



Universidad de Concepción Facultad de
Ciencias Naturales y Oceanográficas



**Propuestas de Restauración Ecológica en
fragmentos de bosque nativo de preservación
asociado al hábitat de *Citronella mucronata*.**



Por: Julieta Erice Inostroza
Prof. Guía: Dr. Mauricio Aguayo Arias

Abril 2021, Concepción, Chile

Índice

Resumen	7
Abstract	8
AGRADECIMIENTOS	9
INTRODUCCIÓN	10
PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	16
OBJETIVOS	17
METODOLOGÍA	18
RESULTADOS	24
1. Factores de alteración al hábitat.....	24
1.1. Incendios forestales.....	24
1.2. Corta irregular de vegetación nativa.....	31
1.3. Presencia de especies exóticas.....	32
1.4. Ganadería.....	42
2. Características del área de afectación.....	43
2.1. Bosque nativo renoval.....	46
2.2. Bosque nativo con exóticas asilvestradas.....	51
2.3. Matorral y matorral arborescente.....	56
2.4. Plantaciones forestales.....	58
2.5. Descripción general del suelo.....	60
3. Bosque de referencia.....	62
4. Clasificación según nivel de degradación.....	70
5. Preparación.....	73
6. Propuestas para restaurar.....	78
1º nivel (fragmento B):.....	78
2º nivel (fragmento A):.....	82
3º nivel (fragmento C):.....	86
Prácticas generales:.....	88

<i>Citronella mucronata</i>	91
7.Análisis de fragmentación	95
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	97
REFERENCIAS	101



Índice de tablas

Tabla 1. Prioridad de protección predial.....	26
Tabla 2. Velocidad de propagación de un incendio de acuerdo a la topografía dominante. (CONAF 2018).....	29
Tabla 3. Resistencia al control de un incendio, de acuerdo con la vegetación dominante. (CONAF, 2018).....	30
Tabla 4. Especies nativas y exóticas dominantes en el dosel superior en bosque nativo con especies exóticas asilvestradas.....	35
Tabla 5. Especies exóticas y nativas dominantes en matorrales arborescentes.	37
Tabla 6. Especies exóticas y nativas dominantes en matorrales.	38
Tabla 7. Abundancia de especies exóticas en términos de cobertura.....	40
Tabla 8. Coberturas de suelo.....	44
Tabla 9. Especies dominantes según estrato del bosque.	49
Tabla 10. Estructura de la población de <i>C. mucronata</i> en renoval de bosque nativo.	50
Tabla 11. Especies nativas y exóticas dominantes según estrato del bosque.	54
Tabla 12. Estructura de la población de <i>C. mucronata</i> en renoval de bosque nativo con exóticas asilvestradas.....	55
Tabla 13. Estructura de la población de <i>C. mucronata</i> en matorrales.....	57
Tabla 14. Estructura de la población de <i>C. mucronata</i> en plantaciones forestales.....	60
Tabla 15. Estratos del perfil del suelo.	61
Tabla 16. Coberturas del suelo en hectáreas para cada fragmento (A, B y C).....	71
Tabla 17. Porcentajes de coberturas del suelo por fragmento (A, B y C), clasificados por estado o nivel de degradación. (Los porcentajes corresponden al 100% del área total de cada fragmento).....	71
Tabla 18. Esquemas sucesionales (según registros de literatura y datos obtenidos en terreno para un bosque mixto de la zona central-sur de Chile).....	93
Tabla 19. Tratamientos pregerminativos de algunas de las especies nativas más comunes.	94
Tabla 20. Cantidad de individuos para sembrar, por hectárea, de cada gremio ecológico en relación con su diagrama de siembra.	95
Tabla 21. Métricas de fragmentación.	96

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio	18
Figura 2. Modelo hipotético de degradación de ecosistemas. Modificado de Whisenant (1999).	21
Figura 3. Ocurrencia de incendios.....	26
Figura 4. Variables de riesgo potencial de incendios forestales.....	28
Figura 5. Velocidad de propagación de un incendio	29
Figura 6. Resistencia al control de un incendio, de acuerdo a la vegetación dominante....	30
Figura 7. Corta irregular de vegetación nativa.....	32
Figura 8. Área de protección del hábitat de <i>C. mucronata</i>	33
Figura 9. Presencia de <i>Pinus radiata</i> en bosque nativo renoval	34
Figura 10. Bosque nativo con especies exóticas asilvestradas.	36
Figura 11. Presencia de especies exóticas en matorral arborescente.....	37
Figura 12. Presencia de especies exóticas en matorrales.....	39
Figura 13. Parcelas de muestreo dentro de límites constructivos.....	40
Figura 14. Parcelas de muestreo según abundancia de especies exóticas.....	41
Figura 15. Área de protección hábitat <i>C. mucronata</i>	44
Figura 16. Coberturas de suelo	45
Figura 17. Parcelas de muestreo, calicatas y prospección de <i>C. mucronata</i>	46
Figura 18. Bosque nativo renoval.....	47
Figura 19. Registro de presencia de <i>Nothofagus obliqua</i>	48
Figura 20. Distribución espacial de <i>C. mucronata</i> en renoval de bosque nativo.....	50
Figura 21. Bosque nativo con exóticas asilvestradas	52
Figura 22. Bosque nativo con exóticas asilvestradas con presencia de individuos de <i>Pinus radiata</i> de gran tamaño (en la fotografía se visualizan las copas de los árboles de dicha especie).	53
Figura 23. Distribución espacial de <i>C. mucronata</i> en bosque nativo con exóticas asilvestradas.....	55
Figura 24. Matorral y matorral arborescente.	56
Figura 25. Distribución espacial de <i>C. mucronata</i> en matorrales	58
Figura 27. Distribución espacial de <i>C. mucronata</i> en plantaciones forestales	60

Figura 28. Esquema de la vegetación de Chile central en un gradiente latitudinal de Norte (izquierda) a Sur (derecha). Fuente: Dallman 1998.	65
Figura 29. Diferenciación de fragmentos (A, B y C).....	70
Figura 30. Trampa de semillas para colecta en fragmentos de bosque secundarios y primarios. A) Esquema de colecta, tomado de Bechara (2005).	81
B) Muestra de campo para colecta de semillas.	81
Figura 31. Transporte del suelo al sitio por restaurar con micro y macro organismos que facilitan la colonización. A) Esquema de colecta, tomado de Reis et al. (2003). B) Muestra de campo para transposición de suelos.....	81
Figura 32. Distribución de los sitios de siembra de las semillas, en cada sitio se siembran tres a cinco semillas en cinco huecos para una hectárea por restaurar.....	84
Figura 33. Distribución de los sitios de transposición de suelos en una hectárea por restaurar.....	85
Figura 34. Distribución de las plántulas en la técnica de siembra en grupos de Anderson (1953)	85
Figura 35. Conformación del sistema de siembra de plántulas. Los colores corresponden a árboles de especies diferentes para una hectárea por restaurar. Modificación basada en el sistema de grupos de Anderson (1953).	86
Figura 36. Diagrama de siembra sugerido para un área de 1.800 m ² (51,5 x 36,75 m) con un distanciamiento de 3,5 x 3,5 m en el sistema de siembra tresbolillo de restauración ecológica.....	88
Figura 37. Principales condiciones de bosques nativos degradados del sur de Chile que requieren definir estrategias de restauración, y aproximaciones silviculturales para enfrentar estas situaciones.	100

Resumen

Debido al aumento descontrolado de la actividad humana y sus requerimientos, se ha provocado la destrucción y degradación de múltiples ecosistemas naturales, generando una pérdida de biodiversidad y disminución de hábitats, alterando su funcionamiento y afectando negativamente la sustentabilidad de las poblaciones humanas. Los ecosistemas naturales son el soporte para la vida en el planeta, proporcionando beneficios sociales, económicos y ambientales a la humanidad, así como también satisfacen necesidades básicas y mejoran la calidad de vida a través del consumo de bienes y servicios. Debido a esta importancia es necesario proteger aquellas áreas naturales que se encuentren aun sin intervención y mitigar, reparar y compensar aquellos ecosistemas que se encuentran degradados. Desde esta necesidad surge la Restauración Ecológica, definida como el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER 2004). Diversos aspectos inciden en el éxito de un proyecto de restauración, como el estado de conservación del área y la historia de perturbaciones que han afectado al lugar, entre otros. En este estudio se elaboraron propuestas de Restauración Ecológica para áreas naturales con bosque nativo de preservación en la provincia de Arauco, región del Biobío, Chile, reconocido *hotspot* de clima Mediterráneo por su alto grado de endemismo y degradación, en donde habita una especie endémica con problemas de conservación: *C. mucronata*, cuyo hábitat se ve afectado por el emplazamiento de un Proyecto Energético Eólico y se encuentra bajo constantes presiones y amenazas tales como operaciones forestales, invasión de especies exóticas, corta irregular de vegetación nativa, incendios forestales y ganadería. Como objetivos principales están la asignación de medidas que permitan mitigar tales amenazas, proponiendo en base a las características ecológicas particulares de cada área y su nivel degradación, estrategias que permitan restaurar a un nivel ecológico sucesional el funcionamiento natural de las áreas afectadas y comprobando a través de análisis de fragmentación el éxito de las propuestas de restauración.

Abstract

Due to the uncontrolled increase in human activity and its needs, the destruction and degradation of multiple natural ecosystems has been caused, generating a loss of biodiversity and a decrease in habitats, altering their functioning and negatively affecting the sustainability of human populations. Natural ecosystems are the support for life on the planet, social, economic and environmental benefits to humanity, as well as satisfy basic needs and improve the quality of life through the consumption of goods and services. Due to this importance, it is necessary to protect those natural areas that are still without intervention and mitigate, repair and compensate those ecosystems that are degraded. From this need arises Ecological Restoration, defined as the process of assisting in the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged or destroyed (SER 2004). Various aspects affect the success of a restoration project, such as the state of conservation of the area and the history of disturbances that have affected the place, among others. In this study, Ecological Restoration proposals were elaborated for natural areas with native preservation forest in the province of Arauco, Biobío region, Chile, a recognized Mediterranean climate hotspot for its high degree of endemism and degradation, where an endemic species lives with conservation problems: *C. mucronata*, whose habitat is affected by the location of a Wind Energy Project and is under constant pressure and threats such as forestry operations, invasion of exotic species, irregular cutting of native vegetation, forest fires and livestock. The main objectives are the assignment of measures to mitigate such threats, proposing based on the particular ecological characteristics of each area and its level of degradation, strategies that will seek to restore a successional ecological level the natural functioning of the affected areas and checking through fragmentation analysis the success of restoration proposals.

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo, debo agradecerme por perseverar y superar los obstáculos que se me han presentado en la vida, he logrado aprender de ellos y sacar lo mejor de cada proceso. Esto me ha permitido concluir una de las etapas más importantes en mi vida, lo que escogí hacer por amor a mis raíces, a mi entorno, a mi origen. Gracias a mí por permitirme escucharme y seguir mi pasión, por no ser indiferente y siempre seguir mis ideales. A mi familia por creer que lo lograría, por darme el sustento y la educación que me permitió llegar hasta aquí, sin ellos quizás la historia sería distinta.

Gracias a mi profesor guía Mauricio Aguayo que ha sido de gran apoyo para mi formación, por enseñarme herramientas que me permitirán desenvolverme profesionalmente, y por su gran paciencia y amabilidad. Agradezco también a cada docente que me enseñó las maravillas de la vida, a ampliar mis conocimientos, gracias por ser mi inspiración y demostrarme que el mundo es inmensa y diversamente grande.



INTRODUCCIÓN

Cada vez se vuelve más evidente el cambio que ha sufrido el planeta en el que vivimos, causado por las múltiples y descontroladas intervenciones humanas donde nuestros requerimientos se toman como prioridad sin importar que muchas veces esto conlleva la destrucción y degradación profunda de hábitats de especies que habitan junto a nosotros/as. La fragmentación de bosques naturales es una de las principales amenazas para los ecosistemas siendo uno de los principales factores que provocan la gran pérdida de biodiversidad en el mundo (Turner 1996, Dale & Pearson 1997). Los cambios producidos por la fragmentación se ven de distinta forma reflejados en la estructura del paisaje como el tamaño, forma o posición de los fragmentos (Turner et al. 2001). Dicho de otra forma, la fragmentación de paisajes anteriormente continuos causado por la urbanización en sus diferentes formas (e.g. lineal, aislado o continuo) afecta el tamaño y número de parches de paisajes naturales y seminaturales, sus formas y dimensiones, la conectividad entre parches y su aislamiento, entre otros, influyendo sobre numerosos procesos ecológicos (Forman 1995) manifestando sus principales efectos a través de la reducción de la biodiversidad y aumentando el aislamiento de hábitats (Skole & Tucker 1993). Este proceso también puede tener efectos demográficos y genéticos negativos sobre poblaciones amenazadas, que contribuye a disminuir la interacción de plantas con sus polinizadores, produce cambios microclimáticos y reduce la heterocigocidad, afectando la viabilidad y poniendo en riesgo la persistencia de las poblaciones en el tiempo (Tomimatsu & Ohara 2003). Esta pérdida pone en peligro tanto la continuidad de las especies como el equilibrio de los ecosistemas, afectando negativamente la sustentabilidad de las poblaciones humanas (Hoekstra et al. 2005, Butchart et al. 2010), ya que los ecosistemas naturales son el soporte para la vida en el planeta, los bosques proporcionan beneficios sociales, económicos y ambientales a la humanidad,

satisfacen las necesidades básicas de las personas y mejoran su calidad de vida gracias al consumo de bienes y servicios, ya sea directa o indirectamente (FAO 2014). Si bien la pérdida de biodiversidad no es un fenómeno nuevo, lo alarmante es la rapidez y la escala con que se produce este cambio (Haddad et al. 2015, Keinath et al. 2017) y que esta pérdida no está siendo compensada ni recuperada, por ello la restauración de los ecosistemas perdidos se vuelve fundamental para recuperar su funcionamiento natural, restituir los servicios ecosistémicos y, en efecto, mejorar la calidad de vida de los seres humanos.

Desde la revolución industrial hace aproximadamente dos siglos, los avances tecnológicos se han multiplicado y la población mundial ha aumentado de manera exponencial, lo que ha traído consigo un incremento de las demandas socioeconómicas y la intensificación de sus actividades (Wu 2013). En este sentido, el ser humano es responsable por la degradación y pérdida de los bosques, la cual, es impulsada por causas directas de la conversión de la tierra a agricultura, plantaciones forestales exóticas, expansión de asentamientos y desarrollo de infraestructura, entre otras (Miranda et al. 2016, Steininger et al. 2001, Teixido et al. 2010); Y causas subyacentes como el desarrollo económico, factores tecnológicos, políticas gubernamentales y tendencias demográficas (Geist & Lambin 2002, Gong et al. 2013, Lambin et al. 2001, Liu et al. 2016). Los cambios en el uso y la cobertura del suelo son tan generalizados que cuando se agregan globalmente afectan aspectos clave en la relación humano-ambiente y tienen un impacto directo en la diversidad biótica (Sala et al. 2000). Se considera que las alteraciones ambientales causadas por el cambio del uso del suelo en el último siglo han sido tan drásticas como las que ocurrieron durante los períodos glaciales (NCR 2001). Como la población mundial crece rápidamente, se predice un aumento del 15% en los próximos 15 años (UN 2012), por lo que el consumo per cápita también aumentará, lo que resulta en una fuerte presión y demanda sobre los recursos naturales (FAO 2015, McLaughlin 2011).

Por esta necesidad es que surge y se ha desarrollado el área de la Ecología de la Restauración, que corresponde al uso y análisis de los conocimientos de ecología para idear procesos de restauración de ecosistemas (SER 2004), dando paso a la Restauración Ecológica, definida como el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER 2004). También Lamb & Gilmour (2003), lo plantean como, el re-establecimiento de la estructura, productividad y diversidad de especies de un ecosistema originalmente presente y donde con el tiempo, los procesos ecológicos y sus funciones coincidirán con las del ecosistema original. Siendo útiles diversos aspectos de la ecología, como conocer las consecuencias del efecto Allee, los análisis de viabilidad poblacional, las relaciones tróficas, así como las dinámicas de metapoblaciones y metacomunidades (Young et al. 2005). Además, la teoría sucesional y los modelos de estados transitorios, entregan una base conceptual para la restauración, pero el reciente desarrollo de la teoría de los ensamblajes y la potencial importancia de los estados estables alternativos, han motivado una gran cantidad de libros y artículos (Whisenant 1999, Young et al. 2005), lo cual hace cada vez más importante tener una visión enfocada a los procesos e interacciones ecológicas para restaurar las áreas degradadas, así como también es necesario considerar variables espaciales y ambientales, ya que en su efecto, explica aproximadamente 50% de la variabilidad en la dinámica de las metacomunidades (Cottenie 2005) y no incluirlas podría incidir en el éxito de la Restauración Ecológica, ya sea en su integración al paisaje, o en la persistencia a través del tiempo para dichas comunidades restauradas. Además, la integración de aspectos ecológicos y socioeconómicos permite tener una visión más consistente y amplia de la Restauración Ecológica (Wortley 2013), convirtiéndose así en una herramienta primaria y útil para revertir la crisis mundial de disminución y degradación de la biodiversidad, demostrado por el creciente número de publicaciones científicas de esta área en los últimos años (e.g Brudvig 2011, Wortley 2013)

La región mediterránea de Chile central, desde mediados del siglo XVII ha sido severamente impactada por actividades antrópicas directas, tales como talas, incendios y pastoreo, y otras indirectas tales como la herbivoría generada, por ejemplo, por el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*). Todos estos factores han cambiado radicalmente los ecosistemas originales de Chile central (Fuentes & Hajek 1979, Fuentes & Muñoz 1995, Quintanilla 2000, Holmgren 2002, Fernández et al. 2009, Shulz et al. 2010). Siendo los bosques esclerófilos de Chile el tipo de ecosistema que más se ha reducido en superficie en el país (Luebert & Pliscoff 2005), y el tipo forestal con mayor degradación y alteración de su composición y estructura original (Donoso 1993, Gajardo 1994).

