio a muy bajo (Figura 3). Adicionalmente, el 43% de las microcuencas



analizadas presentó una pérdida del caudal sobre al 85% con respecto a un año promedio (regulación hídrica muy baja), lo cual indica que estas microcuencas se secan completamente o solo mantienen una pequeña fracción de caudal durante algunos meses del año.

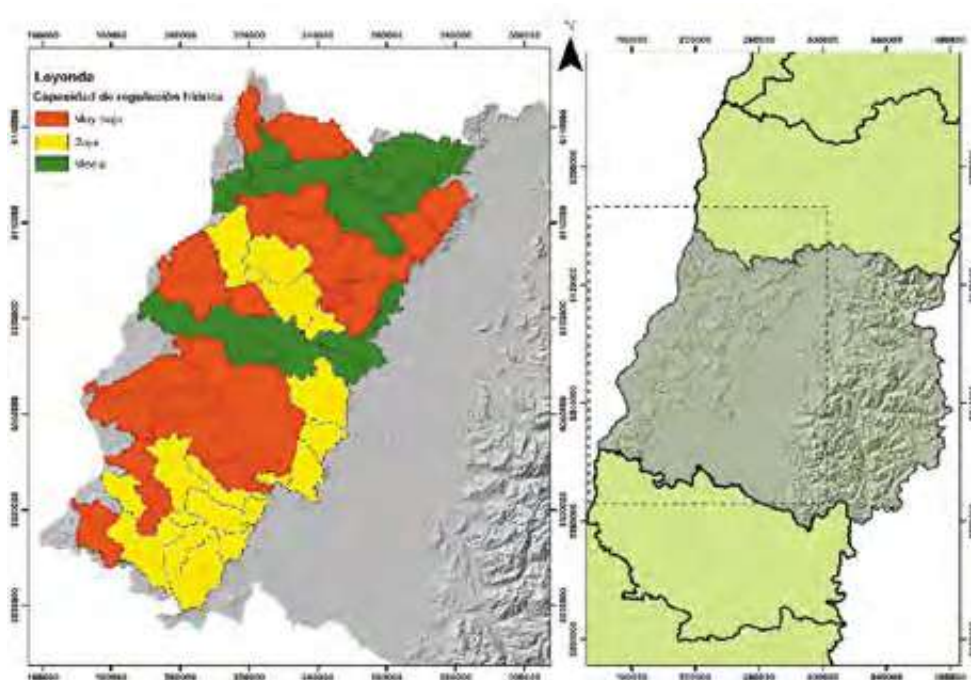


Figura 3. Capacidad de regulación hídrica de las microcuencas de la zona costera de Región del Maule frente a un evento de disminución de las precipitaciones.

A fin de identificar las oportunidades de restauración ecológica en las microcuencas de la zona costera de la Región, se definieron dos criterios asociados al cumplimiento del objetivo de recuperación de la capacidad de regulación hídrica: (i) áreas de cabeceras de las microcuencas con alta y muy alta pérdida de regulación hídrica y (ii) áreas ribereñas de los principales ríos de la macrozona costera de la región. Estas áreas alcanzan una superficie aproximada de 85.698 ha, de las cuales el 88% corresponde a cabeceras de cuencas y el 12% a zonas ribereñas para su restauración mediante bosques nativos (Figura 4). El enfoque de recuperación propuesto para estas áreas es la restauración ecológica, siguiendo los estándares internacionales de la Sociedad de Restauración Ecológica (Gann *et al.* 2019).



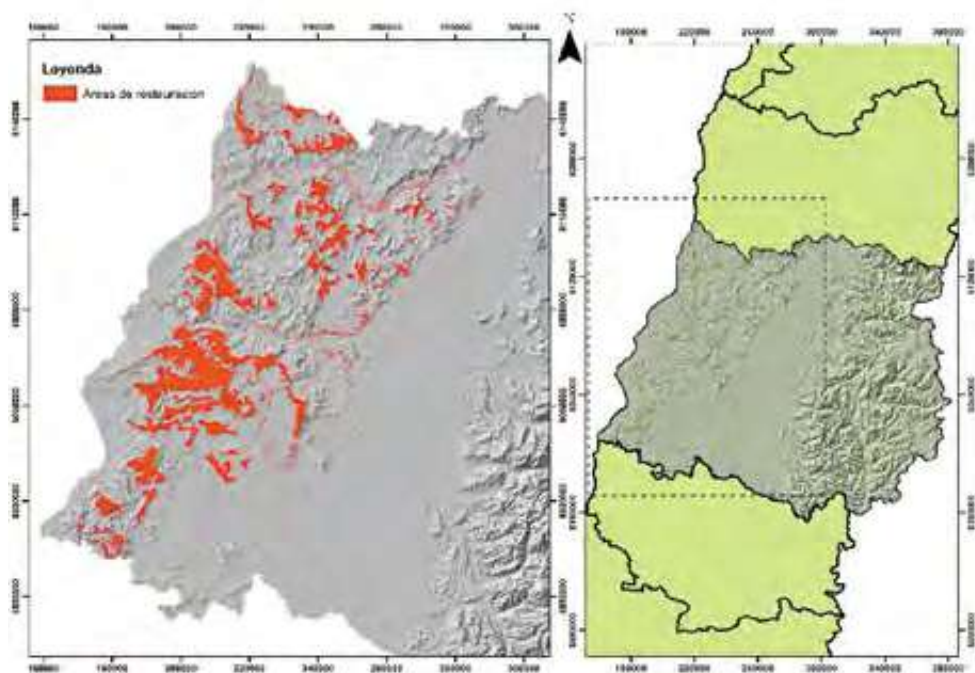


Figura 4. Áreas a restaurar para la recuperación de la capacidad de regulación hídrica de las microcuencas de la zona costera de la Región del Maule.

Objetivo 2: Recuperar productividad de suelo

La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE por su sigla en inglés) es un modelo empírico de estimación de pérdida de suelo a partir de la combinación de los factores erosividad de la lluvia, erodabilidad del suelo, longitud e inclinación de la pendiente, uso y manejo de suelo y las prácticas de conservación de apoyo, donde los factores topográficos son los que ejercen la mayor influencia en la eficiencia del modelo global (Risse *et al.* 1993). Es considerado un modelo simple y capaz de estimar con una precisión aceptable el promedio anual de las pérdidas de suelo a largo plazo (Beskow Mello y Norton, 2009) lo que ha llevado a que sea ampliamente utilizado para proporcionar información útil para respaldar los planes de conservación del suelo y el agua (Kinnell, 2010, Oliveira *et al.* 2011).

El modelo RUSLE tiene la siguiente estructura:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

donde A es la pérdida de suelos calculada por unidad de superficie, expresada en las unidades seleccionadas para K y el periodo seleccionado para R (generalmente $t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$);



R es el factor de erosividad de la lluvia ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$); K erodabilidad del suelo ($\text{t h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$); LS es el factor topográfico (longitud e inclinación de la pendiente, adimensional); C es el factor de uso y manejo de suelo (adimensional); y P el factor de prácticas de conservación de suelos (adimensional).

Luego del análisis de estimación de pérdida de suelo se identificó que las áreas con más altos niveles de erosión se concentraron en la Cordillera de la Costa de la Región y están asociadas principalmente, a las zonas afectadas por los incendios forestales del año 2017 (Figura 5).

A partir de estos resultados, se seleccionaron aquellas áreas categorizadas con niveles de “alta” y “muy alta erosión” (pérdida de suelo $>20 \text{ ton/ha/año}$) para su recuperación mediante el establecimiento de una cobertura arbórea permanente, ya sea natural o exótica, a fin de proteger el suelo ante los procesos erosivos. Estas áreas abarcaron una superficie aproximada de 217.320 ha en la zona costera de la región de las cuales el 86,3% se concentró en zonas afectadas por los incendios forestales del 2016-17 (Figura 5).

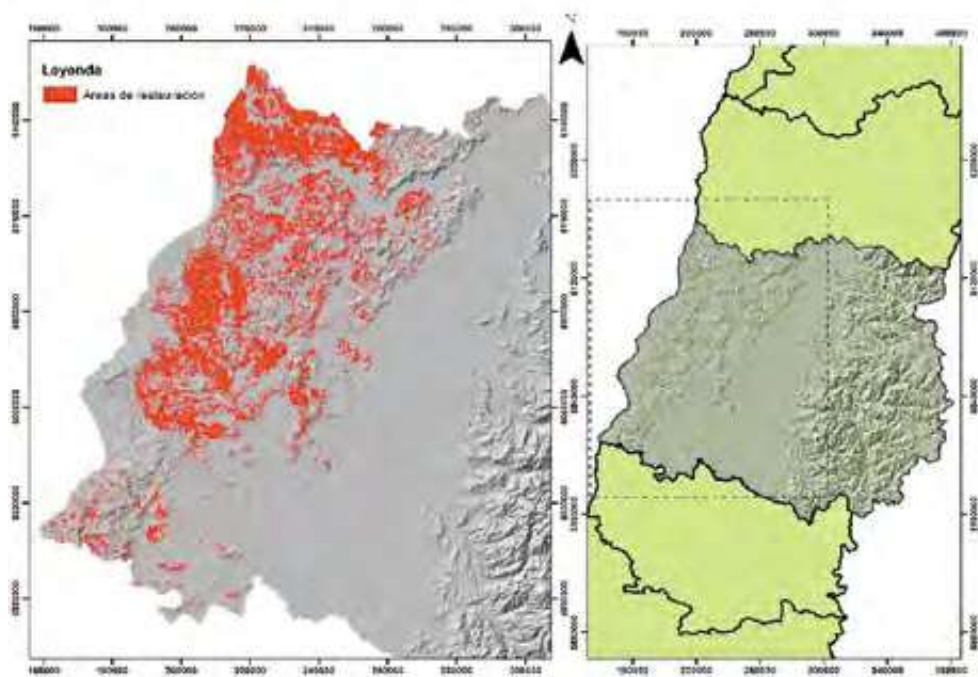


Figura 5. Áreas a restaurar para la recuperación de la productividad de suelo en la zona costera de la Región del Maule.