El bosque esclerófilo de Chile central ha sido clasificado y caracterizado vegetacionalmente en numerosas oportunidades (Gajardo 1994, Luebert & Pliscoff 2005). Este ecosistema se distribuye en Chile desde aproximadamente los 31°S hasta los 37°S, dentro de una región dominada por un clima de tipo Mediterráneo, y es dominado por diversas formas de vida, desde arbustos espinosos hasta especies arbóreas esclerófilas y laurifolias. Globalmente los ecosistemas con clima tipo mediterráneo presentan severos problemas de degradación y fragmentación y a pesar de que representan menos del 5% de la superficie terrestre, estas regiones han sido reconocidas como *hotspots* de biodiversidad con prioridad de conservación. Los *hotspot* de biodiversidad son áreas donde el hábitat original ha sido fuertemente impactado por las acciones del ser humano, con una pérdida de más del 70% de su vegetación primaria (Myers et al. 2000). En la actualidad se han definido 35 *hotspots*, que contienen al menos el 50 y 77% de los endemismos de plantas vasculares y vertebrados en el mundo, respectivamente (Mittermeier et al. 2011).

El *hotspot* "Chilean Winter rainfall-Valdivian forests" se ubica principalmente en Chile y se extiende desde la costa del Pacífico hasta las cumbres andinas, incluyendo la estrecha franja costera, más las islas de Juan Fernández, y una pequeña área de bosques adyacentes de Argentina (Arroyo et

al. 2008). La gran diversidad de especies y taxa superiores y altos niveles de endemismo en Chile, se debe a su posición intersticial entre las provincias Neotropical y antigua Gondwana, sumado a su carácter insular producto del aislamiento geográfico del resto del continente sudamericano por la Cordillera de los Andes y por el desierto de Atacama (Armesto et al. 1998, Arroyo et al. 2008). Se caracteriza por albergar un total de 3.893 especies de plantas vasculares nativas, donde el 50,3% de ellas son endémicas, además de contener más de la mitad de los bosques templados del hemisferio sur (Arroyo et al. 2008, Donoso 1993).

La cordillera de Nahuelbuta corresponde a uno de los ecosistemas menos protegidos y más alterados del *hotspot* chileno. Esta zona en sus orígenes estaba cubierta de bosques nativos, donde especies milenarias como *A. araucana* cubrían las cumbres de los cerros montañosos. Con la llegada de la colonización inicio una larga historia de transformación del paisaje y pérdida a gran escala de bosques nativos (Lara et al. 2012), lo cual, y a partir de los años 1970's, ocurrió en gran medida por el establecimiento y crecimiento significativo de plantaciones forestales exóticas, debido a la promulgación del Decreto Ley 701 de 1974 (Aguayo et al. 2009, Echeverria et al. 2006, Lara et al. 2012). En la actualidad, la gran mayoría de las áreas costeras se han reforestado con especies exóticas, principalmente *Pinus radiata* D.Don y *Eucalyptus globulus* Labill (Miranda et al. 2016, Smith-Ramirez 2004). Estudios recientes demuestran una pérdida de bosque nativo de 33% en 25 años asociada principalmente a la sustitución por plantaciones forestales, una profunda transformación del paisaje y una fragmentación avanzada de los bosques nativos (Otavo 2018). Este patrón de pérdida de hábitat podría contribuir a incrementar sustancialmente el riesgo de extinción local de especies amenazadas, más aún si se considera su baja densidad poblacional y disminución continua, requerimientos ecológicos y la poca protección ecosistémica en el área de estudio, como es el caso de *Citronella*

mucronata, especie en estudio que corresponde un árbol siempreverde endémico de Chile (Benoit 1989), clasificada según el RCE (Reglamento de Clasificación de especies Silvestres) como Vulnerable (VU) debido a que posee una larga pero discontinua distribución desde la región de Coquimbo hasta la región de la Araucanía, sus poblaciones suelen ser pequeñas y con un cierto grado de aislamiento entre ellas, además, posee su mayor porcentaje de puntos de presencia en la cordillera de la costa (Echeverría 2006)

Este estudio tiene como objetivo diseñar propuestas que permitan restaurar el hábitat de *C. mucronata*, el cual se encuentra dentro de un área de afectación de un Proyecto Energético Eólico que se ubica sobre la Cordillera de la Costa, en la provincia de Arauco, región del Biobío; y afectará 3,54 ha de bosque nativo de preservación asociado al hábitat de *C. mucronata* y a aproximadamente 500 ejemplares de dicha especie; El área que se desea proteger corresponde a tres (3) fragmentos de bosque nativo insertos en una matriz dominada por plantaciones forestales, los cuales se encuentran sometidos a diversas presiones antrópicas tales como invasión de especies exóticas, corta irregular de vegetación nativa, incendios forestales, actividad ganadera y operaciones forestales. Estas intervenciones han provocado que los fragmentos presenten distintos niveles de degradación, por lo que se pretende asignar medidas para mitigar las presiones y amenazas presentes, y proponer, en base a las características particulares de cada sitio, estrategias que restauren a un nivel ecológico sucesional los ecosistemas dañados.

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

Las preguntas que orientan esta investigación:

Según el estado de degradación de las áreas, las presiones y amenazas presentes identificadas en los fragmentos de bosque nativo asociado al hábitat de *C. mucronata*:

- ¿Qué acciones se podrían implementar para mitigar las presiones y amenazas presentes en el hábitat de *C. mucronata*?
- ¿Qué acciones se podrían implementar para restaurar el funcionamiento natural del bosque asociado al hábitat de *C. mucronata*?



OBJETIVOS

General:

Elaborar una propuesta de Restauración Ecológica integral para áreas con distintos niveles de degradación, presiones y amenazas, en donde habita una especie con problemas de conservación: *C. mucronata*

Específicos:

- 1) Identificar y caracterizar presiones y amenazas que afectan al ecosistema que se busca proteger.
- 2) Caracterizar el área correspondiente al bosque nativo de preservación asociado al hábitat de la especie focal *C. mucronata*.
- 3) Caracterizar el bosque que se utilizara como referencia para las propuestas de restauración.
- 4) Clasificar áreas de afectación en estados o niveles de degradación.
- 5) En función del nivel de degradación que presenten las áreas afectadas, asignar medidas que mitiguen las perturbaciones (presiones y amenazas) al hábitat asociado a *C. mucronata*.
- 6) En función del nivel de degradación que presenten las áreas afectadas, proponer medidas fundamentadas e integrales que permitan restaurar el funcionamiento natural del hábitat de *C. mucronata*.
- 7) Demostrar mediante análisis de fragmentación el aumento del área de bosque nativo producto del éxito de las estrategias de restauración.

METODOLOGÍA

Área de estudio

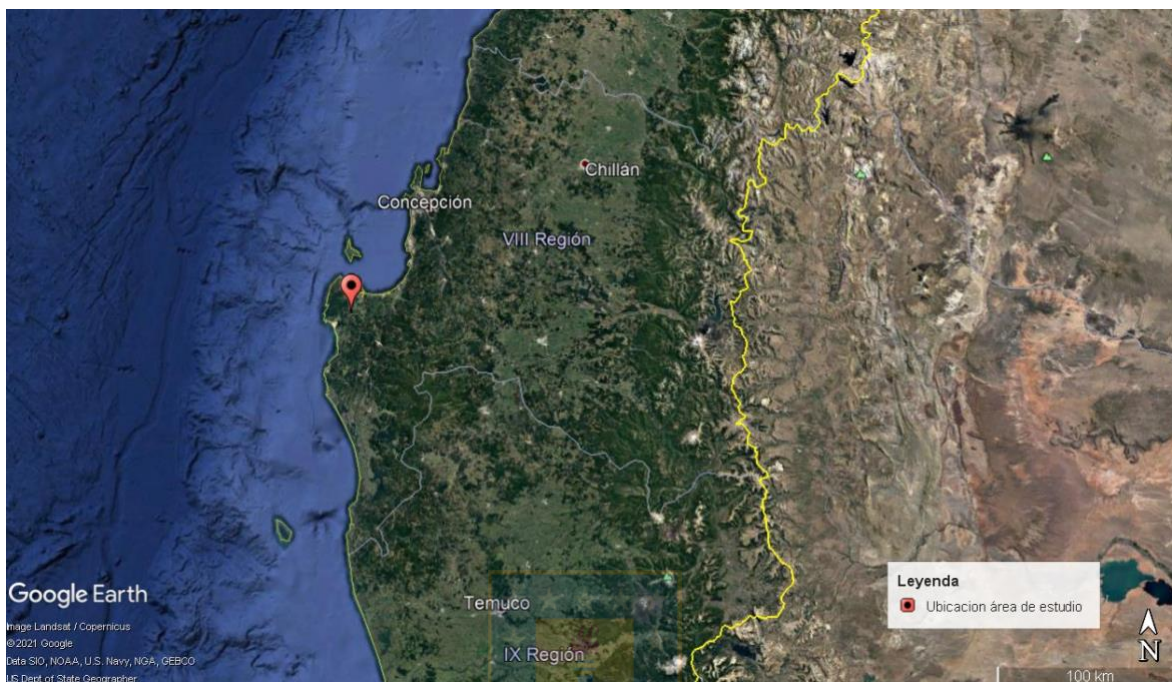


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio

El área de estudio se encuentra situada geográficamente sobre la cordillera de la costa, en la región del Biobío (**Figura 1**), la cual constituye un área de transición bioclimática entre las zonas meso e higromórfica de Chile, lo que permite encontrar una amplia diversidad de plantas y animales que caracterizan los ecosistemas del centro y sur del país (Hajek 1991); Se encuentra a aproximadamente entre los 200msnm y 37° S de latitud. Debido a que presenta características de una zona transicional, con elementos del bosque templado mediterráneo y elementos de la zona higromórfica, se obtiene como resultado bosques mixtos donde habitan especies características de los bosques caducifolio, esclerófilo, laurifolio y siempreverde. Debido a esto y la falta de información específica para la zona en estudio, se torna difícil establecer características

particulares que definan un ecosistema de referencia antes de sufrir impactos por el ser humano, por lo que en este trabajo se tomarán referencias bibliográficas generales sobre los tipos de bosques que se encuentran en esta zona y atributos de las especies que actualmente habitan las áreas con menor degradación.

1) Identificar y caracterizar los distintos factores de alteración (presiones, amenazas y/o barreras) que afectan al ecosistema en estudio.

Se revisó la información disponible del Servicio de Evaluación de Impacto Ambiental correspondiente a las áreas de afectación del Proyecto energético Eólico emplazado en la provincia de Arauco, Región del Biobío, con la finalidad de identificar y caracterizar los distintos factores de alteración que ocurren en el ecosistema, describiendo además el estado de conservación actual del hábitat de *C. mucronata*.

Se le denomina tensionantes o barreras a la restauración ecológica a todos aquellos factores que impiden, limitan o desvían la sucesión natural en áreas alteradas por disturbios naturales y antrópicos (Vargas et al. 2007)

2) Caracterizar el área de afectación perteneciente al bosque nativo de preservación asociado al hábitat de *C. mucronata*.

Se identificó el área de afectación que corresponde a fragmentos de bosque nativo de preservación asociado al hábitat de la especie focal *C. mucronata* para caracterizar la vegetación presente en ellos mediante una revisión crítica de los datos disponibles en el Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto energético Eólico, complementando con cartografías base y literatura, identificando las distintas coberturas de suelo (vegetación natural, plantaciones forestales y suelo sin vegetación) y describiendo el tipo de vegetación, su

diversidad y composición; Además, se caracterizó a modo general el tipo de suelo presente en el área.

3) Caracterizar el bosque que se utilizará como referencia para las propuestas de restauración.

Es necesario establecer previamente los elementos más representativos del bosque que se utilizó como referencia, de modo que los objetivos de restauración sean dirigidos a alcanzar una organización similar a la que el bosque degradado tuvo en el pasado.

A partir de información bibliográfica recopilada se caracterizarán las condiciones bioclimáticas de la región, la vegetación típica, su biodiversidad y las sucesiones vegetacionales de las especies más abundantes.

4) Clasificar áreas de afectación en estados o niveles de degradación.

Basándose en la información recopilada en los objetivos específicos anteriores, el área en estudio fue delimitada según fragmentación, clasificando cada fragmento en estados o niveles de degradación usando como referencia el modelo hipotético de degradación de Whisenant (1999) (**Figura 2**), el cual se basa en la eficiencia de la captura y uso de recursos como agua, energía y nutrientes, permitiendo clasificar las unidades de estudio en 5 niveles, siendo el nivel 0 para ecosistemas bien conservados y el nivel 4 para ecosistemas fuertemente degradados, mostrando la funcionalidad de procesos primarios como son la captura de carbono, energía, agua y nutrientes, además de considerar la existencia de dos umbrales de transición controlados por factores bióticos y abióticos.

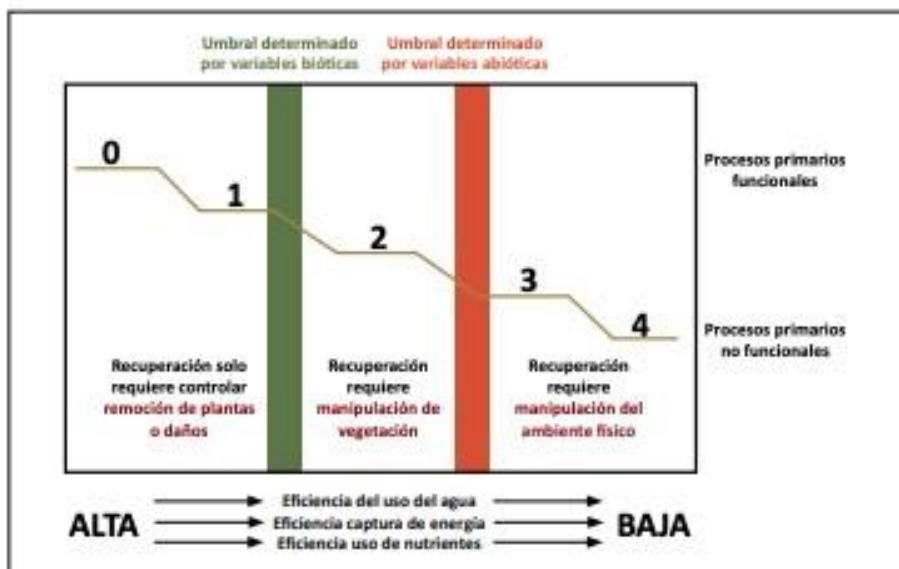


Figura 2. Modelo hipotético de degradación de ecosistemas. Modificado de Whisenant (1999).

En este caso se consideraron sólo 3 niveles de degradación en lugar de 5, siendo los niveles 1,2 y 3 de Whisenant equivalentes a los niveles 1,2 y 3 de degradación establecidos en este trabajo.

De modo que previamente se describió la condición base de las distintas coberturas, la diversidad de especies vegetales y calidad del suelo, la clasificación en niveles de degradación se basó en los porcentajes que ocupan las distintas coberturas vegetales por fragmento:

1º nivel: Ecosistema bien conservado con alto porcentaje de cubierta vegetal, mayoritariamente bosque nativo, seguido del tipo matorral y bajo porcentaje de plantaciones forestales y suelo desnudo.

2º nivel: Estado moderadamente degradado, menor porcentaje de bosque nativo que el primer nivel, aumento del porcentaje de vegetación tipo matorral, plantación forestal y suelo desnudo.

3º nivel: Estado altamente degradado, porcentaje de bosque nativo inferior al 50%, alto porcentaje de cubierta tipo matorral, plantaciones forestales y suelo desnudo.

5) En función del nivel de degradación que presenten las áreas afectadas, asignar medidas que mitiguen las perturbaciones (presiones y amenazas) al hábitat asociado a *C. mucronata*.

Con la información obtenida en los puntos anteriores se realizó una revisión bibliográfica de experiencias previas y según el nivel de degradación se asignarán medidas que permitan mitigar las perturbaciones en el área afectada.

6) En función del nivel de degradación que presenten las áreas afectadas, proponer medidas fundamentadas e integrales que permitan restaurar el funcionamiento natural del hábitat de *C. mucronata*.

Para definir y proponer estrategias de restauración se utilizó la información colectada en los objetivos específicos anteriores además de una revisión bibliográfica relacionada a trabajos previos y basada en la ecología de las especies, desarrollando medidas para cada uno de los estados o niveles de degradación identificados, es decir, en base a las características particulares de cada sitio, homologando los estados de degradación a estados de restauración a un nivel ecológico sucesional, apuntando siempre a reestablecer los procesos ecológicos que permitan recuperar la resiliencia del ecosistema.

7) Demostrar mediante análisis de fragmentación el aumento del área de bosque nativo producto del éxito de las estrategias de restauración.

Mediante el software ArcGIS 10.4 se definieron dos escenarios: **1)** ocupación actual del bosque nativo de preservación en los fragmentos, **2)** ocupación del bosque nativo posterior a la implementación de las propuestas de restauración.

El análisis de fragmentación se realizará a través del software FRAGSTATS 4.2. obteniendo las métricas de fragmentación para cada escenario, las cuales fueron: número de parches, área de los parches, relación perímetro-área, índice de contigüidad y áreas núcleo.

Las métricas seleccionadas aportarán información acerca de la fragmentación, forma/compacidad y aislamiento o dispersión que presentan los fragmentos (Botequilha et al. 2006).



RESULTADOS

1. Factores de alteración al hábitat.

1.1. Incendios forestales.

Es ampliamente conocido que una de las principales amenazas a los ecosistemas boscosos en estado natural y, en consecuencia, de las especies con problemas de conservación que albergan dichos ecosistemas, son los incendios forestales cuya ocurrencia es cada vez más frecuente (CONAF 2019, CR2 2015). Se ha reportado que sólo el 0,1% de los incendios registrados en los últimos 20 años, desde Chile central a la Patagonia, podrían deberse a causas naturales (Armesto et al. 2009, Fernández et al. 2010). En este contexto, es necesario considerar y conocer este importante factor de amenaza a la biodiversidad, es por ello que en la mayoría de los textos y manuales relacionados con la conservación y recuperación de ecosistemas boscosos se incluyen acciones tendientes a la prevención y control de incendios forestales (e.g. Fernández et al. 2010).

Los incendios forestales representan una causa significativa de pérdida de la vegetación natural, perdiéndose tanto su biodiversidad como los bienes y servicios ecosistémicos y sociales que esa vegetación presta. Los incendios pueden alterar severamente la estabilidad de los ecosistemas, modificando la estructura y composición de especies, afectando las dinámicas sucesionales, y perturbando interacciones ecológicas claves del sistema. Factores que sumados se traducen en una pérdida de funcionalidad del ecosistema de difícil recuperación. La dinámica sucesional de la vegetación que ocurrirá en un determinado lugar dependerá de la severidad del incendio. Es así como en incendios de alta severidad, la sucesión vegetacional probablemente comenzará

con la llegada de especies colonizadoras, que lentamente darán paso al establecimiento de otras plantas que necesitan condiciones de sitio más favorable. En contraste, cuando los disturbios son leves, la sucesión vegetacional puede comenzar a partir de regeneración vegetativa o rebrote de los individuos sobrevivientes (Fernández et al. 2010). Estos procesos de recolonización pueden tomar tiempos muy largos, en la medida que la capacidad de dispersión de la vegetación a partir de áreas no quemadas lo permita (Jaksic & Fariña 2015). Además, las formaciones vegetacionales fuertemente afectadas por incendios muy severos se ven mayormente expuestas a eventos de invasión de especies exóticas.

Siguiendo la Pauta de Prescripciones Técnicas Aplicables al Programa de Protección Contra Incendios Forestales de CONAF (2018): A) se determinó la prioridad de protección predial, B) se identificaron las variables de riesgo potencial, y C) se analizaron las variables de peligro para los predios en donde se implementaron las medidas de conservación y recuperación del hábitat de *C. mucronata*.

A) Determinación de la prioridad de protección predial.

Para efectos de determinar la prioridad de protección predial la metodología utilizada tiene como insumo la ocurrencia de incendios en el área, variable que mejor explica la probabilidad de generación de un incendio forestal ya que permite, por sí sola, evidenciar que las conductas de las personas o eventuales accidentes en una zona determinada han originado incendios en un período determinado. De acuerdo a ello, es probable esperar que a futuro se generen más incendios y daños, si no se establecen medidas básicas de prevención y mitigación (CONAF 2018). En base al análisis anterior, se establece la prioridad de protección del predio, la cual se determinará de acuerdo a la **Tabla 1**.

Tabla 1. Prioridad de protección predial.

	Ocurrencia de incendios		
	0	1-3	Mayor a 3
Prioridad de protección predial	Baja	Media	Alta

Según los registros obtenidos en terreno se identificaron 4 puntos que evidenciaron la ocurrencia de incendios dentro del área analizada por lo que, según la pauta de CONAF, la prioridad de protección predial es alta (**Figura 3**).

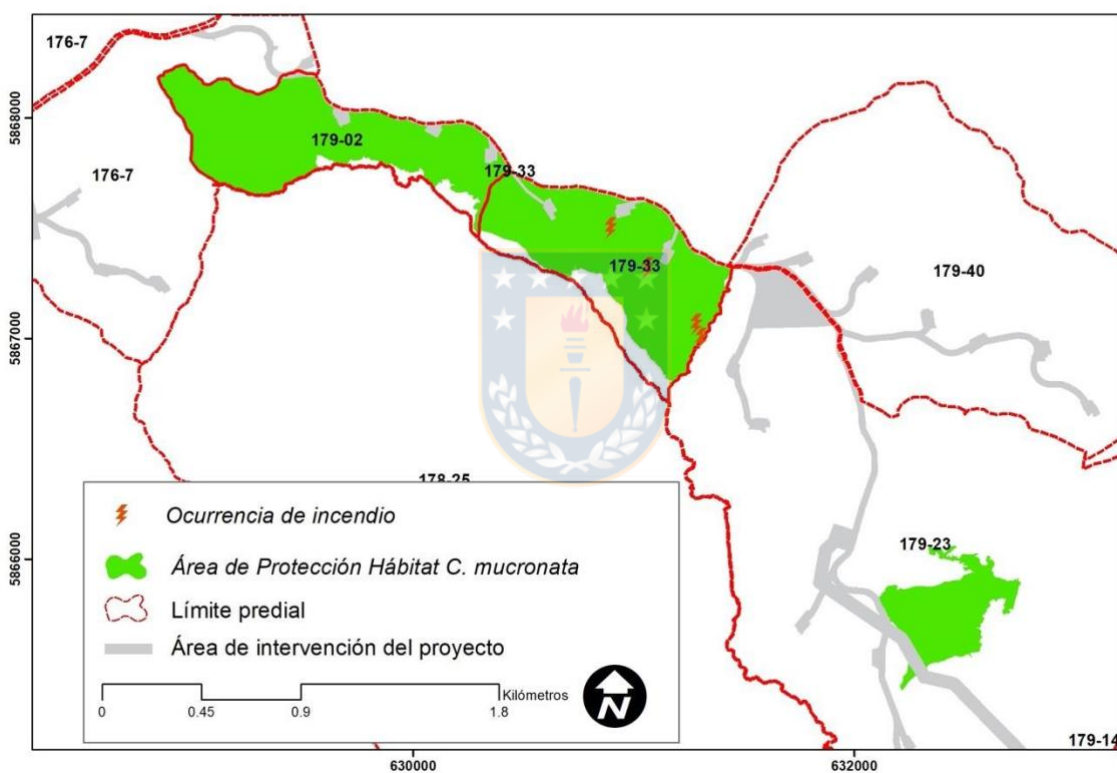


Figura 3. Ocurrencia de incendios

B) Variables de riesgo potencial

Según la Pauta de Prescripciones Técnicas Aplicables al Programa de Protección Contra Incendios Forestales de CONAF (2018), de acuerdo al análisis de causalidad histórica en el país, las variables que tienen mayor incidencia en el origen de incendios son:

- Sectores edificados, habitados (con una vivienda como mínimo) y áreas urbanas
- Áreas de recreación, tales como balnearios, zonas de picnic o camping.
- Infraestructuras críticas o estratégicas.
- Caminos
- Cultivos agrícolas
- Líneas férreas.
- Tendidos eléctricos.
- Faenas de forestales



En la **Figura 4**, se muestran las principales variables de riesgo potencial de incendios en el área de estudio, las cuales son: red de caminos y sectores habitados.

Tabla 2. Velocidad de propagación de un incendio de acuerdo a la topografía dominante. (CONAF 2018).

Topografía	Velocidad de propagación
Plana	Baja
Ondulada	Media
Quebrada	Alta

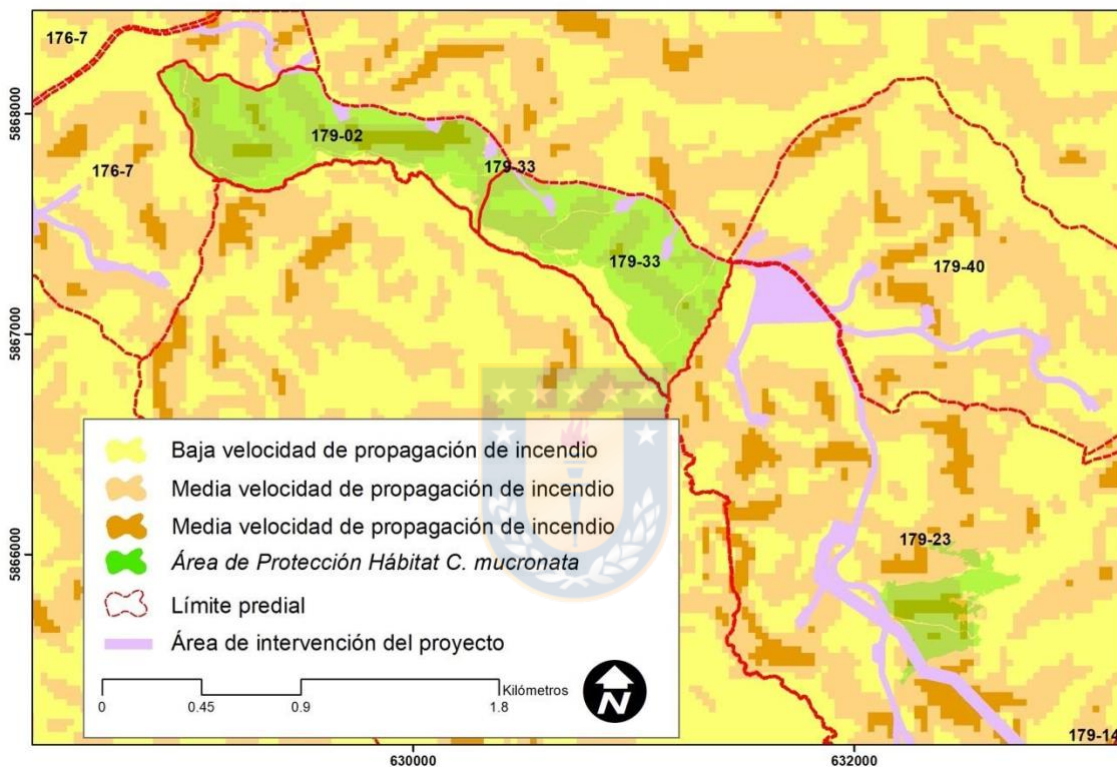


Figura 5. Velocidad de propagación de un incendio

Combustible dominante: Variable que permite estimar la resistencia al control de un incendio forestal una vez que el incendio se genera y propaga libremente. Esta resistencia tiene directa relación con el comportamiento potencial del incendio, su intensidad calórica que emite y altura de llama que se produce. Para efectos del análisis, el combustible dominante se clasifica considerando la mayor proporción del tipo de vegetación existente en la superficie de la zona de análisis (Tabla 3, Figura 6).

Tabla 3. Resistencia al control de un incendio, de acuerdo con la vegetación dominante. (CONAF, 2018)

Tipo de vegetación	Resistencia al control*
Pastizal, matorral, cultivos agrícolas	Baja
Plantaciones forestales sin desecho	Media
Plantaciones forestales con desechos	Alta

*Como no es posible discriminar si las plantaciones forestales tienen o no desechos, se asumió el peor escenario (plantaciones forestales con desechos).

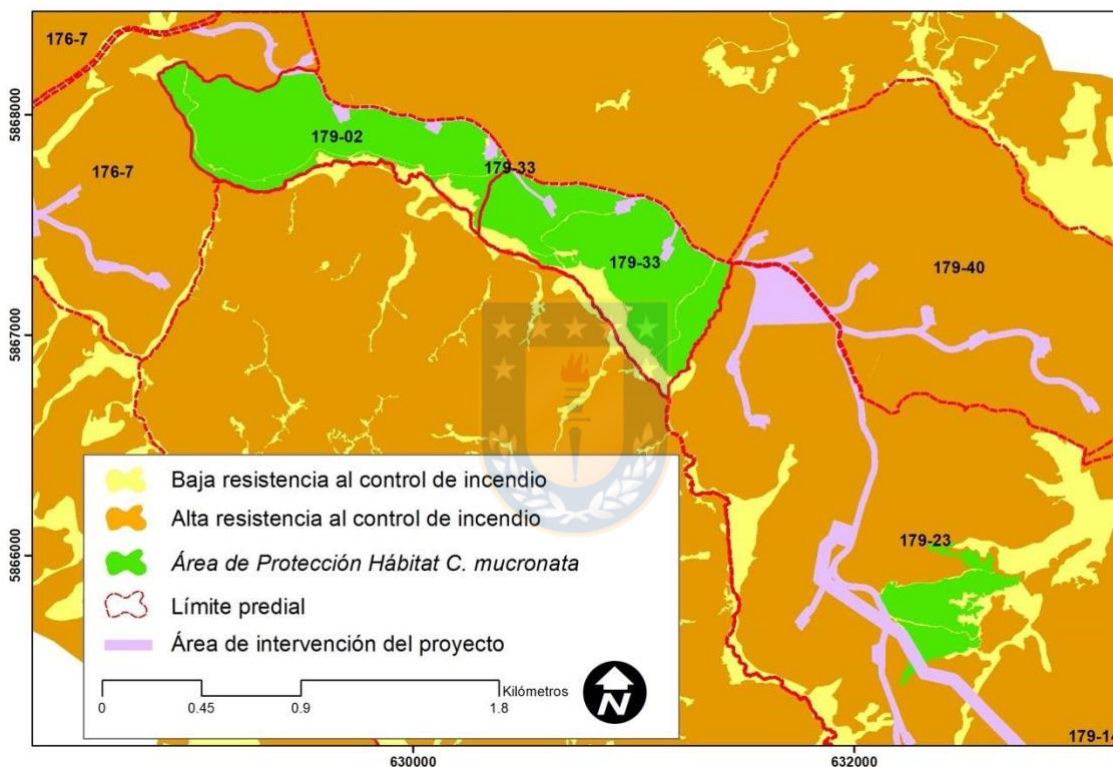


Figura 6. Resistencia al control de un incendio, de acuerdo a la vegetación dominante.

1.2. Corta irregular de vegetación nativa.

La tala selectiva o floreo para la extracción de madera de alto valor comercial y las cortas descontroladas para producción de leña, tiene importantes impactos sobre la diversidad y composición del bosque, lo que puede a su vez alterar la funcionalidad de la comunidad y del ecosistema. Los bosques sometidos a floreos en diferentes intensidades y frecuencias, son alterados en su estado, modificando en menor o mayor nivel las características tanto estructurales, como de composición del bosque, así también la densidad y la diversidad de especies que están regenerando. Esta situación ha llevado a que especialmente los bosques nativos del centro sur de Chile se encuentren mayoritariamente degradados. Es decir, este tipo de intervenciones provoca que el bosque pierda su estructura original, transformándose desde una de tipo J invertida hacia una con un vacío en varias clases diamétricas, y la composición se empobrece debido a la extracción focalizada en las especies más valiosas. (Donoso et al. 2018).

Para el caso del tipo forestal siempreverde, las malas prácticas de manejo forestal, en especial el floreo, ha favorecido que especies tales como *Aextoxicon punctatum* (Olivillo) y *Drymis winteri* (Canelo) dominen los estratos superiores e intermedios del bosque presentando, además, una abundante regeneración (Donoso et al. 2018). Esta situación es posible observar en el área donde las especies dominantes son *Aetoxicon punctatum* y *Drymis winteri*. En efecto, tanto el dosel superior como intermedio es dominado por estas dos especies relegando a especies como *Eucryphia cordifolia* (Ulmo), *Laurelia sempervirens* (Laurel), *Laureliopsis philippiana* (Tepa) y *Weinmannia trichosperma* (Tineo) que originalmente eran frecuentes en los estratos superiores de los bosques siempreverdes primarios. En la **Figura 7**, se observan sectores en donde se registraron cortas irregulares del bosque nativo las cuales se asocian a la existencia de caminos o senderos que facilitan la extracción de madera.

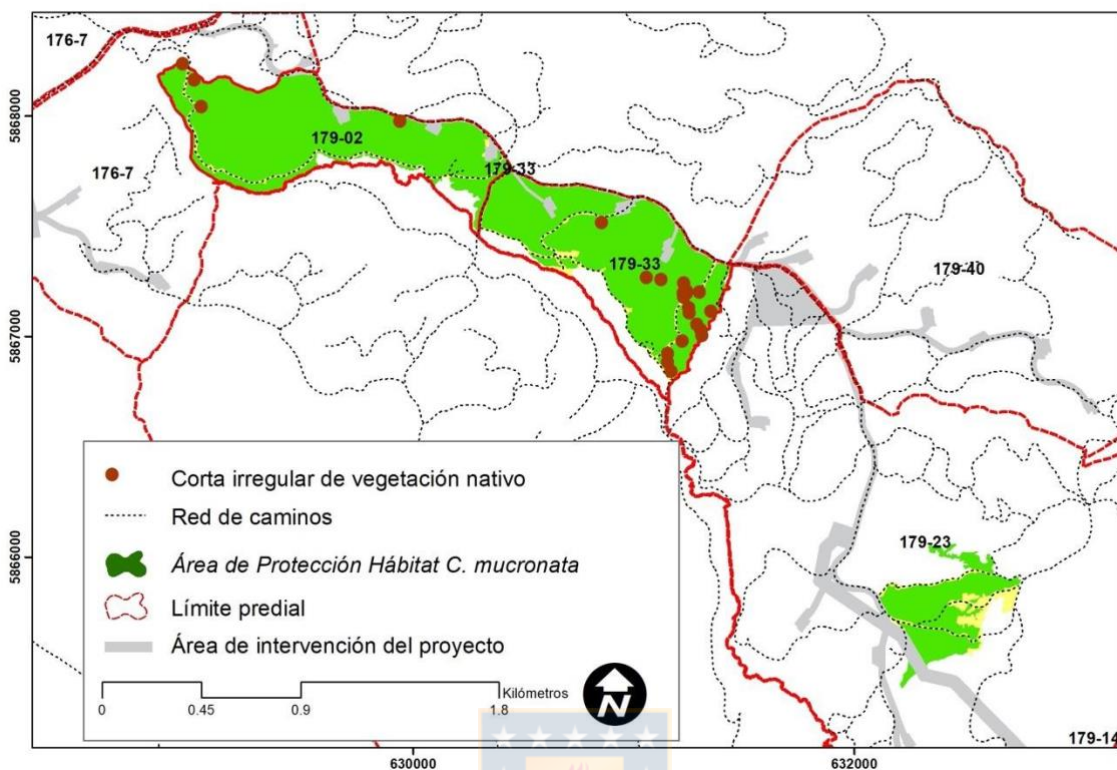


Figura 7. Corta irregular de vegetación nativa

1.3. Presencia de especies exóticas

Actualmente, las especies invasoras se han convertido en una de las principales amenazas a la biodiversidad local y mundial. Las plantas alóctonas causan cambios en la composición y función de los ecosistemas invadidos afectando su biodiversidad. La evidencia científica sugiere que las plantas introducidas que se vuelven invasoras pueden modificar profundamente los ecosistemas donde se establecen, cambiando su estructura y composición, el régimen de fuego, el ciclaje de nutrientes, la regulación hídrica, entre otras alteraciones (Fuentes et al. 2014).