Objetivo 3: Recuperar funcionalidad de los ecosistemas para proveer hábitat

La fragmentación del hábitat es una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad (Noss 1991). Una red ecológica se puede definir como una red compuesta por componentes ecológicos tales como: áreas núcleo (nodos), corredores ecológicos y zonas de amortiguación (Kong *et al.* 2010). Las redes ecológicas pueden promover la funcionalidad de los ecosistemas y especies a escala de paisaje y proveer una solución a los problemas de cambio de uso de suelo y fragmentación de hábitat en paisajes antropizados (Jongman 2008), ya que el establecimiento y mantenimiento de la conectividad entre parches de hábitat es esencial para conservar la biodiversidad (Kong *et al.* 2010).

Existen distintos modelos para evaluar la conectividad de hábitat a través de paisajes antropizados. Generalmente, estos modelos consideran sólo la distancia entre parches de hábitats, dejando de lado los factores espaciales y ecológicos necesarios para evaluar la conectividad estructural y funcional del paisaje (Fontana *et al.* 2011). Para mantener la conectividad es fundamental identificar los hábitats más idóneos y potenciales corredores. En este sentido se debe cuantificar las características del paisaje tales como distancia, tamaño y densidad de los parches idóneos y la resistencia del paisaje a la movilidad de la(s) especie(s) focal(es) dada por la cobertura y uso de suelo (Najihah *et al.* 2017, Lohmus *et al.* 2020).

Se siguieron las recomendaciones de Majka *et al.* (2007), CorridorDesign (<http://www.corridordesign.org>), para identificar las posibles especies focales que requieren corredores en la Región del Maule completa. Para ello, se utilizaron los siguientes criterios: (i) especies sensible al tamaño del parche, (ii) especialistas de hábitat y (iii) de dispersión limitada. Para cada especie amenazada de la región (31 de fauna: 6 anfibios, 7 aves, 11 peces, 5 reptiles, 1 roedor y 1 crustáceo y 21 de flora,) se realizó un ranking de los criterios indicados anteriormente con valores del 1 al 100 (siendo 100 el valor más alto) en base a consultas a expertos de fauna y flora. De todas las especies evaluadas, la de mayor exigencia en los criterios fue *Campephilus magellanicus* King (1828). Esta especie, que aún se encuentra presente en algunos remanentes de bosques caducifolios costeros de la Región del Maule (Garrido 2019) fue seleccionada como especie focal debido a su sensibilidad a atributos del paisaje (Lambeck 1997), a la vez que, colectivamente sirve como “paragua” para el resto de las especies amenazadas y procesos ecológicos (Noss 1991).

Para el diseño de corredores biológicos de la especie focal fue necesario considerar la teoría de circuitos (McRae *et al.* 2008) y la resistencia del paisaje. El uso de estos dos factores abre la posibilidad de analizar las rutas de menor costo (*least-cost path*) entre parches de hábitat. Este análisis representa un método valioso y novedoso para la planificación para la conservación al analizar y diseñar corredores (McRae *et al.* 2008).

El proceso de diseño de la red ecológica estuvo dividido en distintas etapas consecutivas e interdependientes, dando como resultado el diseño de corredores biológicos con rutas de menor costo (Figura 6) pensando en un escenario óptimo de restauración ecológica.



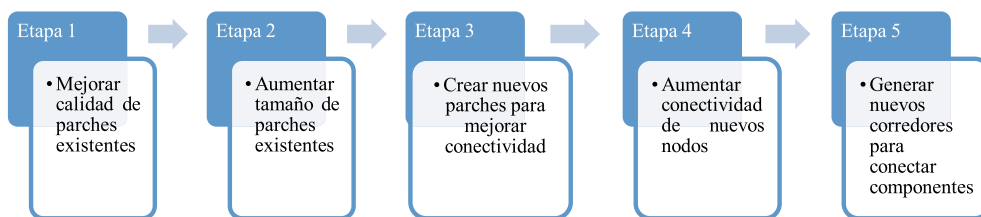


Figura 6. Diagrama de flujo para el diseño de una red de conectividad ecológica basada en parches de hábitat idóneos y corredores biológicos para la especie focal *Campephilus magellanicus*.

El análisis de conectividad actual reveló el bajo grado de conectividad estructural existente en la zona costera del Maule y el escaso número de parches de hábitats que permitan la continuidad de las poblaciones locales (Figura 7). La restauración ecológica debería estar orientada en cuatro objetivos principales:

- i) mejorar la integridad ecológica de los remanentes existentes
- ii) aumentar el área núcleo de los parches de bosque nativo
- iii) restaurar zonas adyacentes a dichos remanentes para aumentar el tamaño de los parches y
- iv) generar corredores biológicos que conecten estas áreas y permitan la movilidad de las poblaciones de fauna nativa en el paisaje

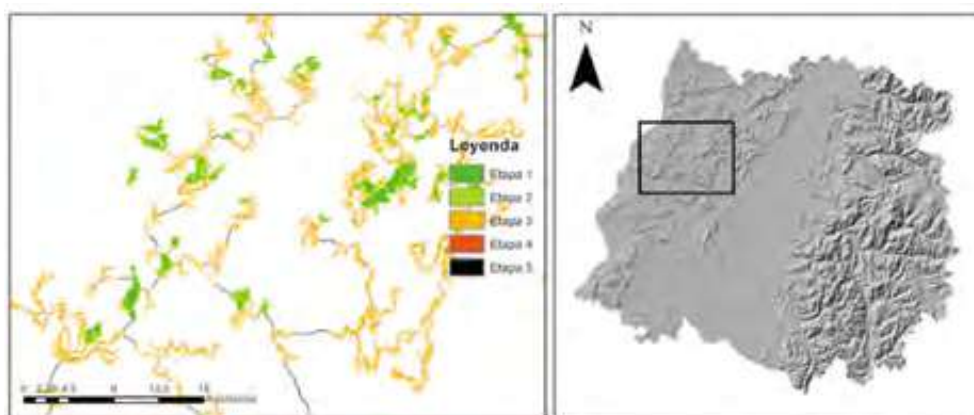


Figura 7. Áreas potenciales de restauración ecológica según etapa de diseño de una red ecológica en la zona costera de la Región del Maule para la especie focal *Campephilus magellanicus*.

El escenario de restauración propuesto con cada una de sus etapas (Figura 8), contempla una superficie de restauración de 61.062 ha, correspondiente al 6.4% del paisaje costero de la Región. Este escenario de restauración generaría una red interconectada de parches mediante corredores de menor costo-resistencia, considerando los requerimientos de hábitat de la especie focal y su rango de movilidad. De la misma forma, permitiría el movimiento a través del paisaje de otras especies de fauna que aún se mantienen en hábitats remanentes en la cordillera de la



costa maulina, como las amenazadas *Puma concolor*, *Leopardus guigna*, *Conepatus chinga*, *Pudu puda* y aves de la familia Rhinocryptidae (Capítulo 4 de este libro) que necesiten corredores lineales con cobertura de vegetación arbórea. Además, aumentaría el tamaño y número de parches, logrando recuperar el bosque nativo actual desde un 1,13% hasta un 7,15% de la zona costera.

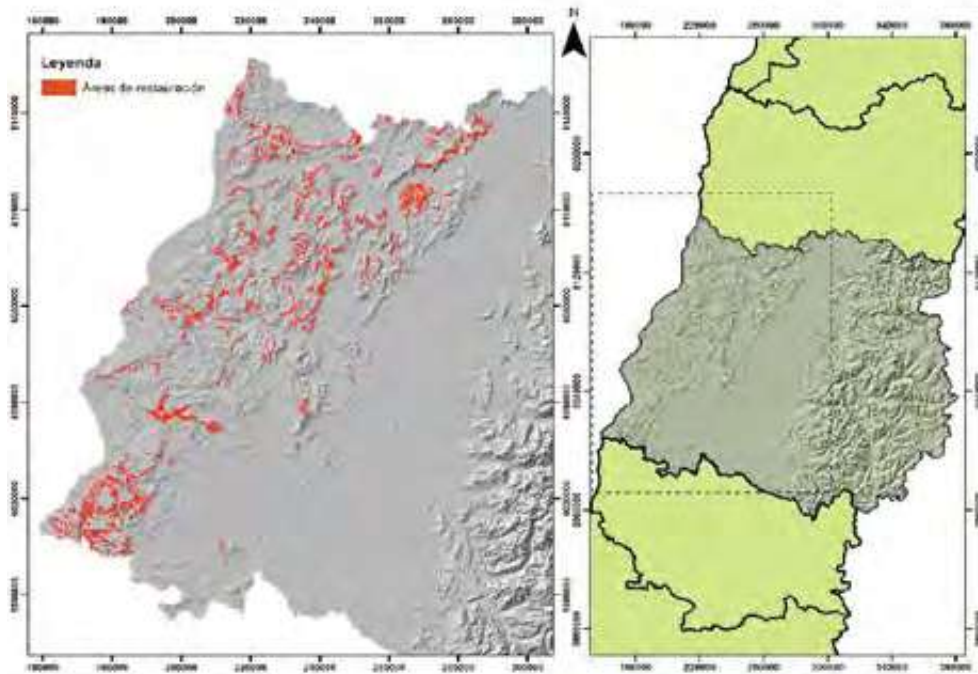


Figura 8. Áreas de restauración ecológica basados en análisis de conectividad de hábitat de la especie focal *Campephilus magellanicus*. La restauración de estas áreas permitiría recuperar la funcionalidad de los ecosistemas a escala de paisaje y la provisión de hábitat de las especies amenazadas en la zona costera de la Región del Maule.