En base a datos obtenidos a partir de parcelas de muestreo (**Figura 8**), se caracteriza la presencia de especies exóticas en el hábitat de *C. mucronata* adyacente al emplazamiento del proyecto y dentro de los límites constructivos.

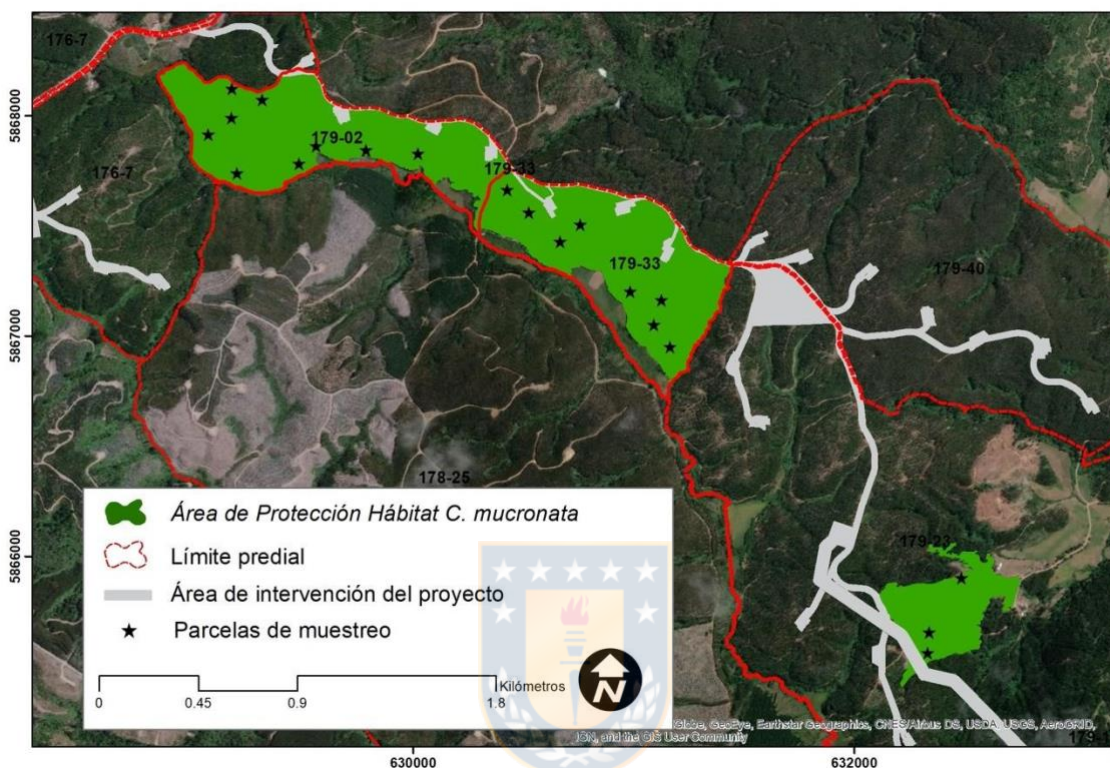


Figura 8. Área de protección del hábitat de *C. mucronata*.

1.3.1. Bosque nativo renoval

El renoval de bosque nativo, que alcanza una superficie de 39,1 hectáreas, se caracteriza por la presencia de especies arbóreas y arbustivas del bosque laurifolio o siempreverde (**Figura 9**). Debido a la densa cobertura arbórea la frecuencia de especies exóticas al interior del bosque es baja, destacando la presencia de individuos de *Pinus radiata*, los cuales se distribuye de manera aislada y aleatoria dentro del renoval. Los ejemplares de *Pinus radiata* corresponden a individuos adultos que producen una alta cantidad de semilla y, en consecuencia, se han transformado en fuentes de propagación de la especie. Por otra parte, y aun cuando no se trata de un evento de invasión biológica, cabe

mencionar que en los sectores en donde la cobertura arbórea es más abierta, estos claros de luz son colonizados por *Aristotelia chilensis* (Maqui) y *Chusquea quila* (Quila) alcanzando coberturas de hasta 70% del estrato inferior del bosque.

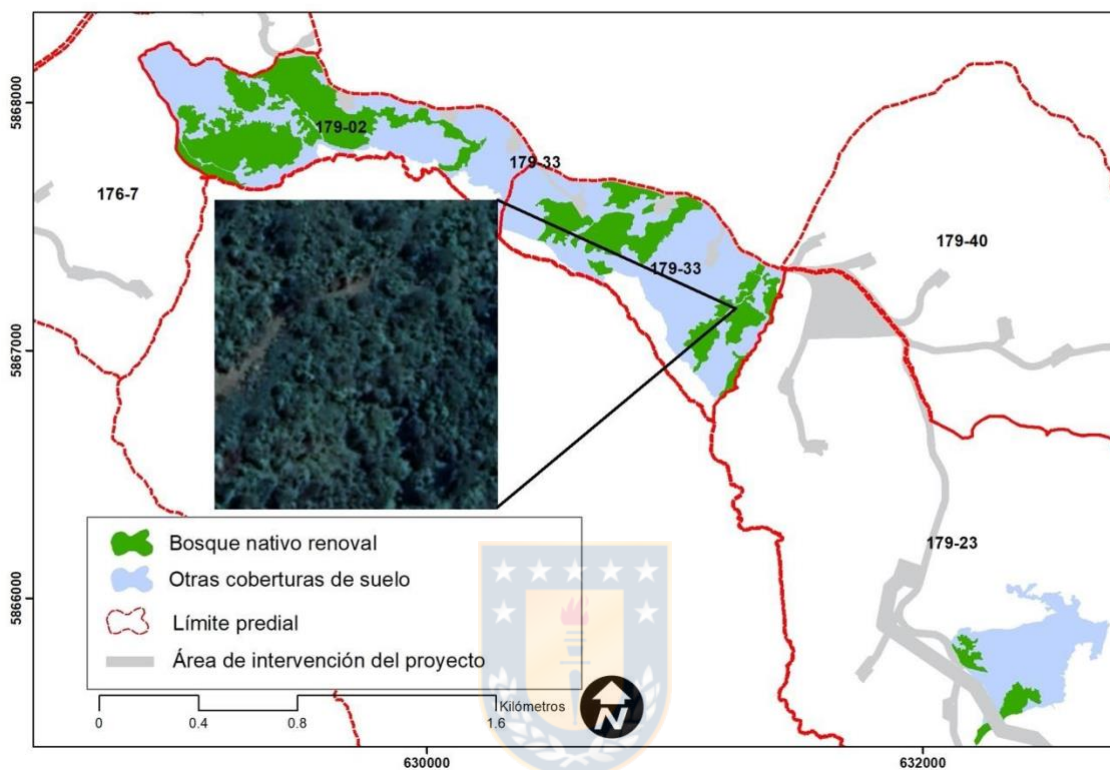


Figura 9. Presencia de *Pinus radiata* en bosque nativo renovado

1.3.2. Bosque nativo con especies exóticas asilvestradas.

El renovado de bosque nativo, que cubre una superficie de 39,3 hectáreas, se caracteriza por una alta frecuencia de especies exóticas asilvestradas tales como *Acacia melanoxylon* (Acacia), *Eucalyptus globulus* (Eucalipto blanco o común), *Pinus radiata* (Pino insigne), *Eucalyptus regnans* (Eucalipto regnans), *Teline monspessulana* (Retamillo), *Rubus ulmifolius* (Zarzamora) y *Cupressus sempervirens* (Ciprés). Las especies más frecuentes en el dosel superior corresponde a *Acacia melanoxylon*, *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata*, las cuales dominan dicho dosel con las especies nativas tales como *Aextoxicon punctatum* y *Luma apiculata* (Tabla 4, Figura 10). De acuerdo a la Tabla 4, el

68% del bosque nativo con especies exóticas asilvestradas se encuentra dominado por *Pinus radiata*, el 19% por *Eucalyptus globulus* y el 13% por *Acacia melanoxylon*. Por su parte, *Teline monspessulana* y *Rubus ulmifolius* pueden llegar a cubrir el 25% de los estratos intermedios e inferiores del bosque.

Tabla 4. Especies nativas y exóticas dominantes en el dosel superior en bosque nativo con especies exóticas asilvestradas.

Especies dominantes	Superficie (ha)	Porcentaje
<i>Bosque nativo Aextoxicon punctatum - Acacia melanoxylon</i>	5,0	13%
<i>Bosque Nativo Aextoxicon punctatum -Eucalyptus globulus</i>	3,4	9%
<i>Bosque Nativo Aextoxicon punctatum - Pinus radiata</i>	22,7	58%
<i>Bosque Nativo Luma apiculata - Eucalyptus globulus</i>	4,1	10%
<i>Bosque Nativo Luma apiculata - Pinus radiata</i>	4,1	10%
Total	39,3	100%



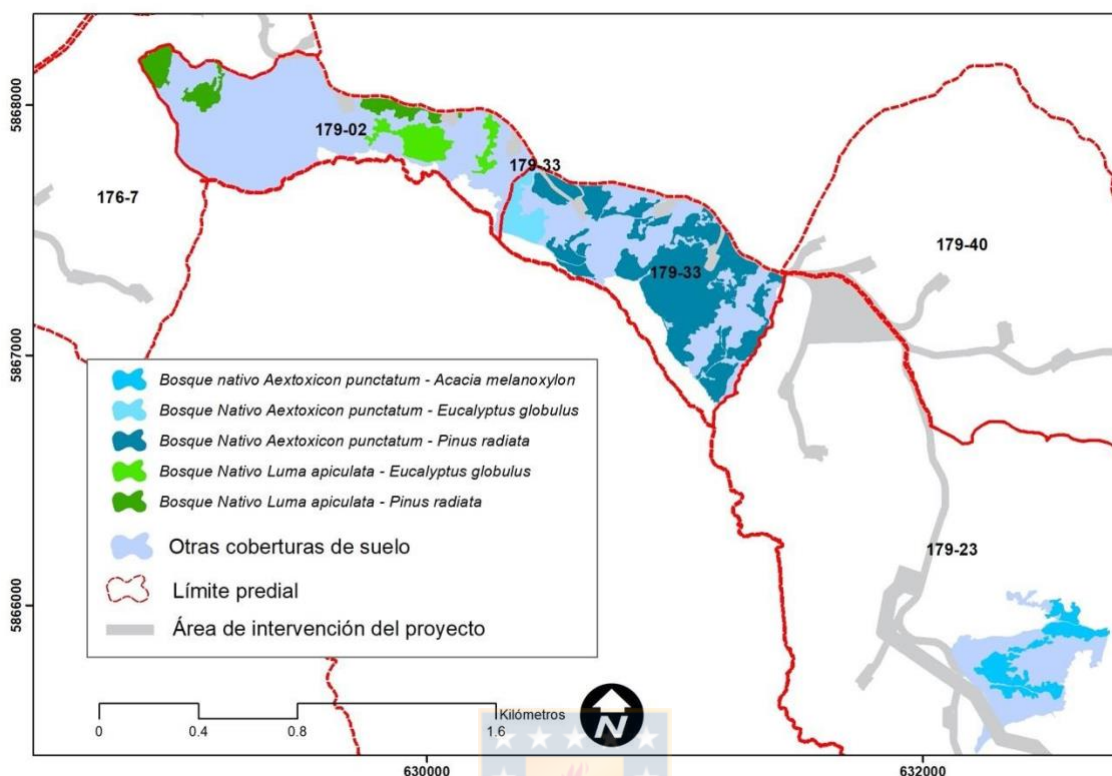


Figura 10. Bosque nativo con especies exóticas asilvestradas.

1.3.3. Matorral arborescente.

El matorral arborescente cubre una superficie de 3,9 hectáreas y, al igual que en el caso anterior, se caracteriza por una alta frecuencia de especies exóticas asilvestradas tales como *Teline monspessulana* (Retamillo), *Rubus ulmifolius* (Zarzamora), *Acacia melanoxylon* (Acacia), *Eucalyptus globulus* (Eucalipto común), *Pinus radiata* (Pino insigne) y *Rosa rubiginosa* (Rosa mosqueta). Las especies exóticas dominantes son *Rubus ulmifolius* y *Teline monspessulana*, la cuales acompañan a especies nativas tales como *Luma apiculata*, *Peumus boldus*, *Ugni molinae* y *Chusquea quila*. De acuerdo a la **Tabla 5**, el 61% del matorral arborescente mantiene un sotobosque cubierto por *Chusquea quila*, el 25% por *Ugni molinae*, el 10% por *Rubus ulmifolius* y el 5% por *Teline monspessulana* (**Figura 11**). Por su parte, *Teline monspessulana* y

Rubus ulmifolius pueden llegar a cubrir 20 a 60% de los estratos intermedios e inferiores del matorral arborescente.

Tabla 5. Especies exóticas y nativas dominantes en matorrales arborescentes.

Especies dominantes	Superficie (ha)	Porcentaje
Matorral arborescente, <i>Rubus ulmifolius</i> - <i>Luma apiculata</i>	0,40	10%
Matorral arborescente, <i>Teline monspessulana</i> - <i>Luma apiculata</i>	0,18	5%
Matorral arborescente, <i>Ugni molinae</i> - <i>Peumus boldus</i>	0,98	25%
Matorral arborescente, <i>Chusquea quila</i> - <i>Luma apiculata</i>	1,36	35%
Matorral arborescente, <i>Chusquea quila</i> - <i>Peumus boldus</i>	1,00	26%
Total	3,92	100%

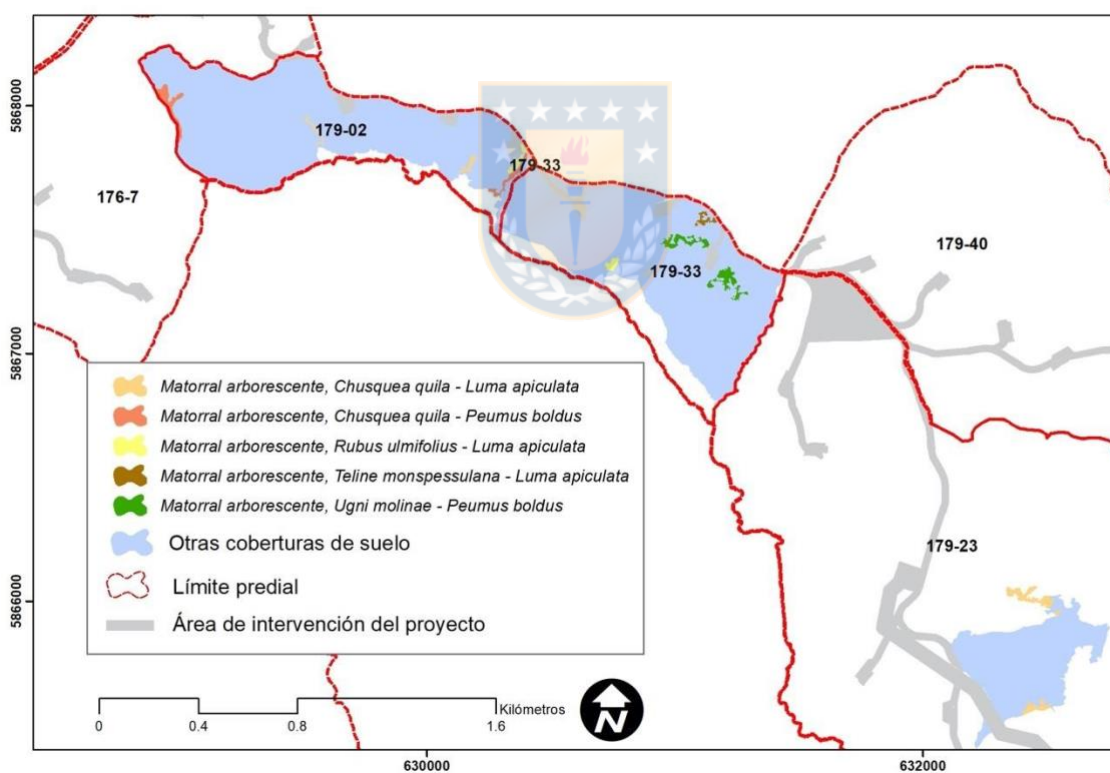


Figura 11. Presencia de especies exóticas en matorral arborescente.

1.3.4. Matorral.

El matorral cubre una superficie de 11,3 hectáreas y se encuentra altamente invadido por especies exóticas tales como *Ulex europaeus* (Espinillo), *Teline monspessulana* (Retamillo), *Rubus ulmifolius* (Zarzamora), *Acacia melanoxylon* (Acacia), *Eucaliptus globulus* (Eucaliptus común), *Pinus radiata* (Pino insigne) y *Rosa rubiginosa* (Rosa mosqueta). Las especies exóticas dominantes son *Ulex europaeus*, *Teline monspessulana* y *Rubus ulmifolius*, la cuales son acompañadas por especies nativas tales como *Myrceugenia planipes* (Patagua) y *Gaultheria phillyreifolia* (Chaura). De acuerdo a la **Tabla 6**, 34% del matorral arborescente se encuentra cubierto por *Ulex europaeus*, el 22% por *Teline monspessulana*, y el 7% por *Rubus ulmifolius* (**Figura 12**). Por su parte, *Ulex europaeus*, *Teline monspessulana* y *Rubus ulmifolius* pueden llegar a cubrir 10 a 60% de los estratos intermedios e inferiores del matorral.

Tabla 6. Especies exóticas y nativas dominantes en matorrales.

Especies dominantes	Superficie (ha)	Porcentaje
Matorral, <i>Chusquea quila</i> - <i>Ulex europaeus</i>	3,81	34%
Matorral, <i>Myrceugenia planipes</i> – <i>Rubus ulmifolius</i>	0,15	1%
Matorral, <i>Myrceugenia planipes</i> – <i>Teline monspessulana</i>	1,84	16%
Matorral, <i>Teline monspessulana</i> – <i>Rubus ulmifolius</i>	0,72	6%
Matorral, <i>Chusquea quila</i> - <i>Gaultheria phillyreifolia</i>	4,82	43%
Total	11,34	100%

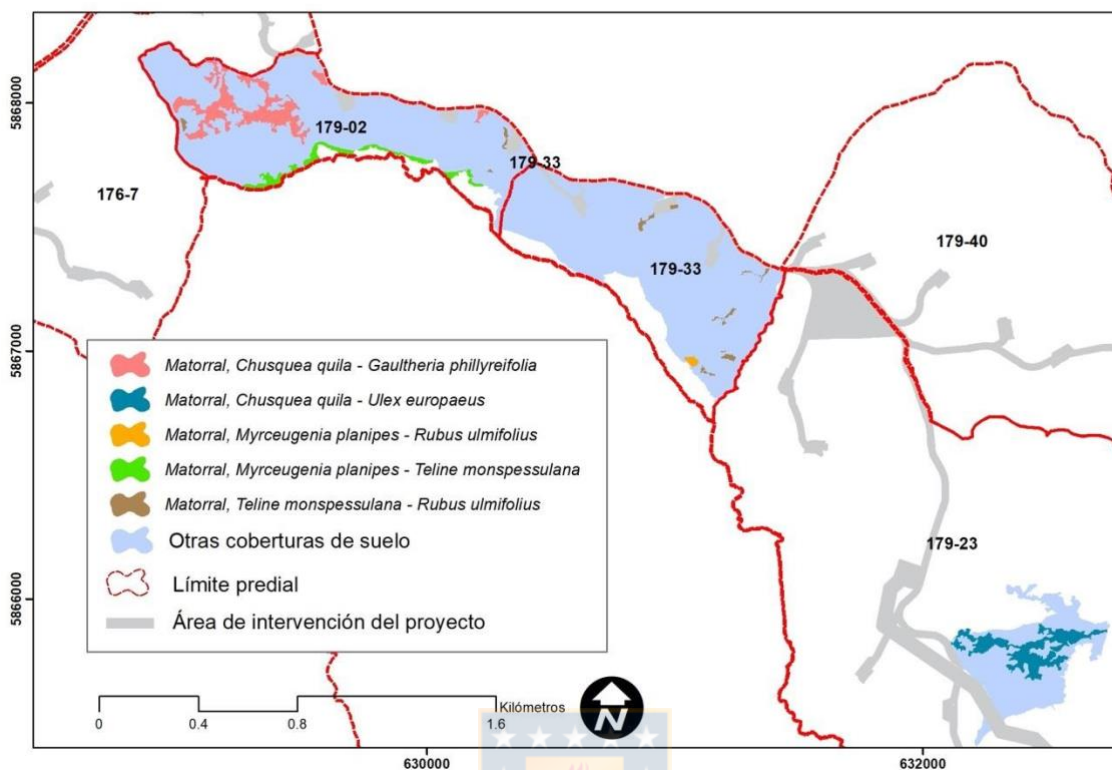


Figura 12. Presencia de especies exóticas en matorrales.

1.3.5. Presencia de especies alóctonas dentro de los límites constructivos.

En base a los datos obtenidos a partir de parcelas de muestreo, realizadas el 15 de marzo de 2020 (**Figura 13**), se identificó la presencia de especies exóticas dentro del hábitat de *C. mucronata* localizado al interior del límite constructivo del proyecto. En la **Tabla 7** se muestran las especies y su abundancia en término de cobertura. La especie que aparece con mayor frecuencia es *Teline monspessulana* la cual presenta una cobertura promedio dentro las parcelas de 21%, alcanzando un máximo de 60%. Le sigue en importancia *Eucaliptus globulus* con una cobertura promedio de 7% y un máximo de 30%. En tercer lugar, se encuentra *Rubus ulmifolius*, la que alcanzó un recubrimiento promedio de 6% llegando a un máximo de 20%. De menor importancia son la presencia de *Rosa rubiginosa*, *Pinus radiata* y *Acacia*

melanoxylon las cuales presentas coberturas promedio dentro de la parcela del 1 %.



Figura 13. Parcelas de muestreo dentro de límites constructivos.

Tabla 7. Abundancia de especies exóticas en términos de cobertura.

Especies	Cobertura Promedio	Cobertura Máxima
<i>Teline monspessulana</i>	21%	60%
<i>Eucaliptus globulus</i>	7%	30%
<i>Rubus ulmifolius</i>	6%	20%
<i>Rosa rubiginosa</i>	1%	10%
<i>Pinus radiata</i>	1%	2%
<i>Acacia melanoxylon</i>	1%	2%

En la **Figura 14** se muestran las parcelas con mayor presencia y abundancia de especies exóticas. En ella se observa que la mayor abundancia, en términos de superficie, coincide con la presencia bosque nativo con exóticas asilvestradas y matorrales.

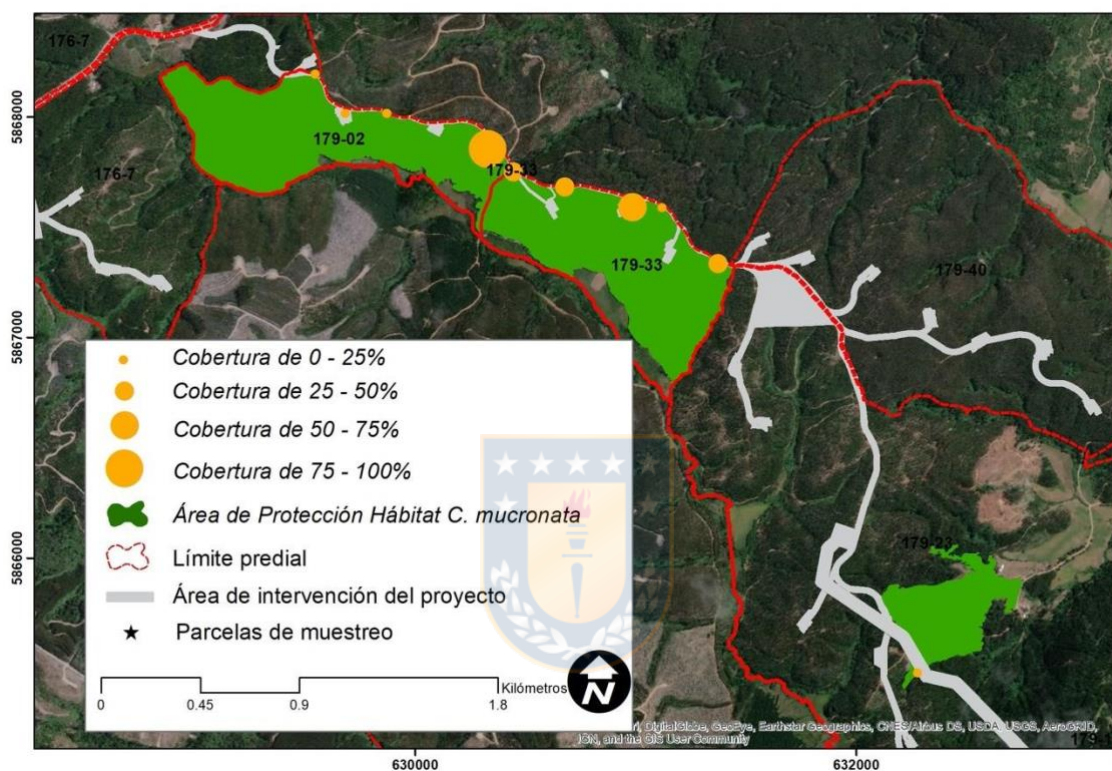


Figura 14. Parcelas de muestreo según abundancia de especies exóticas.

Tal como se describió en los apartados anteriores, el patrón de abundancia detectado dentro del límite constructivo de la obra cambia al interior del hábitat de *C. mucronata* dependiendo de las características de su estructura y nivel de degradación; esto es: bosque nativo renoval, bosque nativo con exóticas asilvestradas y matorrales.

1.4. Ganadería

Los impactos de las alteraciones de origen antrópico en los ecosistemas forestales tanto por prácticas intensivas (tala rasa, sustitución por otras clases de uso del suelo, incendios, etc.) como por actividades que pueden ser de baja intensidad (e.g. ganadería) han sido ampliamente documentados. En Chile la mayor parte de los bosques nativos se encuentran expuestos a una actividad ganadera irregular, siendo utilizados como fuente de forraje y refugio en especial en la temporada invernal. Esta actividad se realiza incluso en poblaciones de especies amenazadas o en ecosistemas de alto valor de conservación (Donoso et al. 2018).

Se ha documentado para los bosques siempreverdes de la costa que la ganadería tiene un impacto negativo en la regeneración de especies forestales. Estos resultados revelan que la ganadería tiene mayores impactos negativos en la regeneración que la tala selectiva (floreo), en especial en bosques adultos y en pequeñas propiedades. La carga ganadera explica gran parte de los impactos en la composición de la regeneración del bosque. El ganado favorece la simplificación del bosque siempreverde disminuyendo la diversidad de especies arbóreas. Al ser estos bosques expuestos a la actividad ganadera, la composición de especies forestales tendería a simplificarse, dando paso a una comunidad dominada por mirtáceas (*L. apiculata*, *M. planipes*) y proteáceas (*G. avellana*) (Zamorano-Elgueta 2018).

En el área se evidencia presencia de ganado en todas las formaciones vegetacionales que componen el hábitat de *C. mucronata*. En efectos, la estructura y composición de los renovales de bosque nativo y los matorrales, fuertemente dominadas por *Aextoxicon punctatum* (Olivillo), *Drymis winteri* (Canelo), *Gevuina avellana* (Avellano), *Luma apiculata* (Arrayán), *Myrceugenia planipes* (Patagua) y especies exóticas asilvestradas, se explica tanto por la actividad ganadera que se desarrolla al interior del bosque como por la corta

selectiva (floreo) de la vegetación. Especies típica de los bosques siempreverdes primarios (*Eucryphia cordifolia* (Ulmo), *Laurelia sempervirens* (Laurel), *Laureliopsis philippiana* (Tepa) y *Weinmannia trichosperma* (Tineo)) son menos frecuentes en el área debido a las alteraciones generadas por estas actividades antrópicas.

2. Características del área de afectación.

Considerando que el emplazamiento del proyecto afectará 3,52 ha de bosque nativo de preservación asociado al hábitat de *C. mucronata* y 500 ejemplares de dicha especie, unas de las medidas centrales para compensar los efectos y asegurar su continuidad es la creación de un área de protección en el cual se implementarán acciones de conservación y manejo, cuyo objetivo es recuperar y mejorar la condición basal del hábitat de *C. mucronata* localizado en las inmediaciones del proyecto (**Figura 15**). El área a proteger corresponde a tres (3) fragmentos de bosque nativo insertos en una matriz dominada por plantaciones forestales, los cuales se encuentran sometidos a diversas presiones antrópicas, ya identificadas, tales como invasión de especies exóticas, corta irregular de vegetación nativa, incendios forestales, actividad ganadera y operaciones forestales. Estas intervenciones han provocado que los fragmentos presenten distintos niveles de degradación. En efecto, el 35% de la superficie que cubren estos fragmentos presenta una estructura de renoval cuyo origen fue la explotación del bosque nativo y/o la habilitación de terrenos para el desarrollo agropecuario; igualmente, un 35% corresponde a renovales con una alta presencia de exóticas asilvestradas debido a su cercanía a plantaciones forestales; el 4% corresponde a matorrales arborescentes y 10% a matorrales fuertemente invadidos por especies exóticas. El resto de la superficie (15%) corresponde a plantaciones forestales y áreas desprovistas de vegetación (**Tabla 8, Figura 16**).

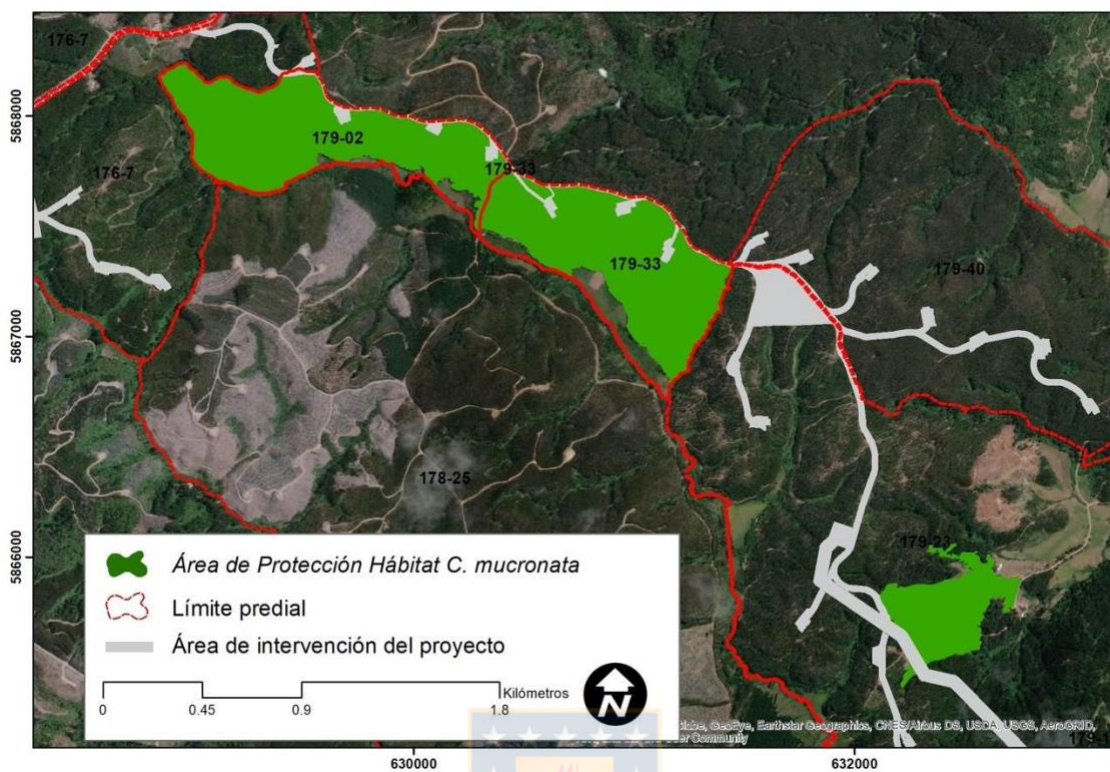


Figura 15. Área de protección hábitat *C. mucronata*.

Tabla 8. Coberturas de suelo.

Coberturas de suelo	Superficie (ha)	%
Bosque nativo renoval	39,1	35%
Bosque nativo con exóticas asilvestradas	39,4	35%
Matorral arborescente	3,9	4%
Matorral	11,3	10%
Plantaciones forestales	12,6	11%
Áreas sin vegetación arbórea y arbustiva	4,7	4%
Total	111,1	100%

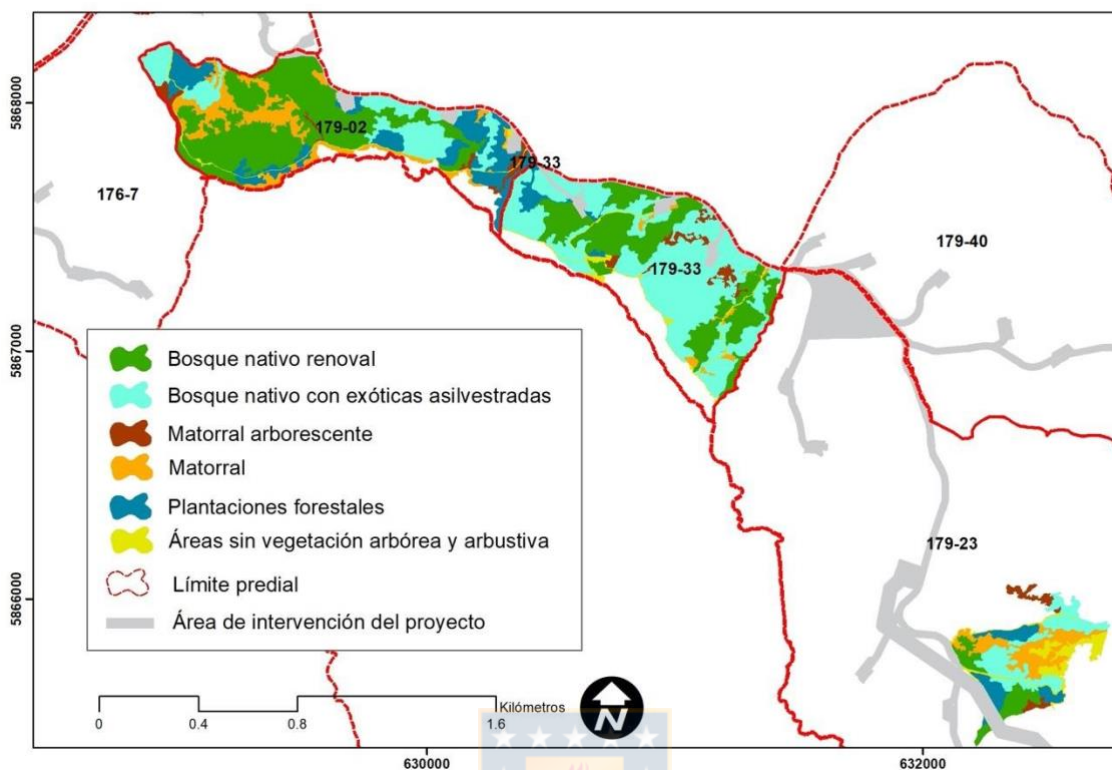


Figura 16. Coberturas de suelo

A continuación, se describe la condición basal del hábitat de *C. mucronata* asociado a los fragmentos de bosque nativo que conformarán el área de protección de la especie focal, basándose en información obtenida a partir de 20 parcelas de muestreo, 15 calicatas y una prospección detallada de la presencia de *C. mucronata* en distintos estados de desarrollo, incluyendo árboles semilleros (**Figura 17**)