3.2.3 Priorización de sitios para la restauración

Para generar una propuesta de prioridades de restauración (Figura 9) se consideraron los tres objetivos de restauración resultantes del proceso de evaluación de oportunidades de restauración. Para la planificación de las oportunidades de restauración en el corto, mediano y largo plazo, se integraron de manera espacialmente explícita los tres principales objetivos de restauración de la Región (Tabla 1). Dado que el objetivo de recuperar la funcionalidad de los ecosistemas para la provisión de hábitat está compuesto por cinco etapas (Figuras 6 y 7), se consideró la etapa 1 (mejorar calidad de parches) y 2 (aumentar tamaño de parches) como meta a corto plazo, la etapa 3 (crear nuevos parches idóneos o nodos) como meta a mediano plazo y las etapas 4 (conectar nodos) y 5 (aumentar conectividad de



componentes) como meta a largo plazo. En el caso del mapa de oportunidades para recuperar productividad del suelo, se diferenciaron las áreas cubiertas con plantaciones de aquellas con bosque nativo. Esto dado que las intervenciones a realizar corresponderían a distintas aproximaciones, una enfocada en la reforestación con especies exóticas y la otra en restauración ecológica. En el caso del mapa de oportunidades para recuperar SE hídricos, el tipo de intervención a realizar sólo se centraría en restauración ecológica. Finalmente, las áreas a restaurar en el corto plazo corresponden a una superficie de 100.024 ha, en el mediano plazo a 81.167 ha y en el largo plazo a 140.006 ha (Figura 9).

Tabla 1. Plazos de restauración según la relación espacial entre los objetivos de restauración del paisaje.

Plazos de restauración	Objetivos de restauración		
	Mejorar provisión de SE. Hídricos	Recuperar productividad de suelo	Recuperar funcionalidad
Corto	Cabeceras de cuencas con presencia de bosque nativo quemado	Áreas con pérdida de suelo por efecto de la quema de bosque nativo	Funcionalidad ecológica (corto plazo)
Mediano	Cabeceras de cuencas con presencia de plantaciones forestales quemadas	Áreas con pérdida de suelo por efecto de la quema de plantaciones forestales o presencia de tala rasa	Funcionalidad ecológica (mediano plazo)
Largo	Zonas ribereñas (30 m desde borde de río principal)	Áreas con pérdida de suelo en todos los usos/coberturas de suelo restantes (quemados o no quemados)	Funcionalidad ecológica (largo plazo)

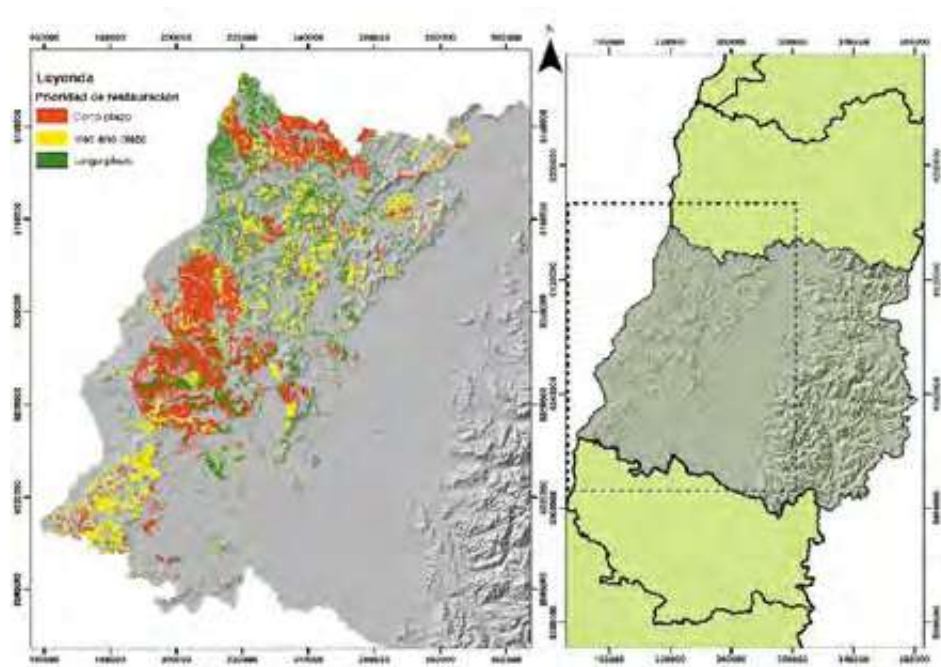


Figura 9. Prioridades de oportunidades de restauración del paisaje a corto, mediano y largo plazo en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule.



Respecto a las implicancias que tendría la propuesta de prioridades de restauración a escala de paisaje (Figura 9) para la conservación del ruil, los resultados presentados en base a la planificación de las oportunidades de restauración muestran que en el corto plazo se podrían restaurar 1.547 ha de bosque caducifolio que tienen o tuvieron registrada la presencia de esta especie, los cuales fueron afectados principalmente por los incendios forestales ocurridos en la temporada 2016-2017 (Valencia *et al.* 2018, Ministerio del Medio Ambiente, 2018). En el mediano plazo se podrían adicionar 1.381 ha más de superficie de bosques restaurados y a largo plazo ser restaurados una superficie de 3.277 ha, totalizando una ganancia de hábitat disponible para ruil de 6.205 ha.

3.3 Comentarios Finales

Los resultados presentados muestran que, si se quiere avanzar hacia la sustentabilidad y resiliencia del paisaje costero del Maule, es necesario implementar un plan de restauración a gran escala. Esto debido al avanzado estado de degradación y transformación en que se encuentra el paisaje costero de la región. Desde el punto de vista de conservación de la biodiversidad, el paisaje no es capaz de mantener la viabilidad de las poblaciones de especies nativas que habitan la cordillera de la costa y menos de aquellas amenazadas o con exigentes requerimientos de hábitat. En particular, las poblaciones de *N. alessandrii* se encuentran insertas en un paisaje que no asegura la persistencia de la especie, con una fuerte influencia de una extensa matriz dominada por especies exóticas invasoras, las cuales proliferaron aun más luego de los incendios forestales de 2017. Además, existe un alto grado de aislamiento de fragmentos de pequeño tamaño y de forma irregular de bosque nativo con presencia de la especie. Actualmente, el paisaje costero posee bajos niveles de capacidad de proveer los servicios ecosistémicos definidos como esenciales por las y los actores locales. El paisaje ofrece servicios de provisión de madera y fibra para pulpa en altos niveles y en grandes extensiones, pero que son muy poco demandados por los(as) actores encuestados. Los servicios más demandados se centran en servicios de regulación y culturales, los cuales se ofrecen en muy bajas capacidades. Estos resultados reflejan de manera urgente la implementación de múltiples aproximaciones de restauración del paisaje costero. En especial se requiere ejecutar acciones de restauración ecológica a gran escala que vayan en beneficio no sólo de la especie objetivo de este libro, si no también de aquellos procesos ecosistémicos y de paisajes vitales para la provisión de múltiples servicios ecosistémicos.

Una continuación a la identificación de las oportunidades aquí presentadas debería ser un análisis multi-criterio de la factibilidad de restauración a una escala predial, multi-predial y comunal, mediante el uso de variables sociales, culturales, económicas y ecológicas. Además, es importante que tomadores de decisión y servicios públicos conecten estos resultados con actuales y potenciales fuentes de financiamiento vinculados a compromisos de restauración.



3.4 Bibliografía

BEATTY CR, A VIDAL, T DEVESA, ME KUZEE. 2018. Accelerating biodiversity commitments through forest landscape restoration; Evidence from assessments in 26 countries using the Restoration Opportunities Assessment Methodology. Gland, Switzerland. IUCN.

BESKOW S, CR MELLO, L D NORTON. 2009. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*, v.79, 49-59.

BRAUMAN KA, GC DAILY, TK DUARTE, HA MOONEY. 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources*, v.32, 67-98

BURKE L, Z. SUGG. 2006. Modelamiento Hidrológico de la Descarga de las Cuencas Hidrológicas en el Arrecife Mesoamericano. World Resources Institute.

CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF). 2016. Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales 2016-2025. Santiago, Chile. 244 p.

CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF). 2017a. Balance Tormenta de Fuego 18 enero al 5 de febrero. Presentación para conferencia de prensa del 17 de febrero 2017.

CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF). 2017b. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico Santiago, Chile. 56 p.

DAILY GC. (ed.). 1997. Excerpt from *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 1–19. Washington, DC: Island Press.

DE LA BARRERA F, F BARRAZA, P FAVIER, V RUIZ, J QUENSE. 2018. Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. *Science of the Total Environment*. 637–638, 1526–1536.

ECHEVERRÍA C, D COOMES, J SALAS, JM REY-BENAYAS, A LARA, A NEWTON. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* v.130: 481-494.

ECHEVERRÍA C, R FUENTES, R HEILMAYR. 2019. Cambios de uso y cobertura del suelo en la CC del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. In Smith-Ramírez C, FA Squeo eds. *Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile*. Editorial Universidad de los Lagos, Chile. p. 471-486.

FONTANA S, T SATTTLER, F BONTADINA, M MORETTI. 2011. How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning*, v.101: 278–285.



FUENTES R, J LEÓN-MUÑOZ, C ECHEVERRÍA. 2017. Modelling the impacts of land use and land cover change on an oligotrophic lake through spatially explicit techniques. *International Journal of Remote Sensing*, v.38: 1-20.

GANN GD, T MCDONALD, B WALDER, J ARONSON, CR NELSON, J JONSON, JG HALLETT, C EISENBERG, MR GUARIGUATA, J LIU, F HUA, C ECHEVERRÍA, E GONZALES, N SHAW, K DE-CLEER, KW DIXON. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology* 27(S1): S1-S46.

GARRIDO P. 2019. Diversidad faunística en los bosques de Ruil (*Nothofagus alessandrii*). En: Ruil (*Nothofagus alessandrii*): biodiversidad de sus bosques. Ministerio del Medio Ambiente, Fondo de Protección Ambiental (FPA) y Universidad de Talca. 220 p.

GUO Z, Y GAN. 2002. Ecosystem function for water retention and forest ecosystem conservation in a watershed of the Yangtze River. *Biodiversity and Conservation*, v.11: 599-614.

HEILMAYR R, EF LAMBIN. 2016. Impacts of nonstate, market-driven governance on Chilean forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.113: 2910-2915.

IUCN, WRI. 2014. A guide to the Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM): Assessing forest landscape restoration opportunities at the national or sub-national level. Working Paper (Road-test edition). Gland, Switzerland: IUCN. 125pp.

JONGMAN RH. 2008. Ecological network are an issue for all of us. *J. Landscape Ecology* v.1(1): 7-13.

KINNELL PIA. 2010. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: a review. *Journal of Hydrology*, v.385: 384-397.

KONG F, H YIN, N NAKAGOSHI, Y ZONG. 2010. Urban Green space network development for biodiversity conservation: Identification based on graph theory and gravity modeling. *Landscape and Urban Planning*, v.95: 16-27.

LAMBECK R J. 1997. Focal species. A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation biology*. v.11(4): 849-856

LOHMUS A, R KONT, K RUNNEL, M VAIKRE, L REMM. 2020. Habitat Models of Focal Species Can Link Ecology and Decision-Making in Sustainable Forest Management. *Forests*. v.11(7): 721 (1-26)

MAJKA D, J JENNESS, P BEIER. 2007. CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. Disponible en <http://corridordesign.org>.

MCRAE BH., BG DICKSON, TH KEITT, VB SHAH. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, v.89(10): 2712-2724

MINISTERIO DEL MEDIOAMBIENTE (MMA). 2014. Plan de adaptación al cambio climático en biodiversidad. Santiago, Chile. 97 p.



MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2018. Evaluación de los efectos de los incendios forestales e implementación y monitoreo de acciones prioritarias de recuperación, conservación y gestión de la especie arbórea ruil (*Nothofagus alessandrii*), Región del Maule. 99 pp.

NAJIHAH A, R CORSTANJE, JA HARRIS, DR GRAFIUS, GM SIRIWARDENA. 2017. Ecological connectivity networks in rapidly expanding cities. *Heliyon*, v.3(6): 1-29

NEARY DG, GG ICE, R JACKSON. 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management*, v.258, 2269-2281.

NOSS R. 1991. Landscape connectivity: Different functions at different scales. In: W.E. Hudson (editor) *Landscape, linkages and biodiversity*. Island Press, Washington D.C. EE.UU.

OLIVEIRA PTS, T ALVES, DB BIQUE, E. PANACHUKI. 2011. Zoneamento ambiental aplicado à conservação do solo e da água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v.35: 1723-1734.

RISSE LM, MA NEARING, AD NICKS, JM LAFLEN. 1993. Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal*. v.57: 825-833.

VALENCIA D, J SAAVEDRA, J BRULL, R SANTELICES. 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* v.75(1): 531-534.





4. CARACTERIZACIÓN DEL PATRÓN ESPACIAL DEL ESTRATO ARBÓREO DE UN ECOSISTEMA DE REFERENCIA DE *Nothofagus alessandrii* Espinosa: BASES PARA SU RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Luis Felipe Fajardo; Cristian Echeverría; Jean Mario Benavides y Cara Nelson

4.1 Introducción

La restauración ecológica (RE) se define como el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido y tiene como objetivo mover un ecosistema degradado a una trayectoria de recuperación que permita la adaptación a los cambios locales y globales, así como la persistencia y evolución de las especies que lo componen (Gann *et al.* 2019). La RE de bosques degradados busca la recuperación integral de los diferentes atributos ecológicos tales como la composición, es decir, la diversidad y abundancia de las especies; la estructura que hace referencia a la disposición de los elementos en el espacio (Noss 1990) y está asociada a procesos ecológicos (Franklin *et al.* 1981). Dicha recuperación integral permite alcanzar la complejidad ecológica en términos de diferenciación de nicho como una propiedad emergente de la estructura o de la heterogeneidad del ambiente físico (Echeverría *et al.* 2021).

Una característica clave de la RE es la utilización de un ecosistema de referencia para identificar y replicar los elementos claves del ecosistema que se han perdido y determinar una trayectoria de recuperación, para que de esta forma se puedan orientar los objetivos del proyecto y proporcionar una base para el seguimiento y evaluación de los resultados (Gann *et al.* 2019). La construcción de modelos de referencia idealmente incorpora un amplio conjunto de atributos del ecosistema, incluida la ausencia de amenazas, la composición de especies, la estructura de la comunidad, las condiciones físicas, la función del ecosistema y los intercambios externos.

Los modelos de referencia generalmente se centran en las condiciones abióticas y la composición de especies y a menudo ignoran otros atributos como el arreglo espacial de los individuos (Shackelford *et al.*, 2022). Este arreglo o patrón espacial determina en gran medida las propiedades del ecosistema forestal, incluyendo la producción total de biomasa, la biodiversidad y los servicios del ecosistema (Gadow *et al.* 2012). Además, la distribución espacial de los árboles puede ser importante para la gestión de los recursos forestales (Moeur 1993; Salas *et al.* 2006), la orientación de conservación de especies en peligro de extinción



(Raventós *et al.* 2011) y fundamental para el desarrollo de acciones de RE (Zhang *et al.* 2010), ya que puede contribuir a recuperar la resiliencia y mantener los procesos y funciones del ecosistema (Churchill *et al.* 2013).

Existen diferentes métodos que pueden aplicarse para la caracterización de un ecosistema de referencia. La función $K(t)$ de Ripley es una función que utiliza distancias entre todos los pares posibles de árboles a medida que aumenta el radio desde el árbol objetivo. De esta forma se puede detectar, los patrones espaciales a diferentes escalas, lo que es particularmente útil para bosques con una variabilidad espacial muy alta (Moeur 1993). Igualmente, la diversidad estructural se puede caracterizar utilizando el grado de mezcla entre las especies y el patrón de diferenciación espacial por dimensiones (Pommerening 2002). Las medias, las distribuciones empíricas y los histogramas de estas marcas construidas ofrecen una valiosa información que puede interpretarse desde el punto de vista ecológico y silvícola (Gadow 1999; Aguirre *et al.* 2003). Esta caracterización puede entregar información útil para el desarrollo de acciones de restauración ecológica ya que permite la elaboración de diseños de plantación en cluster que repliquen la variabilidad estructural del ecosistema de referencia y así activar procesos claves que permitan la recuperación de la complejidad, resiliencia y sustentabilidad ecológica (Zhang *et al.* 2010).

Es urgente entender la estructura espacial de los bosques con presencia de especies amenazadas ya que existe la posibilidad de que estos bosques, que representen una referencia válida, estén pronto a desaparecer (Echeverría *et al.* 2006; BGC, 2021). En este capítulo, se realiza la evaluación de la estructura espacial de bosques de referencia con presencia de la especie amenazada *Nothofagus alessandrii* Espinosa. Dicha especie ha sufrido altos niveles de amenazas, alta tasa de pérdida y degradación de los bosques que representan hábitat que la han llevado a tener una distribución restringida y tamaños poblacionales reducidos (Bustamante y Castor 1998; Bustamante y Simonetti 2005; Baldwin, Barstow y Rivers, 2018). Esta información servirá para el desarrollo de modelos de referencia y el diseño de planes de restauración ecológica para bosques degradados de *N. alessandrii* en sitios afines biogeográficamente. Igualmente, la metodología puede ser usada para otras especies con algún grado de amenaza.

4.2 Bosques de Referencia Bajo Estudio

El trabajo de investigación se llevó a cabo en la Reserva Nacional los Riles (725937.61 N, 603155.6 S), en el extremo sur de la comuna de Chanco, Provincia de Cauquenes, Región del Maule. Abarca una superficie de 45 ha. Su altitud varía entre los 275 y 400 m s.n.m. Esta unidad forma parte del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado (SNASPE) y es administrada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF).

Las formaciones vegetacionales de *N. alessandrii* se desarrollan principalmente en el tipo forestal Roble-Hualo, también conocido como Bosque Maulino Costero (San Martín y Donoso 1995), en pequeños bosques de segundo crecimiento sobre terrazas marinas costeras con exposiciones sur, sur-oeste y sureste. En los valles más húmedos puede asociarse con *Drimys winteri* J.R. Forst. & G. Forst., *Gevuina avellana* Molina., *Laurelia sempervirens* (Ruiz



& Pav.) Tul., *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst., *Pitavia punctata* Mol. y *Podocarpus salignus* D. Don. A mayores altitudes se puede asociar con *Citronella mucronata* (Ruiz & Pav.) D. Don., *Cryptocarya alba* (Molina) Looser., *Lithraea caustica* (Molina) Hook. & Arn., *Peumus boldus* Molina. y *Quillaja saponaria* Molina. (Hechenleitner *et al.* 2005).

En cuanto al contexto del área de estudio los fragmentos remanentes se encuentran en su mayoría intervenidos y altamente deteriorados como hábitat y refugio de la biodiversidad asociada (Olivares *et al.* 2005), dando una configuración espacial discontinua de los bosques de Ruil, muchos como secundarios surgidos por reproducción vegetativa desde tocones de bosques previamente cortados. Hoy existe un patrón de parches o fragmentos inmersos en una matriz de vegetación nativa y plantaciones de *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus globulus* Labill. (Santelices *et al.* 2012).

4.3 Levantamiento de la Información Base

Se utilizó como unidad muestral dos parcelas de una hectárea cada una, las cuales se denominaron P1 y P2. La ubicación de las parcelas se determinó mediante recorridos de campo en toda la reserva, buscando zonas que representen directamente hábitat de la especie *N. alessandrii* y cada parcela representa una condición de densidad natural (i.e. con mínima intervención humana posible). En cada parcela todos los árboles con un diámetro a la altura de pecho medido a 1,3 m (DAP) y mayor a 5 cm fueron registrados y se determinó su especie y se le asignó un número identificador correlativo único. Se consideró como árbol independiente, a cada uno de los vástagos o troncos, aunque éstos tuviesen un mismo origen de tocón. Además, se registró el ángulo azimutal con brújula, distancia hacia su árbol sucesor con distanciómetro digital y el DAP con una forcípula metálica. La ubicación de cada individuo en un plano cartesiano se llevó a cabo mediante relaciones trigonométricas.