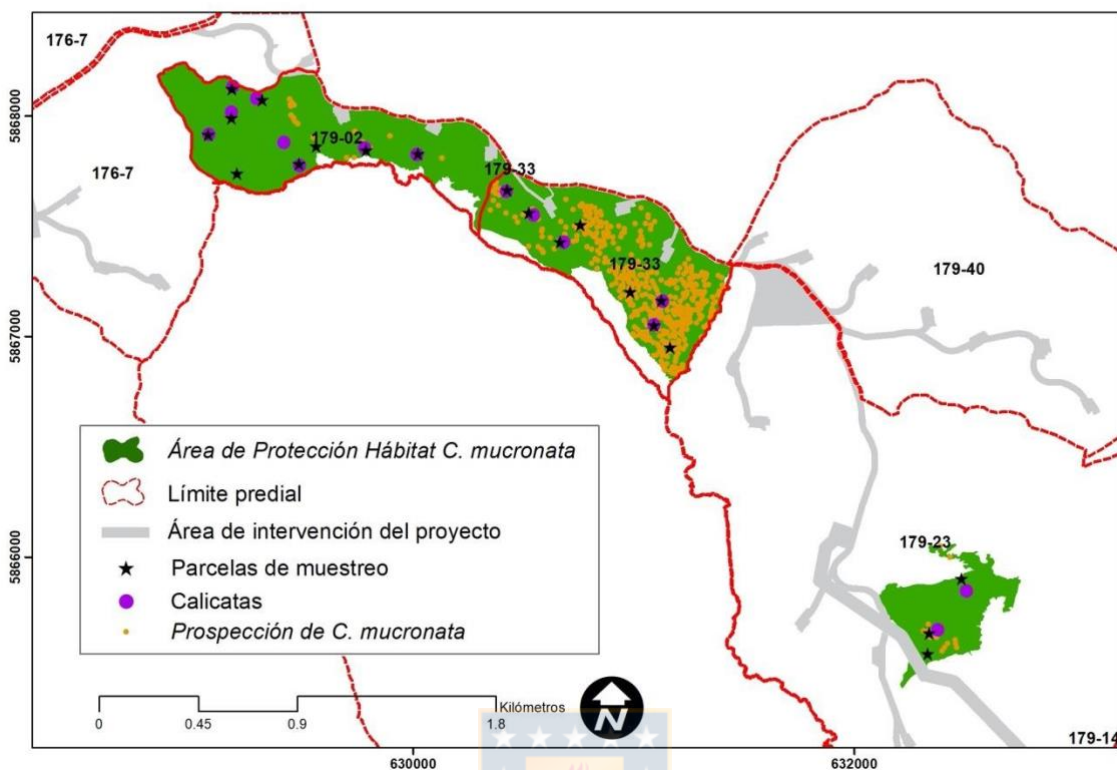


Figura 17. Parcelas de muestreo, calicatas y prospección de *C. mucronata*.

2.1. Bosque nativo renoval

2.1.1 Estructura y composición

El renoval de bosque nativo, que cubre una superficie de 39,1 hectáreas (Figura 18), se caracteriza por la presencia de especies arbóreas y arbustivas del bosque lauriforio o siempreverde tales como *Aetoxicon punctatum* (Olivillo), *Drymis winteri* (Canelo), *Gevuina avellana* (Avellano), *Eucryphia cordifolia* (Ulmo), *Luma apiculata* (Arrayán), *Podocarpus salignus* (Mañío de hoja larga), *Laurelia sempervirens* (Laurel), *Laureliopsis philippiana* (Tepa), *Embothrium coccineum* (Notro), *Weinmannia trichosperma* (Tineo), *Pseudopanax laetevirens* (Sauco), *Myrceugenia planipes* (Patagua), *Lomatia dentata* (Avellanillo), *Lomatia ferrugínea* (Romerillo), *Rhaphithamnus spinosus* (Arrayán macho), *Acrisione denticulata* (Palpalén), *Azara integrifolia* (Corcolén). Por ser una zona ecotonal o de transición vegetal, también destaca la presencia de elementos del

bosque esclerófilo como *Cryptocarya alba* (Peumo), *Peumus boldus* (Boldo) y *Lithraea caustica* (Litre). Asimismo, ocasionalmente, se encuentran presentes especies del bosque caducifolio tales como *Nothofagus obliqua* (Hualle), *Persea lingue* (Lingue) y *Aristotelia chilensis* (Maqui). Cabe mencionar la presencia de *Pinus radiata*, el cual se distribuye de manera aislada y aleatoria dentro del renoual de bosque nativo.

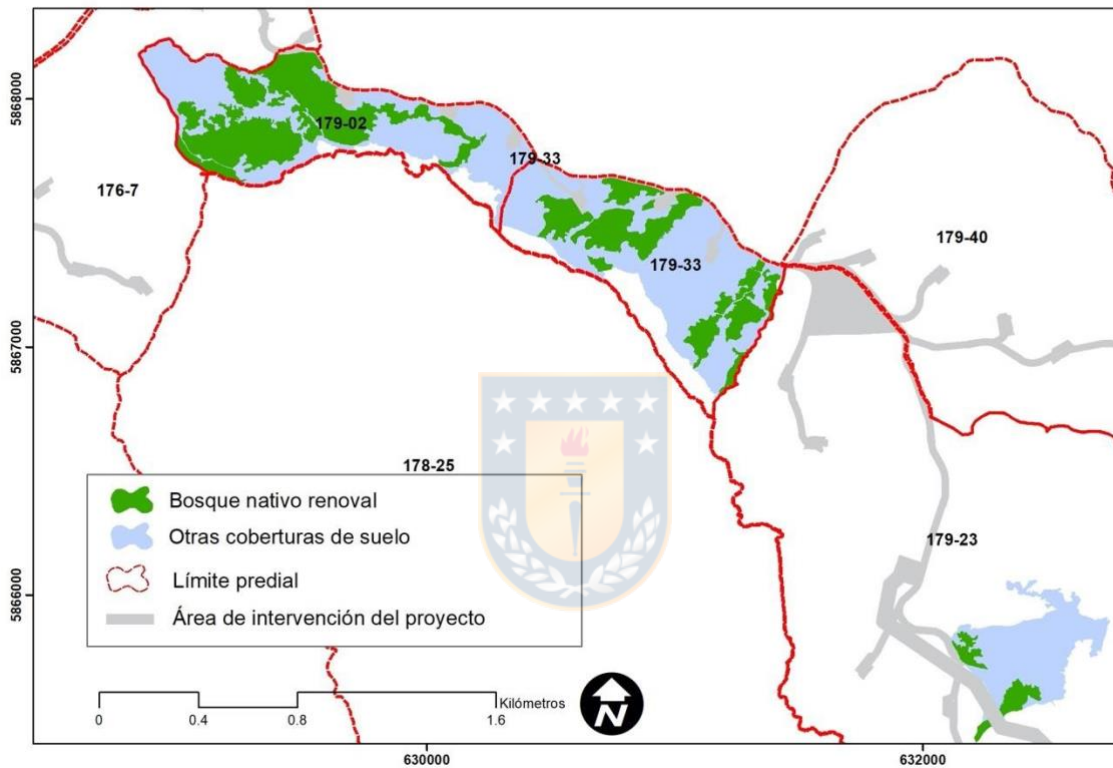


Figura 18. Bosque nativo renoual

El dosel superior (>12m altura) se encuentra dominado por especies tales como *Aetoxicon punctatum*, *Drymis winteri*, *Gevuina avellana*, *Eucryphia cordifolia* y *Luma apiculata* (**Tabla 9**). En este estrato también es posible observar, ocasionalmente, especies tales como *Nothofagus obliqua*, *Podocarpus saligna* y *Persea lingue*. En caso de *Nothofagus obliqua*, solo se registra de manera localizada en el predio rol 179-33 (**Figura 19**). Otro caso particular es la presencia ocasional de individuos de *Pinus radiata* de gran tamaño, los cuales

son fuentes de semillas y, en consecuencia, propagación de la especie al interior del

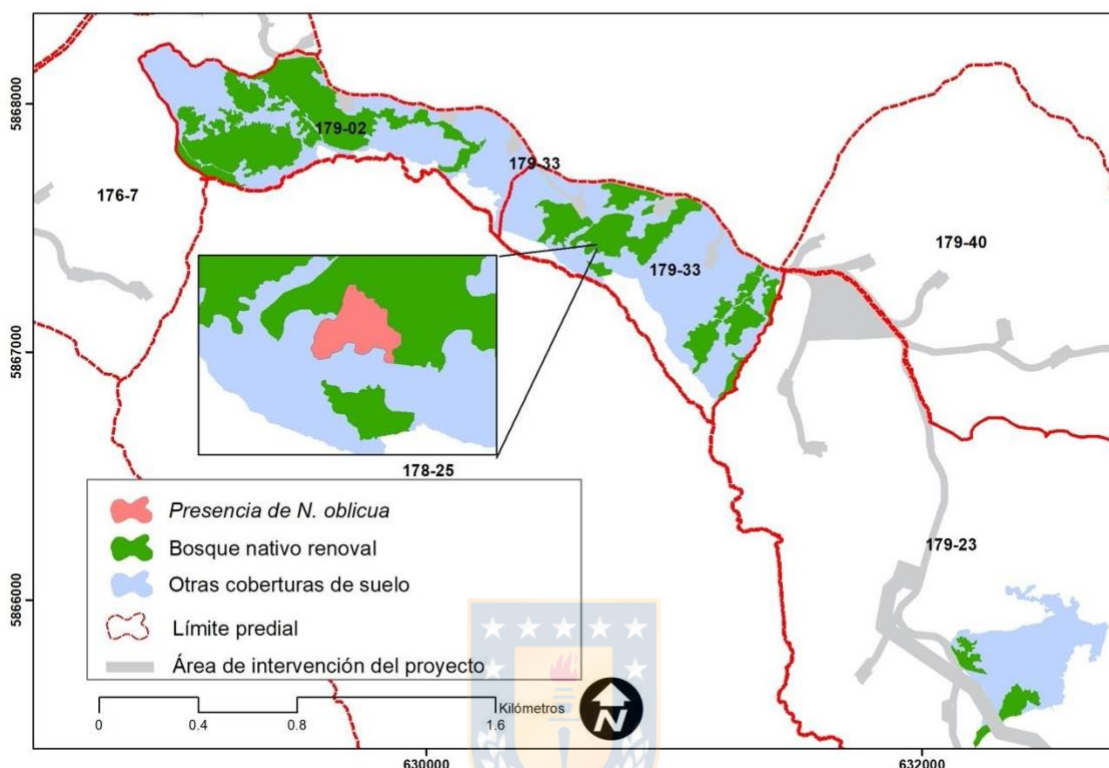


Figura 19. Registro de presencia de *Nothofagus obliqua*

El dosel intermedio (4-12 m de altura), está dominado por *Luma apiculata*, *Aetoxicon punctatum*, *Drymys winteri*, *Lomatia dentada* y *Gevuina avellana* (Tabla 9). Con menor frecuencia es posible observar especies tales como *Peumus boldus*, *Myrceugenia planipes*, *Podocarpus saligna*, *Cryptocarya alba* y *Persea lingue*. En este estrato intermedio ocasionalmente aparece *Eucryphia cordifolia*, *Laurelia sempervirens*, *Laureliopsis philippiana* y *Weinmannia trichosperma*, especies que son dominante o frecuentes en bosques siempreverdes primarios.

El dosel inferior (<4m altura), es dominado por *Luma apiculata*, *Aetoxicon punctatum*, *Myrceugenia planipes*, *Drimys winteri* y *Gevuina avellana*, aunque

también son frecuente especies tales como *Rhaphithamnus spinosus*, *Lomatia dentada*, *Peumus boldus*, *Podocarpus saligna* y *Persea lingue* (**Tabla 9**). Cabe destacar la presencia ocasional de *Eucryphia cordifolia*, *Laurelia sempervirens*, *Laureliopsis philippiana* y *Embothrium coccineum*, especies típicas de bosque siempreverde.

Tabla 9. Especies dominantes según estrato del bosque.

Dosel superior		Dosel intermedio		Dosel inferior	
Especies	Nº (arb/ha)	Especies	Nº (arb/ha)	Especies	Nº (arb/ha)
<i>Aextoxicon punctatum</i>	520	<i>Luma apiculata</i>	3.140	<i>Luma apiculata</i>	3.180
<i>Drimys winteri</i>	420	<i>Aextoxicon punctatum</i>	2.600	<i>Aextoxicon punctatum</i>	3.080
<i>Gevuina avellana</i>	180	<i>Drimys winteri</i>	2.400	<i>Myrceugenia planipes</i>	2.320
<i>Eucryphia cordifolia</i>	180	<i>Lomatia dentada</i>	1.400	<i>Drimys winteri</i>	2.180
<i>Luma apiculata</i>	160	<i>Gevuina avellana</i>	1.140	<i>Gevuina avellana</i>	1.700

Nota: En la tabla se muestran las 5 especies más abundantes.

2.1.2 Presencia de *C. mucronata*

Según la prospección realizada en el área, al interior del renoval de bosque nativo se registraron 2.508 individuos de *C. mucronata* de los cuales, 15 ejemplares corresponden a árboles semilleros y 131 presentan estado de desarrollo adulto (diámetro mayor a 10cm) con potencial de convertirse, en el mediano plazo, en fuentes de semillas (**Tabla 10**). Se destaca la abundante regeneración de la especie en el área, la cual se concentra en el fragmento ubicado en el predio rol 179-33, debido a la presencia de árboles de semilleros (**Figura 20**). Esta configuración muestra que la estructura de la población se caracteriza por presentar un alto número de ejemplares en estado de regeneración y un escaso número de individuos en estados de desarrollo intermedio y adulto.

Tabla 10. Estructura de la población de *C. mucronata* en renoual de bosque nativo.

Estado de Desarrollo	Nº de individuos
Regeneración (diámetro < 5 cm)	2.295
Regeneración avanzada (diámetro 5-10 cm)	67
Estado de desarrollo adulto (latizal o fustal con diámetro > 10 cm)	131
Semilleros	15
Total	2.508

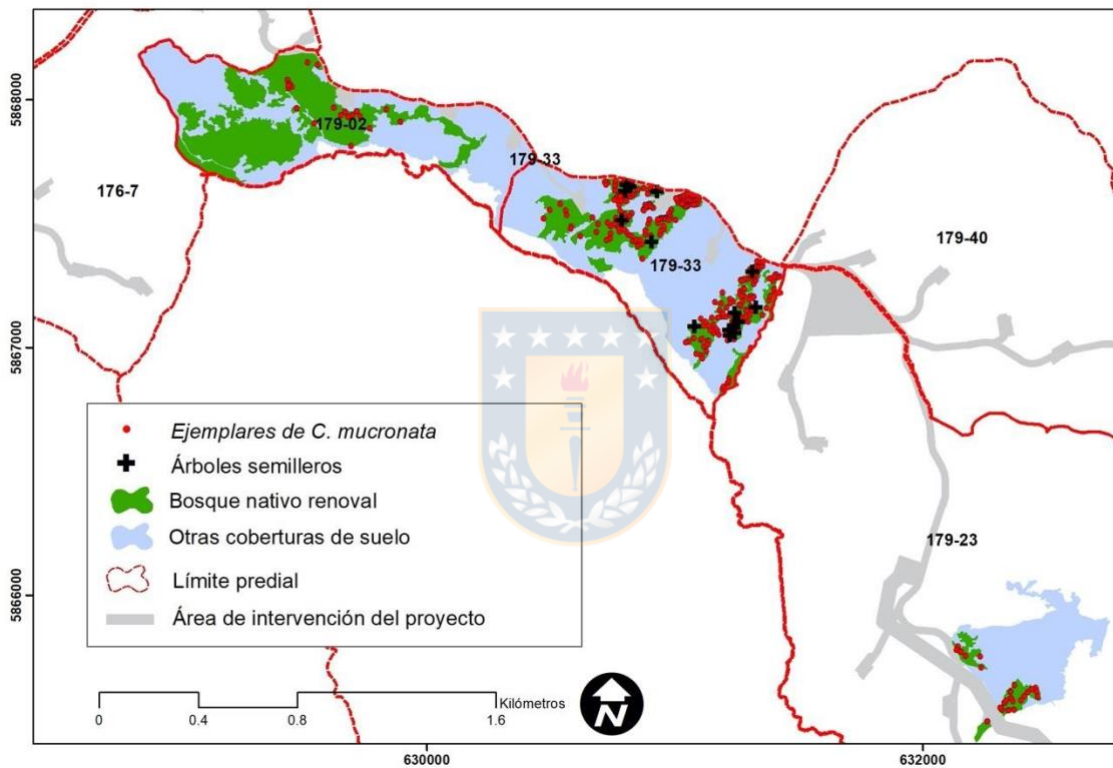


Figura 20. Distribución espacial de *C. mucronata* en renoual de bosque nativo

2.2. Bosque nativo con exóticas asilvestradas

2.2.1 Estructura y composición

Una proporción importante del hábitat de *C. mucronata* (39,4 ha) está constituido por bosque nativo con especies exóticas asilvestradas (**Figura 21**), el cual se caracteriza por la presencia de especies arbóreas y arbustivas del bosque laurifolio o siempreverde tales como *Aextoxicon punctatum* (Olivillo), *Gevuina avellana* (Avellano), *Luma apiculata* (Arrayán), *Podocarpus salignus* (Mañío de hoja larga), *Myrceugenia planipes* (Patagua), *Drimys winteri* (Canelo), *Laurelia sempervirens* (Laurel), *Eucryphia cordifolia* (Ulmo), *Rhaphithamnus spinosus* (Arrayán macho), *Lomatia hirsuta* (Radal), *Azara integrifolia* (Corcolén), *Aristotelia chilensis* (Maqui), *Lomatia dentata* (Avellanillo), *Pseudopanax laetevirens* (Sauco), *Acrisione denticulata* (Palpalén), *Podanthus mitiqui* (Mitique), *Sophora cassioides* (Pilo) y *Escallonia rubra* (Ñipa). Por ser una zona ecotonal o de transición vegetacional, también destaca la presencia de elementos del bosque esclerófilo como *Peumus boldus*, *Cryptocarya alba* y *Lithraea caustica*. Asimismo, ocasionalmente, se encuentran presente *Persea lingue*. Entre las especies exóticas que predominan en esta formación se encuentran *Acacia melanoxylon*, *Eucaliptus globulus*, *Eucaliptus regna*, *Pinus radiata* y *Cupressus sempervirens*.