Se encontró un total de 2167 y 1642 individuos distribuidos en 15 y 14 especies para las parcelas P1 y P2 respectivamente. Las especies con mayores abundancias fueron *N. glauca* (P1:828, P2: 779) y *N. alessandrii* (P1:545, P2:298) (tabla1).

Tabla 1. Características dasométricas de las dos parcelas de una hectárea cada una de bosque de referencia de *N. alessandrii* en la Reserva Nacional Los RUILes. N=número de árboles por hectárea G=área basal, d1.30=diámetro promedio a 1,3 m de altura.

Especie	Parcela 1 (P1)			Parcela 2 (P2)		
	N·ha ⁻¹	G (m ² ha ⁻¹)	d1.30(cm)	N·ha ⁻¹	G (m ² ha ⁻¹)	d1.30(cm)
<i>Azara integrifolia</i> Ruiz & Pav.	12	0.05	6.96	8	0.04	7.75
<i>Aextoxicon punctatum</i> Ruiz & Pav.	285	3.30	11.37	247	3.10	12.12
<i>Cryptocarya alba</i> (Molina) Looser	121	1.10	10.20	26	0.56	14.92
<i>Citronella mucronata</i> (Ruiz & Pav.) D. Don	13	0.10	9.35	-	-	-



Especie	Parcela 1 (P1)			Parcela 2 (P2)		
	N·ha ⁻¹	G (m ² ha ⁻¹)	d1.30(cm)	N·ha ⁻¹	G (m ² ha ⁻¹)	d1.30(cm)
<i>Drimys winteri</i> J.R. Forst. & G. Forst.	-	-	-	26	0.31	11.50
<i>Escallonia pulverulenta</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	13	0.04	6.15	-	-	-
<i>Gevuina avellana</i> Molina	147	0.93	8.57	94	0.76	9.70
<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	1	0.00	5.80	8	0.07	9.69
<i>Lithraea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	173	1.46	9.73	51	0.52	10.85
<i>Lomatia dentata</i> (R. et P.) R. Br	8	0.10	9.99	74	1.38	11.51
<i>Nothofagus alessandrii</i> Espinosa	545	20.03	20.23	298	8.80	17.73
<i>Nothofagus glauca</i> (Phil.) Krasser	828	25.41	18.16	779	26.40	17.97
<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst.	5	0.24	24.20	2	0.11	24.00
<i>Peumus boldus</i> Molina	1	0.00	7.40	-	-	-
<i>Persea lingue</i> (Ruiz & Pav.) Nees	13	0.13	10.88	28	0.28	10.80
<i>Rhaphithamnus spinosus</i> (A.L. Juss.) Mold.	2	0.005	5.70	1	0.002	5.00
Total	2167	52.894	-	1642	42.324	-

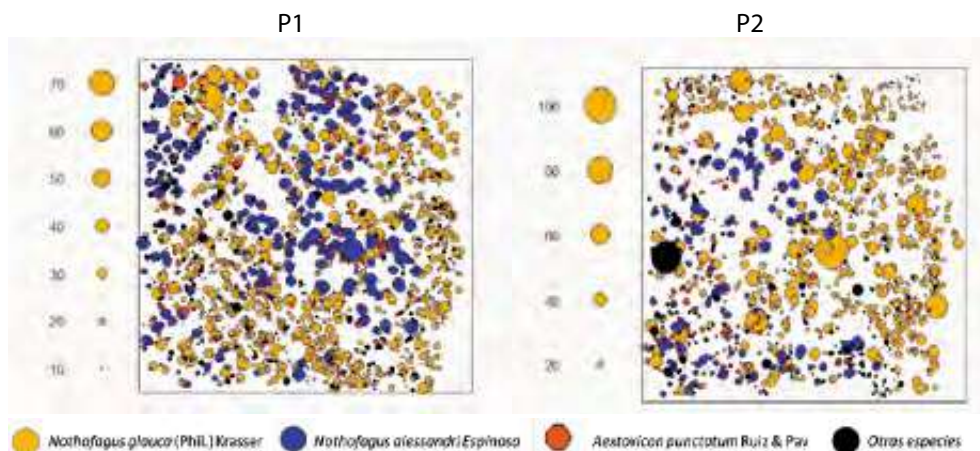
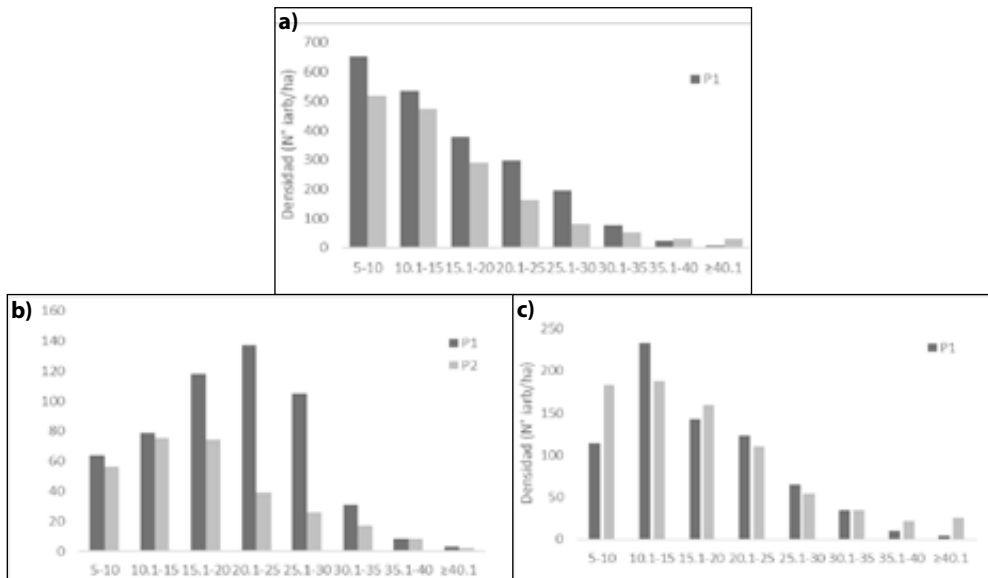


Figura 1. Distribución espacial del estrato arbóreo por parcela en el área de estudio. El tamaño de los círculos representa el diámetro a 1,3m de altura.

En referencia a las distribuciones diamétricas, se evidenció mayor cantidad de individuos entre 11 y 20 cm de diámetro para ambas parcelas (P1: 913 indiv y P2: 782 indiv), seguido de la categoría entre 5 y 10 cm (figura 2a). Para las especies *N. alessandrii* y *N. glauca* se presentó una distribución diamétrica similar en donde la mayor cantidad de individuos (>75%) presentan diámetros menores a 20 cm. La clase más pequeña (5-10 cm) tiene una densidad relativamente baja en ambas especies y existe una ausencia casi total de árboles mayores a 41 cm de diámetro, especialmente de la especie *N. alessandrii* (figura 2b y 2c).



Distribución por clases diamétricas (cm)

Figura 2. Distribución de clases diamétricas en parcelas P1 y P2: a) todos los individuos, b) solo individuos de *N. alessandrii* y c) solo individuos de *N. glauca*.

4.4 Patrones de Agregación del Estrato Arbóreo

Para determinar el patrón de distribución espacial de los árboles de los dos sitios de referencia, se usó la función $K(t)$ de Ripley's. La función cuenta el número de árboles vecinos dentro de una parcela circular de radio t , centrada en cada árbol del área de estudio. Este proceso se repite utilizando valores (radios) de t cada vez mayores. Se usó un intervalo de 0,25 m para incrementar t , iniciando con un $t=0.25$ y terminando con un $t=50$. Se siguió la recomendación de Haase (1995) para minimizar problemas de bordes y errores de aproximación en la medición de la ubicación de los árboles (Hanus *et al.* 1998). Para facilitar la interpretación de los resultados de la función $K(t)$ de Ripley's, se usó el estimador $L(t)$ resultando en un patrón lineal de L versus t bajo un proceso espacial de Poisson (aleatorizado) (Besag 1977). Se usó el siguiente estimador (Ripley 1979).

$$L(t) = \sqrt{\frac{K(t)}{\pi}} - t$$

El estimado $L(t)$ también estabiliza la varianza y da un valor esperado igual a 0 para una distribución de Poisson (aleatoria). Por lo tanto, $L(t)$ indica la diferencia entre el número de árboles dentro de una parcela circular de radio t y el número de árboles esperado bajo un proceso espacial de Poisson (aleatorio) (Hanus *et al.* 1998). Igualmente, se realizaron 199



simulaciones para comprobar la hipótesis nula del proceso de Poisson. Basados en los intervalos de confianza generados a raíz de la comprobación de la hipótesis nula, es posible diferenciar tres resultados. Si los valores de $L(t)$ se encuentran dentro de los intervalos de confianza, se observa una distribución espacial aleatoria. Si los valores de $L(t)$ son mayores que el límite superior del intervalo de confianza, entonces la distribución es agregada. Finalmente, si los valores de $L(t)$ están por debajo del límite inferior, la distribución puede ser uniforme o regular. Todos los cálculos de los índices y la estimación de la función $K(t)$ de Ripley's se realizaron con el apoyo de *scripts* proporcionados por el *Woodland Structure Analysis and Modelling Lab*. (Pommerening 2013) y con soporte de las librerías SPATSTAT (Baddeley y Turner 2005) y LATTICE (Sarkar 2013) del software Rstudio.

La parcela 1 mostró una distribución agrupada hasta una distancia de 50 m (figura 3). Para la parcela 2 se presentó un patrón agrupado hasta los 28 m, alcanzando su máximo agrupamiento entre los 8 m y 10 m. A partir de los 28 m hasta los 34 m se presenta un patrón aleatorio en la parcela 2 para luego finalizar de manera regular.

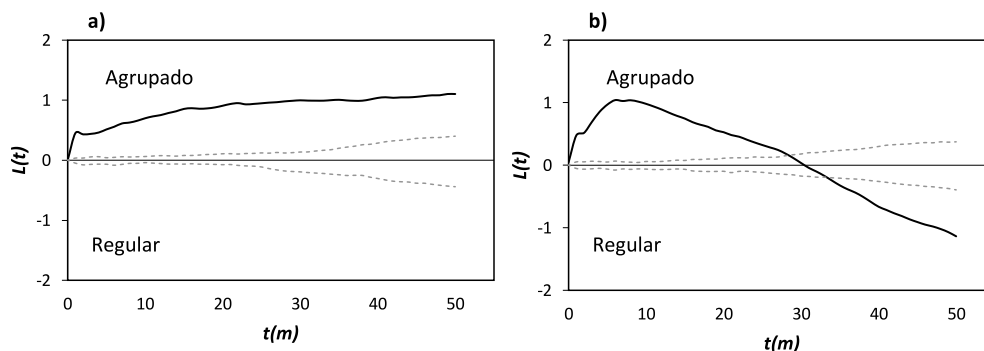


Figura 3. Resultados de $K(t)$ de Ripley's para la parcela P1 (a) y P2 (b). Las líneas punteadas indican intervalos de confianza del 95% para un proceso espacial aleatorio.

4.5 Caracterización de la Diversidad Estructural

Para caracterizar la regularidad de la estructura se consideraron tres índices: de mezcla de especies de diferenciación dimensional y de dominancia. Estos índices fueron estimados mediante el método de los 5 árboles (Albert 1999; Hui y Hu 2001). En este método se selecciona el árbol más cercano a un punto de muestreo dado (puede ser al azar), se elige a este individuo como árbol de referencia i y las características de sus cuatro vecinos inmediatos (dimensiones, especie y la distancia y azimut de sus posiciones) se relacionan con las de este árbol de referencia. Estos índices se calculan dentro de una ventana de observación (W), es decir los polígonos de las parcelas P1 y P2 (figura 1). El efecto borde es importante a la hora de caracterizar la estructura espacial correctamente. Los árboles que se encuentran cerca del borde W suelen tener parte de sus vecinos fuera de la parcela, lo que implica un error en la estimación de los valores de vecindad de los árboles que se encuentran dentro. Para evitar esto se aplicó el estimador NN1 probado por Pommerening y Stoyan (2006).



Índice de mezcla (M_i)

El índice de mezcla se utiliza para expresar la segregación de las diferentes especies en los bosques y se define como la proporción de los n vecinos más cercanos que son una especie diferente del árbol de referencia (Gadow 1999; Földner 1995). Este dado por:

$$M_i = \frac{1}{n} \sum_{j=i}^n v_j$$

donde $0 \leq M_i \leq 1$, v_j es igual a 0 cuando el árbol j es de la misma especie que el árbol de referencia i y será 1 en caso contrario (Gadow *et al.* 2007) (figura 4).

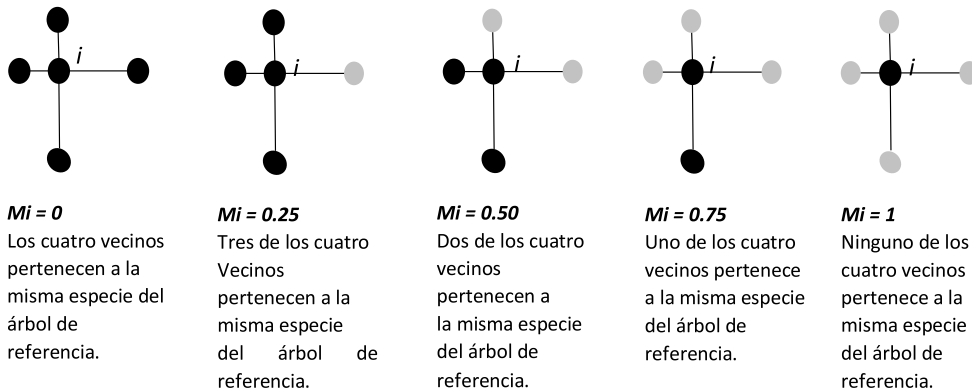


Figura 4. Representación esquemática del índice de mezcla (M_i).

El índice de mezcla tuvo un valor promedio de $0.51 (\pm 0.21)$ en P1 y $0.43 (\pm 0.28)$ en P2 cuando se considera la comunidad arbórea completa (figura 5). En P1 la mayor frecuencia se encuentra en la categoría 0.5, es decir que la mayoría ($>20\%$) de los individuos están rodeados por al menos dos individuos de especies diferentes. Para la parcela P2 la mayoría de los individuos se encuentran en la categoría 0 y 0.25 lo que indica un menor grado de mezcla. Respecto a *N. alexandrii*, la especie tiene su mayor frecuencia en la categoría 0.25 en ambas parcelas (P1 y P2) indicando que cuatro de los vecinos más cercanos son de la misma especie. Para *N. glauca*, su mayor frecuencia ocurrió en la categoría 0.5 para la parcela P1 y 0 para la P2, es decir que esta especie tiende a mezclarse más en la parcela P1.



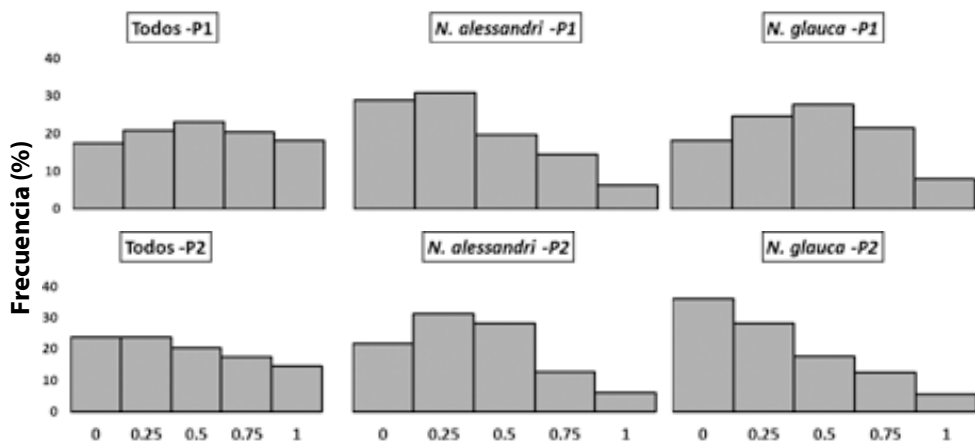


Figura 5. Índice de mezcla M_i por parcela P1 y P2, y grupo de especies en bosques de referencia de *N. alessandrii*.

Índice de dominancia (U_i)

Este índice también es conocido como medida de entorno y describe la dominancia relativa de una especie en su entorno directo. Se define como la dominancia del árbol referencia i con respecto a sus cuatro vecinos más cercanos, es decir, el número de árboles n más pequeños (en diámetro o altura) que el árbol de referencia (Hui *et al.* 1998; Aguirre *et al.* 2003). Esta dado por:

$$U_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n K_{ij}$$

Los valores de esta variable varían de 0 a 1: $U_i = 0.00$ si los cuatro vecinos son más grandes que el árbol de referencia i (suprimido); $U_i = 0.25$ si tres de los vecinos son más grandes que el árbol de referencia i (intermedio); $U_i = 0.50$ si dos de los vecinos son más grandes que el árbol de referencia i (codominante); $U_i = 0.75$ si uno de los cuatro vecinos es más grandes que el árbol de referencia i (dominante) y $U_i = 1$ si ninguno de los cuatro vecinos es más grande que el árbol de referencia i (muy dominante).

El índice de dominancia diamétrica no mostró ninguna tendencia para el análisis de todas las especies arbóreas por parcela, pero sí en el análisis por especies individuales (figura 6). Para el grupo de la especie *N. glauca* tiene la mayor proporción en la categoría 1 para la parcela P1, lo que indica que es una especie que domina sobre las que la rodean. Para el grupo de *N. alessandrii* la diferencia no es tan evidente y para ambas especies no se ve un dominio tan marcado en la parcela P2.

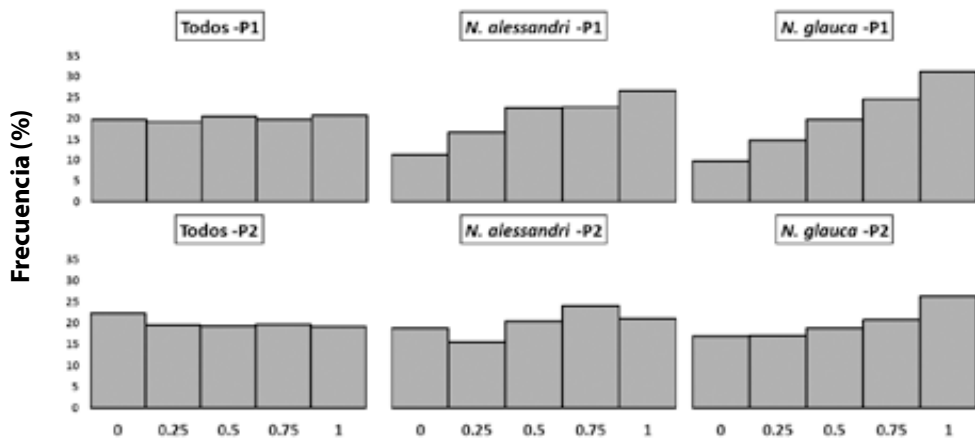


Figura 6. índice de dominancia diamétrica (U_i) por parcela P1 y P2 y grupo de especie

Índice de diferenciación dimensional (T_i)