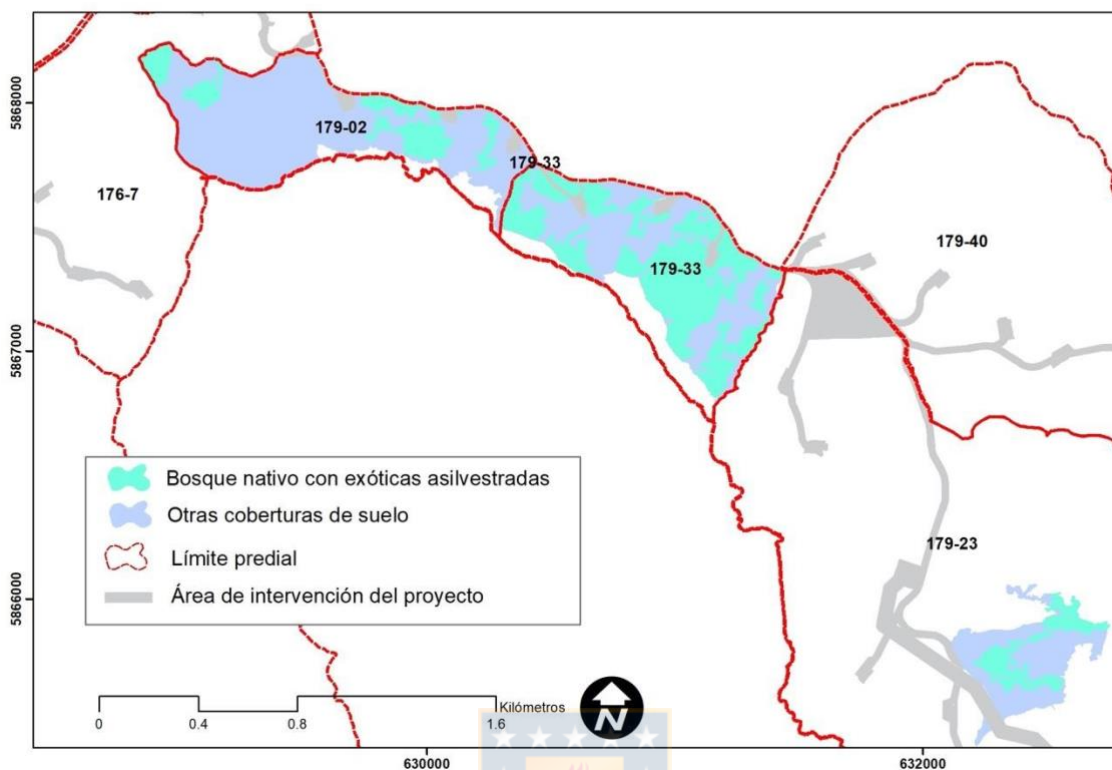


Figura 21. Bosque nativo con exóticas asilvestradas

Las especies nativas que dominan el dosel superior (> 12 m altura) son *Drymis winteri*, *Gevuina avellana*, *Luma apiculata*, *Podocarpus saligna*, *Aetoxicon punctatum* y *Drimys winteri* (**Tabla 11**). También son frecuentes *Peumus boldus* y *Eucryphia cordifolia*. En este estrato también es posible observar, ocasionalmente, especies tales como *Cryptocarya alba*, *Persea lingue* y *Laurelia sempervirens*. Por su parte, las especies exóticas que dominan el dosel superior son *Eucaliptus globulus*, *Eucaliptus regna* y *Acacia melanoxylon*. Ocasional en este dosel se observan individuos de *Pinus radiata* de gran tamaño los cuales son fuentes de semillas para la propagación de dicha especie (**Figura 22**).

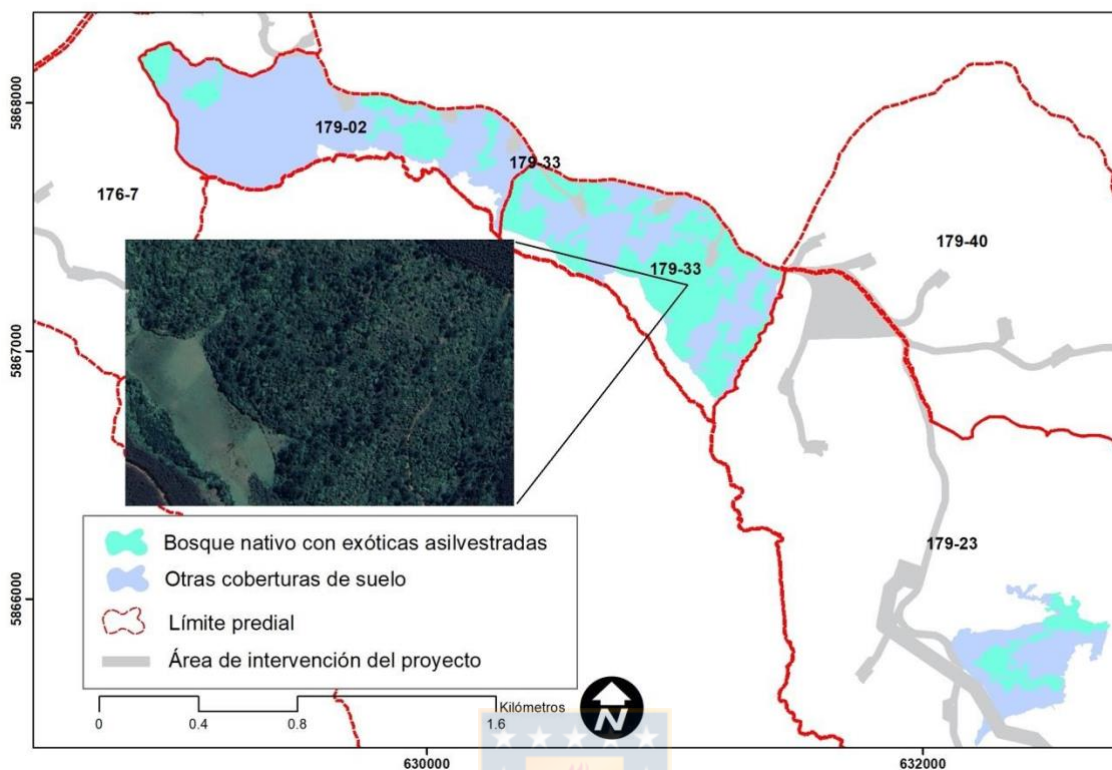


Figura 22. Bosque nativo con exóticas asilvestradas con presencia de individuos de *Pinus radiata* de gran tamaño (en la fotografía se visualizan las copas de los árboles de dicha especie).

Las especies nativas que dominan el dosel intermedio (4-12 m de altura) son *Persea lingue*, *Aextoxicon punctatum*, *Laurelia sempervirens*, *Drimys winteri* y *Podocarpus saligna* (**Tabla 11**). Con menor frecuencia es posible observar especies tales como *Peumus boldus*, *Luma apiculata*, *Cryptocarya alba*, *Gevuina avellana* y *Lomatia dentata*. Por su parte, las especies exóticas que dominan el dosel intermedio son *Eucaliptus globulus*, *Pinus radiata*, *Eucaliptus regnans*, *Cupressus sempervirens* y *Acacia melanoxylon*.

Las especies nativas que dominan el dosel inferior (<4m altura), *Aextoxicon punctatum*, *Peumus boldus*, *Gevuina avellana*, *Luma apiculata* y *Lomatia dentata* (**Tabla 11**). Por su parte, *Acacia melanoxylon* es la especie introducida más abundante del dosel inferior.

Tabla 11. Especies nativas y exóticas dominantes según estrato del bosque.

Dosel superior		Dosel intermedio		Dosel inferior	
Especies nativas	Nº (arb/ha)	Especies nativas	Nº (arb/ha)	Especies nativas	Nº (arb/ha)
<i>Gevuina avellana</i>	1.380	<i>Persea lingue</i>	140	<i>Aextoxicon punctatum</i>	3.360
<i>Luma apiculata</i>	980	<i>Aextoxicon punctatum</i>	120	<i>Peumus boldus</i>	1.340
<i>Podocarpus saligna</i>	940	<i>Laurelia sempervirens</i>	120	<i>Gevuina avellana</i>	1.340
<i>Aextoxicon punctatum</i>	560	<i>Drimys winteri</i>	100	<i>Luma apiculata</i>	1.160
<i>Peumus boldus</i>	540	<i>Podocarpus saligna</i>	80	<i>Lomatia dentada</i>	1.120
Especies exóticas	Nº (arb/ha)	Especies exóticas	Nº (arb/ha)	Especies exóticas	Nº (arb/ha)
<i>Eucaliptus globulus</i>	1.000	<i>Eucaliptus globulus</i>	220	<i>Acacia melanoxylon</i>	2.520
<i>Eucaliptus regna</i>	580	<i>Pinus radiata</i>	140	<i>Eucaliptus globulus</i>	220
<i>Acacia melanoxylon</i>	460	<i>Cupressus sempervirens</i>	100	<i>Pinus radiata</i>	40
<i>Pinus radiata</i>	40	<i>Acacia melanoxylon</i>	20	<i>Eucaliptus regna</i>	40

Nota: En la tabla se muestran las 5 especies más abundantes (nativas y exóticas).

2.2.2 Presencia de *C. mucronata*

En relación a la presencia de *C. mucronata*, esta formación vegetal se caracteriza por presentar una estructura poblacional similar al renoval de bosque nativo con alto número de ejemplares en estado de regeneración inicial (2.203 individuos) y un reducido número de ejemplares en regeneración avanzada (126 individuos), estado adulto (189 individuos) y árboles semilleros (14 individuos) (**Tabla 12**). Respecto a la distribución espacial de la especie, se observa una alta concentración de individuos en el fragmento ubicado en el predio rol 179-33, que se explica por la presencia de árboles semilleros (**Figura 23**).

Tabla 12. Estructura de la población de *C. mucronata* en renoval de bosque nativo con exóticas asilvestradas.

Estado de Desarrollo	Nº de individuos
Regeneración (diámetro < 5 cm)	2.203
Regeneración avanzada (diámetro 5-10 cm)	126
Estado de desarrollo adulto (latizal o fustal con diámetro >10cm)	189
Semilleros	14
Total	2.532

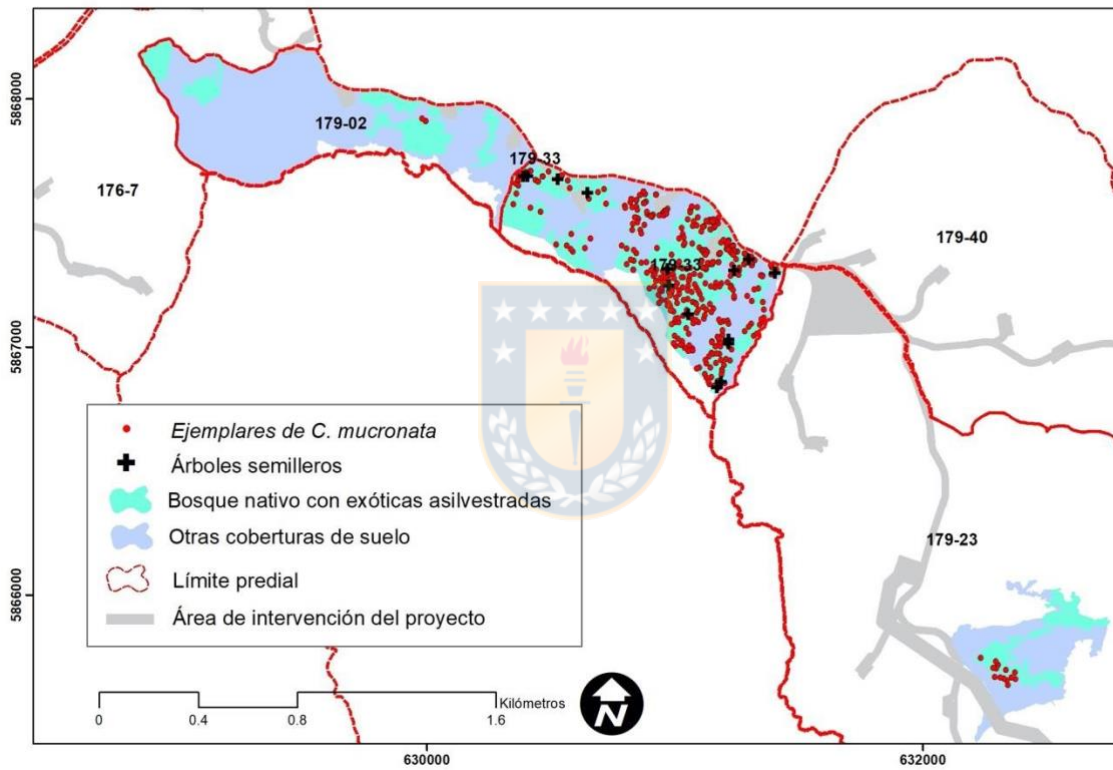


Figura 23. Distribución espacial de *C. mucronata* en bosque nativo con exóticas asilvestradas.

2.3. Matorral y matorral arborescente

2.3.1 Estructura y composición

Estas formaciones vegetacionales cubren una superficie de 15,2 ha, de las cuales 11,3 ha corresponden a matorral y 3,9 ha a matorral arborescente (**Figura 24**). Se caracteriza por la presencia de especies nativas tales como *Aextoxicon punctatum*, *Laurelia sempervirens*, *Luma apiculata*, *Lomatia dentata*, *Myrceugenia planipes*, *Ugni molinae*, *Gaultheria phillyreifolia* y *Rhaphithamnus spinosus*. Respecto a su estructura, no posee estratos definidos presentando un dosel homogéneo dominado por *Chusquea quila*, *Ugni molinae*, *Teline monspessulana*, *Rubus ulmifolius* o *Ulex europaeus*.

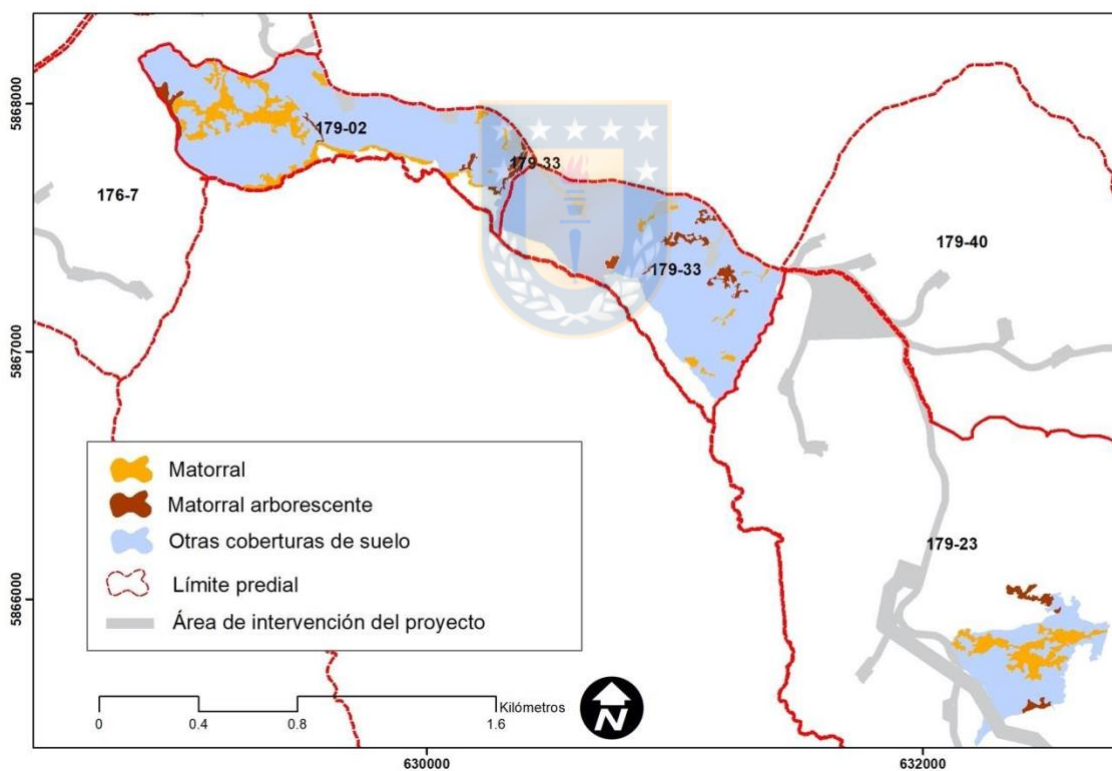


Figura 24. Matorral y matorral arborescente.

2.3.2 Presencia de *C. mucronata*

En relación a la presencia de *C. mucronata*, esta formación vegetacional contiene una cantidad significativamente menor de individuos en contraste con el renewal de bosque nativo y el bosque nativo con exóticas asilvestradas. Se identificaron 225 individuos de los cuales 193 corresponden a ejemplares en regeneración y 33 a individuos en estados de desarrollo avanzados (**Tabla 13**). De estos últimos, 3 son árboles semilleros. Respecto a la distribución espacial de la especie, se observa que la mayor concentración de individuos se presenta en el matorral arborescente (**Figura 25**).

Tabla 13. Estructura de la población de *C. mucronata* en matorrales.