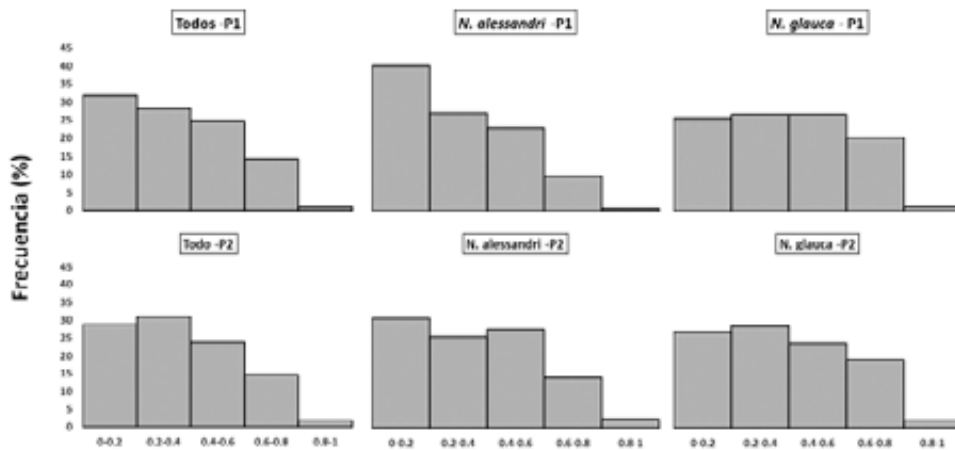
Aplicable a cualquier variable, como altura y diámetro, constituye un índice que representa el tamaño del árbol. Toma en cuenta los n árboles más cercanos al árbol de referencia i y está dado por:

$$T_i = 1 - \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \frac{\min(Dim_i, Dim_j)}{\max(Dim_i, Dim_j)}$$

El valor del T_i se incrementa al aumentar la diferencia media del tamaño de los árboles vecinos ($0 \leq T_i \leq 1$). Entre más bajo sea el valor de T_i las diferencias son menores, un valor de 0 indica que todos los árboles son del mismo tamaño (Gadow *et al.* 2007).

El índice de diferenciación dimensional alcanzó un grado leve y moderado en la parcela P1 y P2 respectivamente. Para el grupo de la especie *N. alessandrii* la categoría mayor representada es la leve en ambas parcelas, es decir que el tamaño de los árboles que lo rodean son similares a la especie en referencia. Este resultado fue mucho más evidente en la parcela P1. Los individuos de *N. glauca* cuentan con distribuciones similares desde las categorías débil hasta fuerte, lo que indica que los individuos presentan un amplio rango de distribución diamétrica (figura 7).





Diferenciación dimensional

(0-0.2= débil; 0.2-0.4= moderada; 0.4-0.6= clara; 0.6-0.8= fuerte; 0.8-1 = muy fuerte)

Figura 7. Índice de diferenciación diamétrica (T_i) para las parcelas P1 y P2 y por grupo de especie en bosques de referencia de *N. alessandrii*

4.6 Estructura Espacial de Bosques de Referencia *N. alessandrii*

Es fundamental aumentar la comprensión de la organización ecológica de los bosques con presencia de *N. alessandrii* dado su grado de amenaza y el interés por su restauración. La presente investigación se presenta como una de las primeras en realizar la caracterización espacio-estructural del ecosistema de referencia de la especie amenazada *N. alessandrii*. El análisis de la distribución espacial del ecosistema de referencia de ruil muestra que los árboles se encuentran principalmente agrupados. Este hecho demuestra la importancia de un enfoque de plantación basado en la referencia para la restauración, en lugar de un enfoque agrícola donde los árboles se plantan en hileras.

Las características de los rodales son similares a los encontrados por diversos autores (Donoso 1995; Santelices y Riquelme 2007): 20-30 cm DAP y 1516 árboles ha^{-1} . Los sitios forman complejas unidades boscosas muy ricas en especies, típico de bosques de segundo crecimiento y que generan condiciones que le permiten *N. alessandrii* competir con éxito ante *N. glauca* (San Martín *et al.* 1984). Igualmente es refugio para especies con algún grado de amenaza como *Citronella mucronata* (Ruiz & Pav.) D. Don.

Las densidades en las categorías inferiores de distribución diamétrica de los individuos de *N. alessandrii* reflejan un bajo nivel de reclutamiento de la especie (figura 2b). El establecimiento natural a partir de semillas parece ser escaso, pues a pesar de que existe una buena germinación un alto porcentaje de plántulas no alcanza a llegar a su tercer año de vida (Olivares *et al.* 2005). Por lo tanto, es necesario considerar la regeneración asistida para apoyar la restauración de estos bosques.



Para ambas parcelas de estudio se observó una distribución agrupada, que suelen ser típicas de los bosques regenerados naturalmente (van Laar y Akça 1997). Sin embargo, la P2 presentó una distribución agrupada solo hasta los 30 m posiblemente debido a la presencia de un curso de agua en el área. Se observó que el 60% de los árboles se encontraban en los primeros 30m del curso de agua y tan solo 6.8% ocurrió a los 60m.

La caracterización estructural arrojó un menor grado de mezcla y diferenciación diamétrica junto con un mayor índice de dominancia diamétrica para ruil (*N. alessandrii*) y hualo (*N. glauca*). *N. alessandrii* tiende a dominar más cuando se mezcla con pocas especies y tiende a generar grupos conespecíficos en un radio entre 3 y 5m. El bajo nivel de mezcla para *N. alessandrii* puede deberse a la alta capacidad de reproducción vegetativa de la especie (García 2000). Esto da origen al patrón espacial observado en las parcelas estudiadas en que los individuos de la especie se presentaban agrupados producto de los rebrotes del tocón de los árboles que habían sido cortados siglos atrás. Este bajo nivel de mezcla de *N. alessandrii* forma bosques casi puros insertos en una matriz de bosques de hualo (Olivares *et al.* 2005).

4.7 Recomendaciones para la Restauración

Es claro que la identificación y descripción de sitios de referencia permiten definir objetivos y metas claras y cuantificables de restauración (Miller *et al.* 2017). A pesar de las recomendaciones de la Sociedad de Restauración Ecológica, muchos planes de RE no contemplan el uso de un ecosistema de referencia (Méndez-Toribio *et al.* 2017) y solo un 9% de los proyectos usa la información para la planificación y establecimientos de objetivos antes de la implementación (Shackelford *et al.*, 2022)

Los resultados del presente estudio aportan a una de las prioridades más urgentes en la restauración ecológica de especies amenazadas que es la descripción de los ecosistemas de referencia cuyas superficies se pierden cada año (Noh *et al.* 2019). Debido a la fragmentación severa a la que están sometidos los paisajes donde se encuentra *N. alessandrii* (ver capítulo 7 de este libro), los ecosistemas se ven expuestos a un aumento en el número de fragmentos y aislamiento, lo que conlleva a una reducción en la calidad y cantidad de hábitat disponible (Palma 2004), lo que a su vez afecta los procesos ecológicos (Armenteras *et al.* 2006). Por lo anterior, la descripción de varios sitios de referencia de *N. alessandrii* es de vital importancia para construir un modelo de referencia dado el alto riesgo de extinción que enfrenta esta especie (Echeverría *et al.* 2019).

Replicar la distribución espacial del ecosistema de referencia en las acciones de restauración ecológica podría contribuir a recuperar atributos ecosistémicos indirectos como la resiliencia, la capacidad de adaptación al clima y el mejoramiento de las funciones ecológicas (Puettmann *et al.* 2009). Se recomienda realizar una restauración asistida simulando el patrón espacial del ecosistema de referencia de *N. alessandrii* en sitios afines biogeográficamente a la Reserva Nacional Los Riles. Esta implementación, involucra la plantación de árboles agrupados en cluster con diferentes densidades y combinación de



especies (Saha 2012). Aquí se debe considerar diferentes dimensiones y espaciamientos, al igual que composición. Esto permitirá replicar la diversidad estructural del área de restauración y asemejarla al patrón espacial del ecosistema de referencia.

Cuando se requiere implementar la RE a gran escala, es menester un análisis a nivel de paisaje para diseñar estrategias ya que muchos procesos ocurren a grandes extensiones espaciales (Wu y Li 2006). El objetivo de las actividades de restauración a este nivel, deben apuntar a crear y mantener un mosaico de etapas sucesionales y tipos de hábitat que mantenga poblaciones viables de especies que se darían naturalmente en la zona (Kuuluvainen *et al.* 2002).

Finalmente, es necesario el mantenimiento en el largo de toda acción de restauración ecológica con el fin de lograr que un mayor número de individuos alcancen su etapa adulta. Además, se requiere monitorear las estrategias de restauración bajo un enfoque de manejo adaptativo y evaluar su éxito tanto en el corto como en el largo plazo.

4.8 Bibliografía

Aguirre O, GY Hui, K Gadow, J Jiménez. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecol. Manage.* 183: 137–145.

Albert M. 1999. Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. Faculty of Forest Sciences, University Göttingen, Alemania. Tesis doctoral

Armenteras D, G Rudas, N Rodríguez, S Sua, M Romero. 2006. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators* 6: 353-368.

Baddeley A, R Turner. 2005. SPATSTAT: an R package for analyzing spatial point patterns *Journal of Statistical Software*, 12: 1-42

Baldwin H, M Barstow, M Rivers. 2018. The Red List of *Nothofagus*. Botanic Gardens Conservation International, Surrey, UK, 34.

BGCI. 2021. State of the World's Trees. BGCI, Richmond, UK

Besag J. 1977. Contribution to the discussion of Dr. Ripley's paper *J. R. Stat. Soc. B*, 39: 193-195

Bustamante R, C Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the Rül (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7:1607-1626.

Bustamante RO, J Simonetti. 2005. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in Central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasions* 7:243-249.

Baldwin H, Barstow M y Rivers M. 2018. The Red List of *Nothofagus*. Botanic Gardens Conservation International (BGCI), Richmond, UK.

Churchill D.J., A.J. Larson, M.C. Dahlgreen, J.F. Franklin, P.F. Hessburg, J.A. Lutz. (2013). Restoring forest resilience: From reference spatial patterns to silvicultural prescriptions and monitoring. *Forest Ecology and Management* 291: 442-457.

Donoso C. 1955. Bosques Templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. Tercera ed. Editorial Universitaria, Santiago, 484.

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

Echeverría C, R Fuentes, R Heilmayr. 2019. Cambios de uso de cobertura de suelo en la cordillera de la costa del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. En *Biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. C. Smith y F.A. Squeo (eds.) Editorial universitaria de Los Lagos. Osorno, Chile. pp. 471-486

Echeverría C, P Gatica, S Román, A Bordeu, C Espinoza. 2021. Más allá de la deforestación: restauración ecológica de bosques nativos en el Parque Nacional Nongún, Chile. Primera Edición. Universidad de Concepción. 123 p.



Franklin JF, KJr Cromack, W Denison, A Mckee, C Maser, J Sedell, F Swanson, G Juday. 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-118. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 48 p

Fülde K. 1995. Zur Strukturbeschreibung in Mischbeständen Forstarchiv 66: 149-161

Gadow KV. 1999 Waldstruktur und Diversität. Forest structure and diversity. Allg. Forst-u.J.-Ztg. 170: 117–122.

Gadow KV, SO Sánchez, GJG Álvarez. 2007. Estructura y crecimiento del bosque. Universidad de Göttingen, Göttingen.

Gadow K., C. Zhang, C. Wehenkel, A. Pommerening, J.J. Corral-Rivas, M. Korol, *et al.* (2012). Forest Structure and Diversity. 23: 29-83.

Gann GD, T McDonald, B Walder, J Aronson, CR Nelson, J Jonson, JG Hallett, C Eisenberg, MR Guariguata, J Liu, F Hua, C Echeverría, E González, N Shaw, K Decler, KW Dixon. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. Restor Ecol, 27: S1-S46.

García C. 2000. Propagación vegetativa de ruil (*Nothofagus alessandrii* Esp.) y quillay (*Quillaja saponaria* Mol.). Tesis. Universidad Católica del Maule.

Haase P. 1995. Spatial pattern in ecology based on Ripley's K-function: introduction and methods of edge correction J. Vegetation Sci., 6: 575-582

Hanus ML, DW Hann, DD Marshall. 1998. Reconstructing the spatial pattern of trees from routine stand examination measurements Forest Sci., 44: 125-133

Hechenleitner P, M Gardner, P Thomas, C Echeverría, B Escobar, P Brownless, C Martínez. 2005. Plantas amenazadas del centro-sur de Chile. Distribución, conservación y propagación. Ediciones Universidad Austral de Chile y Real Jardín de Edimburgo. 188 p.

Heilmayr R, C Echeverría, EF Lambin. 2020. Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon and biodiversity. Nature Sustainability.

Hui GY, YB Hu. 2001. Measuring species spatial segregation in mixed forest Forest Research, 14: 23-27

Kuuluvainen T, K Aapala, P Ahlroth, M Kuusinen, T Lindholm, T Sallantausta, J Siitonen, H Tukia. Principles of Ecological Restoration of Boreal Forested Ecosystems: Finland as an Example. Silva Fennica 36: 409-422

Méndez-Toribio M, C Martínez-Garza, E Ceconco, MR Guariguata. 2017. Planes actuales de restauración ecológica en Latinoamérica: Avances y omisiones. Revista de Ciencias Ambientales, 51:1-30.

Miller BP, EA Sinclair, MHM Menz, CP Elliot, E Bunn, LE Commander, E Dalziel, E David, B Davis,

TE Erickson, PJ Golos, SL Krauss, W Lewandowski, CE Mayence, L Merino-Martín, DJ Merrit, PG Nevill, RD Phillips, AL Ritchie, S Ruoss, JC Stevens. 2017. A framework for the practical science necessary to restore sustainable, resilient, and biodiverse ecosystems. *Restor Ecol*, 25: 605-617.

Moeur M. 1993. Characterizing spatial patterns of trees using stem-mapped data. *Forest Sci.*, 39: 756-775

Noh J, C Echeverría, A Pauchard, P Cuenca. 2019. Extinction debt in a biodiversity hotspot: the case of the Chilean Winter Rainfall-Valdivian Forests. *Landscape and Ecological Engineering* 15:1-12.

Noss R. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.

Olivares P, J San Martín, R Santelices. 2005. Ruil (*Nothofagus alessandrii*): Estado del Conocimiento y Desafíos para su Conservación. Comisión Nacional del Medioambiente. Talca, Chile. 55 p.

Otavo S. y C. Echeverría., 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 924-935.

Palma, K. 2004. Evaluación de la degradación de los fragmentos vegetacionales de *Nothofagus alessandrii*, "Ruil", en el periodo 1991-2003, en la VII Región del Maule. Tesis de grado para optar al título de ingeniería forestal de la universidad de Talca.

Olivares, P., San Martín, J., Santelices, R., 2005. Ruil (*Nothofagus alessandrii*): Estado del conocimiento y desafíos para su conservación. Departamento de Protección de Recursos Naturales, Comisión Nacional del Medio Ambiente, Región del Maule. Talca, Chile.

Pommerening A. 2002. Approaches to quantifying forest structures. *Forestry*, 75 :305-324

Pommerening A, D Stoyan. 2006. Edge-correction needs in estimating indices of spatial forest structure. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 1723-1739

Pommerening A. 2013. Woodland structure analysis and modelling Lab. Recuperado el 15 Marzo, 2021 de: https://www.pommerening.org/wiki/index.php?title=Arne_Pommerening%27s_Forest_Biometrics_%26_Quantitative_Ecology_Lab#Selected_R_scripts_and_C.2B.2B_files

Puettmann KJ, DK Coates, C Messier. 2009. A Critique of Silviculture: Managing for Complexity. Island Press, Washington, DC.

Raventós J., E. Mujica, T. Wiegand, A. Bonet. 2011. Analyzing the Spatial Structure of *Broughtonia cubensis* (Orchidaceae) Populations in the Dry Forests of Guanahacabibes, Cuba. *Biotropica* 43(2): 173-182.

Ripley BD. 1979. Modelling spatial patterns *J. R. Stat. Soc. B*, 39: 172-212 (with discussion)

Saha S. 2012. Development of tree quality, productivity, and diversity in oak (*Quercus robur*



and *Q. petraea*) stands established by cluster planting. University of Freiburg (<http://www.freiburg.uni-freiburg.de/volltexte/9960/>). 105 p.

Salas C., V. LeMay, P. Núñez, P. Pacheco, A. Espinosa. (2006). Spatial patterns in an old-growth *Nothofagus obliqua* forest in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 231(1-3): 38-46

San Martín J, H Figueroa, C Ramírez. 1984. Fitosociología de los bosques de ruil (*Nothofagus alessandrii* Espinosa) en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 57: 171-200.

San Martín J, C Donoso. 1995. Estructura Florística e Impacto Antrópico en el Bosque Maulino de Chile. Pp. 153-168. En: *Ecología de los Bosques Nativos de Chile*. J.J. Armesto, C. Villagrán y M.K. Arroyo. Editores. Editorial Universitaria. 477 pp.

Santelices R, Riquelme M. 2007. Antecedentes dasométricos de *Nothofagus alessandrii* de la procedencia Coipué. *Bosque* 28:281-287.

Santelices R, F Drake, C Mena, R Ordenes, RM Navarro-Cerrillo. 2012. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 39: 521-531.

Sarkar D. 2013. Lattice graphics. Package 'lattice'. Recuperado el 15 febrero, 2021 de: <http://cran.r-project.org/web/packages/lattice/lattice.pdf>

Shackelford, N., Dudney, J., Stueber, M.M., Temperton, V.M. and Suding, K.L. (2022), Measuring at all scales: sourcing data for more flexible restoration references. *Restor Ecol* e13541. <https://doi.org/10.1111/rec.13541>

Van Laar A, A Akça. 1997. *Forest Mensuration* Cuvillier Verlag, Göttingen, Germany . 418 pp

Wu J, H Li. 2006. Concepts of scale and scaling. En *Scaling and uncertainty analysis in ecology: methods and applications*, pp. 3-15. Springer-Verlag, New York

Zhang ZH, G Hu, JD Zhu, DH Luo, J Ni. 2010. Spatial patterns and interspecific associations of dominant tree species in two old-growth karst forests, SW China. *Ecological Research* 25: 1151-1160



Dr. José San Martín Acevedo: Se desempeñó en diferentes universidades del país, siendo la Universidad de Talca, donde ejerció como director del Instituto de Biología Vegetal y Biotecnología y preferentemente como académico en diversas cátedras para estudiantes de pre y posgrado de las ciencias forestales. Los que tuvimos la posibilidad de conocerle, distinguimos a un experto entusiasta de los ecosistemas nativos de la Región del Maule, aportando con su conocimiento a mejorar éste valioso recurso, para lo cual trabajó con diversas instituciones públicas y privadas, entre ellas servicios del Estado, empresas, ONGs, profesionales e interesados en el tema. En este ámbito, es el referente regional más significativo, su trayectoria inicia-

da en 1973 como profesor de biología y ciencias de la Universidad de Chile, luego logrando grado de magister mención botánica de la Universidad Austral y finalmente el grado doctor en recursos naturales de la Technische Universität, Dresden Alemania, son aval de su constante aprendizaje que fue puesto al servicio de su querida Región.

Es autor de múltiples textos científicos y académicos, formador de profesionales y personas amantes de los ecosistemas forestales nativos. Esta obra, reconoce al mayor defensor y conocedor de los bosques de ruil y su hábitat. Hoy ya retirado de la actividad académica, continua su destacado aporte a la región y al país a través de este libro titulado "LOS BOSQUES RELICTOS DE RUIL: ECOLOGÍA, BIODIVERSIDAD, CONSERVACIÓN y RESTAURACIÓN".

Dr. Iván Quiroz