Estado de Desarrollo	Nº de individuos
Regeneración (diámetro < 5 cm)	193
Regeneración avanzada (diámetro 5-10 cm) ★ ★ ★	20
Estado de desarrollo adulto (latizal o fustal con diámetro >10cm)	10
Semilleros	3
Total	225

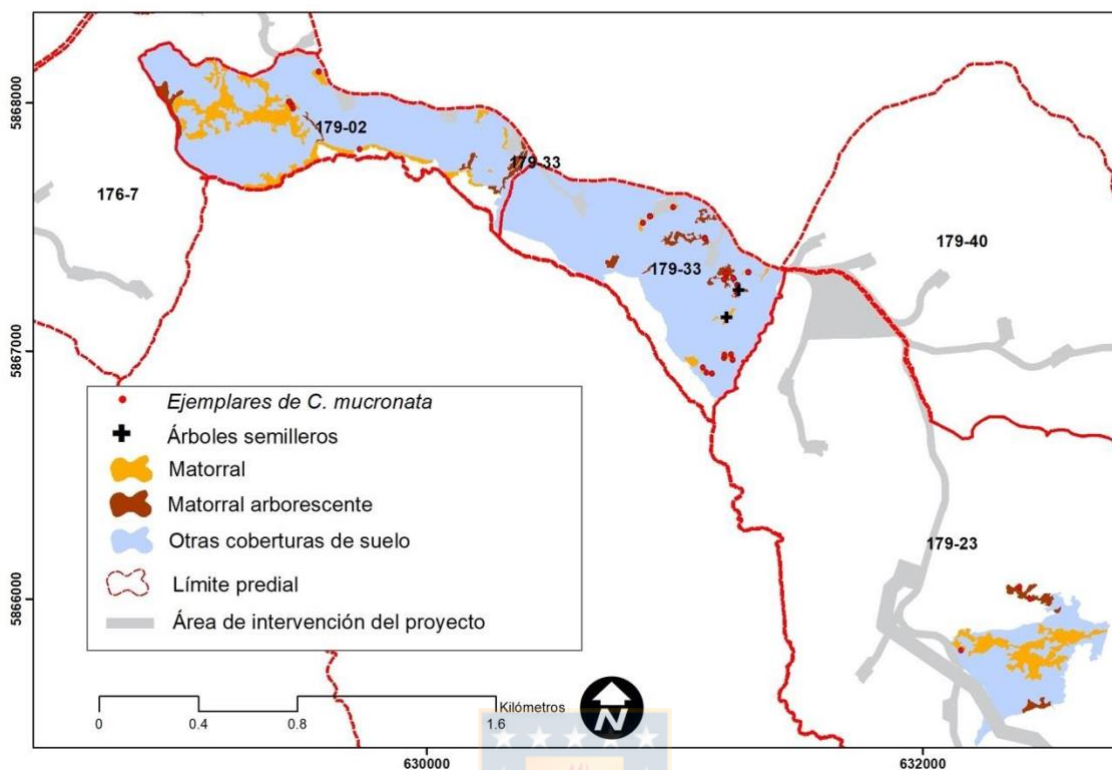


Figura 25. Distribución espacial de *C. mucronata* en matorrales

2.4. Plantaciones forestales

2.4.1 Estructura y composición

Las plantaciones de *Eucalyptus globulus* localizadas adyacentes al hábitat de *C. mucronata* presenta una importante regeneración de especies nativas en el dosel inferior incluida *C. mucronata* (**Figura 26**). Las especies más frecuentes son *Luma apiculata*, *Escallonia rubra*, *Rhaphithamnus spinosus*, *Peumus boldus*, *Drimys winteri*, *Pseudopanax laetevirens* y *Persea lingue*. También es posible observar *Myrceugenia planipes*, *Gevuina avellana*, *Lomatia hirsuta*, *Acrisione denticulata*, *Laurelia sempervirens*, *Aextoxicon punctatum* y *Lomatia dentata*. Sin embargo, a pesar de la presencia de las especies nativas antes mencionadas, el sotobosque se encuentra dominado por *Aristotelia chilensis*, *Chusquea quila*

y *Teline monspessulana* las cuales llegan a cubrir más del 75% del estrato inferior de la plantación forestal.

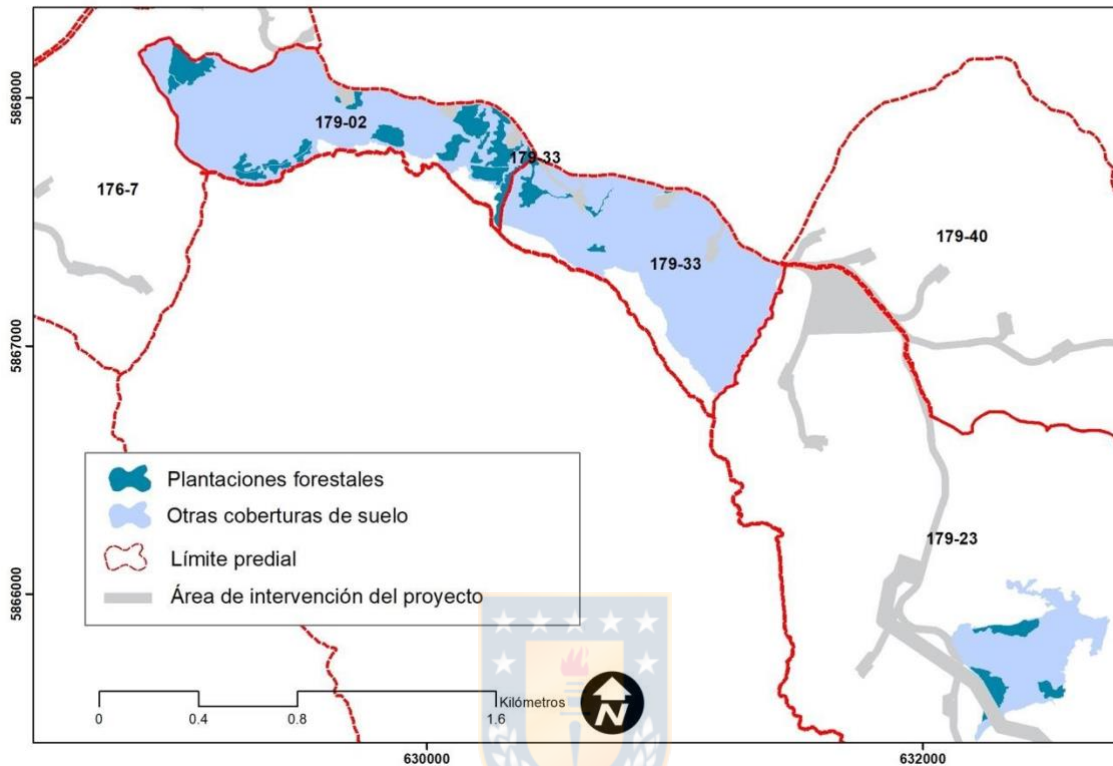


Figura 26. Plantaciones forestales.

2.4.2 Presencia de *C. mucronata*

En relación a la presencia de *C. mucronata* al interior de plantaciones forestales, se identificaron 170 individuos de los cuales 161 corresponden a ejemplares en regeneración y 9 a individuos en estados de desarrollo avanzados (**Tabla 14**). En la **Figura 27** se muestra la distribución espacial de la especie.

Tabla 14. Estructura de la población de *C. mucronata* en plantaciones forestales.

Estado de Desarrollo	Nº de individuos
Regeneración (diámetro < 5 cm)	161
Regeneración avanzada (diámetro 5-10 cm)	2
Estado de desarrollo adulto (latizal o fustal con diámetro >10 cm)	7
Semilleros	0
Total	170

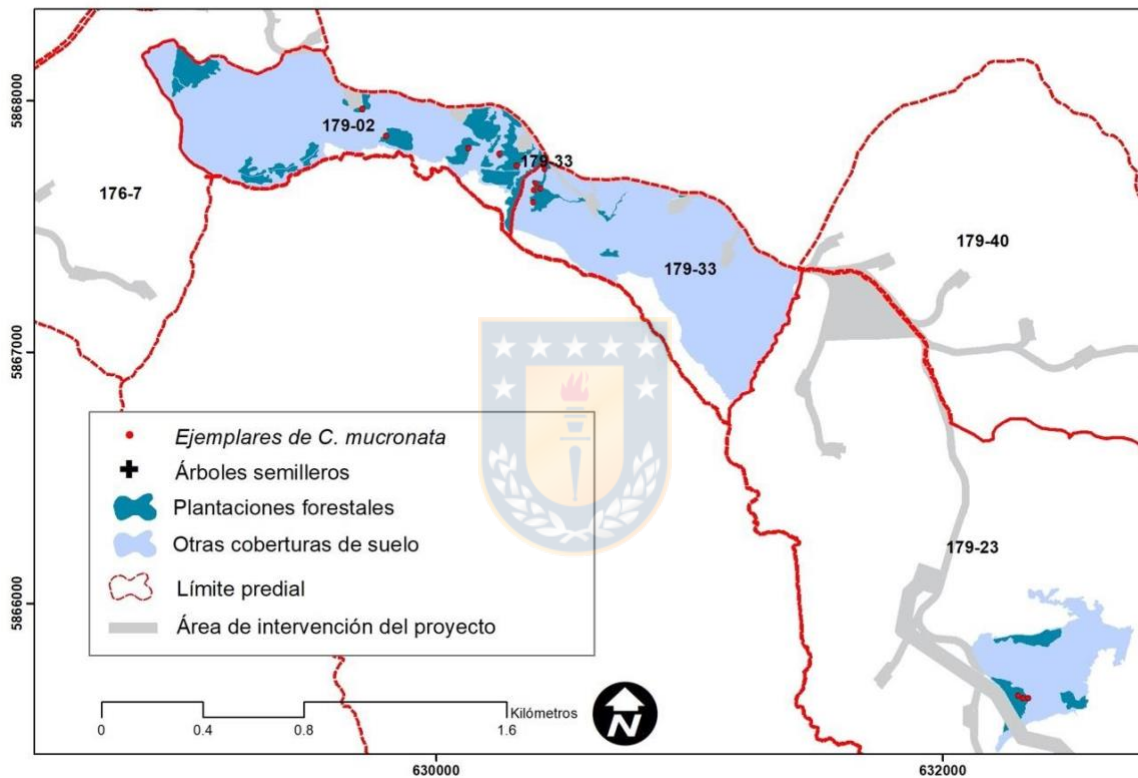


Figura 27. Distribución espacial de *C. mucronata* en plantaciones forestales

2.5. Descripción general del suelo.

El suelo se caracteriza por ser de origen metamórfico, rico en cuarzo y mica, que se encuentra ocupando una posición de plano remanente en un sistema de terrazas marinas. Presenta una topografía ondulada, con pendientes combinadas, susceptibles a la erosión de manto y de cárcavas. Presenta texturas

finas a muy finas desde franco arcillosas a arcillo limosas. El perfil se caracteriza por presentar cuatro estratos bien definidos; a saber: Litera Forestal, Horizonte Orgánico, Horizonte A y Horizonte B (**Tabla 15**).

Tabla 15. Estratos del perfil del suelo.

Estratos	Espesor Promedio (cm)	Espesor Mínimo (cm)	Espesor Máximo (cm)
Litera Forestal	3,6	1,5	6,0
Horizonte O	4,7	3,0	9,0
Horizonte A	13,5	9,0	18,0
Horizonte B	47,5	21,0	82,0

Litera Forestal: corresponde a fragmentos de material vegetal en estado inicial de descomposición (hojas y ramas), con alto contenido de humedad, que cubre el piso del bosque. En el área presenta un espesor promedio de 3,6 cm con un máximo de 6 cm y un mínimo de 1,5 cm.

Horizonte Orgánico: corresponde a el primer estrato de suelo con alto contenido de materia orgánica, en distintos grados de descomposición, el cual se caracteriza por poseer un color oscuro debido al alto contenido de humus o coloides ricos en carbono. En el área presenta un espesor promedio de 4,7 cm con un máximo de 9 cm y un mínimo de 3 cm.

Horizonte A: llamado también horizonte de lavado vertical o iluvial, se caracteriza por su color pardo rojizo oscuro debido a la incorporación de materia orgánica en distintos grados de degradación, incluido el humus. Presenta una textura franco arcillo limosa; estructura de bloques subangulares gruesos y medios moderados que rompen a bloques subangulares medios; duro en seco, friable en húmedo, plástico y adhesivo mojado; actividad biológica regular; raíces medias, finas y muy finas abundantes; poros finos y muy finos comunes. En el

área posee un espesor promedio de 13,5 cm, con un máximo de 18 cm y un mínimo de 9 cm.

Horizonte B: Horizonte iluvial o de acumulación, está formado por el aporte de materiales desde los horizontes A y/o del material parental. Carece prácticamente de humus, por lo que su color es más claro. De color pardo rojizo en húmedo y pardo rojo amarillento en seco; textura arcillo limosa; estructura de bloques angulares y subangulares gruesos y medios, firmes, que rompen a bloques subangulares medios; muy duro en seco, moderadamente friable en húmedo, muy plástico y adhesivo mojado.

A determinada profundidad emerge un estrato de grava angular correspondiente a detritus de la meteorización del material parental, la cual mantiene su estructura y textura primitiva en profundidad. En el área aparece a una profundidad promedio de 69 cm.



3. Bosque de referencia

Los bosques templados del tipo clima mediterráneo se definen como zonas de transición entre climas húmedos y secos, con una marcada sequía estival e inviernos fríos y húmedos (Quintanilla & Cadiñan 2012). Muchos documentos sitúan esta región en distintos rangos latitudinales debido a la amplia variabilidad de condiciones bioclimáticas y fisiográficas de Chile, de modo que sus características varían latitudinalmente, disminuyendo el periodo seco y aumentando las precipitaciones de norte a sur, y longitudinalmente correlacionado al biombo climático de las cordilleras, provocando un efecto importante sobre las precipitaciones, temperaturas y humedad de las distintas laderas. Sin embargo, la gran mayoría de los autores coincide en que el clima mediterráneo de Chile se encuentra entre las latitudes 30° y 40°.

La vegetación original en esta zona ha sido casi completamente reemplazada por plantaciones forestales, principalmente de *Pinus radiata* y *Eucalyptus sp.*, relegando a la vegetación nativa a algunos parches aislados y fondos de quebrada, de modo que la escasez de remanentes de bosques nativos, con baja degradación, dificulta enormemente la definición de los sistemas de referencia para realizar ensayos de restauración o rehabilitación, especialmente en el ecosistema mediterráneo.

La vegetación vascular nativa de la zona central de Chile, llega a un total de 2.390 especies, de las cuales un 3% corresponde a árboles (70), un 18% corresponde a arbustos (426), un 16% son especies anuales (378) y un 63% son herbáceas perennes (1.516). La zona mediterránea de Chile se caracteriza por tener niveles altos de endemismo, una alta diversidad de especies vegetales en relación al área que cubre, y la concentración más grande de riqueza de especies de plantas en todo Chile (Arroyo y Cavieres 1997).

En general los suelos en donde se desarrollan los bosques mediterráneos, son de poco desarrollo, delgados y de texturas gruesas (Rundel, 1977 en Donoso 1981). Los suelos que se encuentran en la depresión intermedia, son suelos desarrollados sobre la depositación de sedimentos derivados de la erosión de las montañas que delimitan esta zona, mientras que los suelos de la cordillera de la costa se han desarrollado sobre roca metamórfica y granítica (Thrower y Bradbury 1973 en Donoso 1993), en general con una textura que se mueve entre franco arenosos y francos arcillosos.

Las especies que habitan el tipo de clima templado y frío con ritmos estacionales deben generar adaptaciones que les permitan sobrevivir a periodos críticos, tales como soportar bajas temperaturas en invierno, modificar la longitud del periodo de crecimiento, resistencia a la sequía, entre otros. Desde el punto

de vista del ciclo reproductivo de las plantas, evidentemente también tendrá un efecto importante en los procesos de floración, polinización, fructificación y dispersión de semillas (Arroyo et al. 1983)

Bajo el nombre de tipo forestal esclerófilo se agrupan diferentes comunidades forestales propias de la región mediterránea de Chile que como característica común es la presencia dominante de especies de hojas duras o durifoliadas (que se según sus dimensiones se pueden clasificar como arbustivas o arborescentes). La diversidad de especies en la zona central varía de norte a sur (**Figura 28**). En la costa, las comunidades boscosas más comunes son *Cryptocaria alba* (Peumo), *Schinus latifolius* (Molle), *Lithraea caustica* (Litre) y *Peumus boldus* (Boldo). La dinámica sucesional del bosque esclerófilo, ocurre principalmente por gaps producidos por incendios (de origen natural o artificial) y por interacciones de facilitación de especies, si bien en otras regiones de clima mediterráneo la germinación de especies anuales responde específicamente al fuego, en Chile esto no ocurre (Montenegro et al. 2004), por lo que se puede inferir que en Chile no se habrían generado mecanismos adaptativos como germinación dependiente del fuego que permitan a la vegetación original recolonizar las áreas incendiadas (Armesto y Gutiérrez 1978). En consecuencia, el fuego al eliminar la vegetación esclerófila, mitiga la competencia creando condiciones de luz y temperatura óptimas para el desarrollo herbáceo en la siguiente estación de crecimiento, afectando la sucesión natural, promoviendo el establecimiento de especies exóticas propensas a incendiarse, y causar pérdidas de biodiversidad local.

Las especies leñosas pioneras en la sucesión del bosque esclerófilo corresponden a *Acacia caven* (Espino), *Baccharis spp.* (Romerillo) y *Gutierrezia paniculata*, especies muy tolerantes a ambientes secos y al daño por animales herbívoros, ya que *Acacia caven* posee espinas y las otras dos especies por la presencia de tricomas glandulares en sus hojas (Aljaro et al. 1984, en Donoso

1993). Si las áreas son colonizadas por estas especies pioneras y se excluye el ganado, la sucesión continúa con la colonización de especies como Quilo (*Muehlenbeckia hastulata*) y Litre (*Lithraea caustica*), a través de la diseminación de semillas por aves y mamíferos. Ambas se establecen bajo la protección de arbustos y árboles viejos que le sirven de nodriza, así se protegen de la sequía de verano y herbívoros (especialmente *Oryctolagus cuniculus*). En la medida que estas especies pioneras y de etapas intermedias se comienzan a desarrollar, se facilita más la sobrevivencia de especies de sucesión tardía como el Peumo y Boldo.

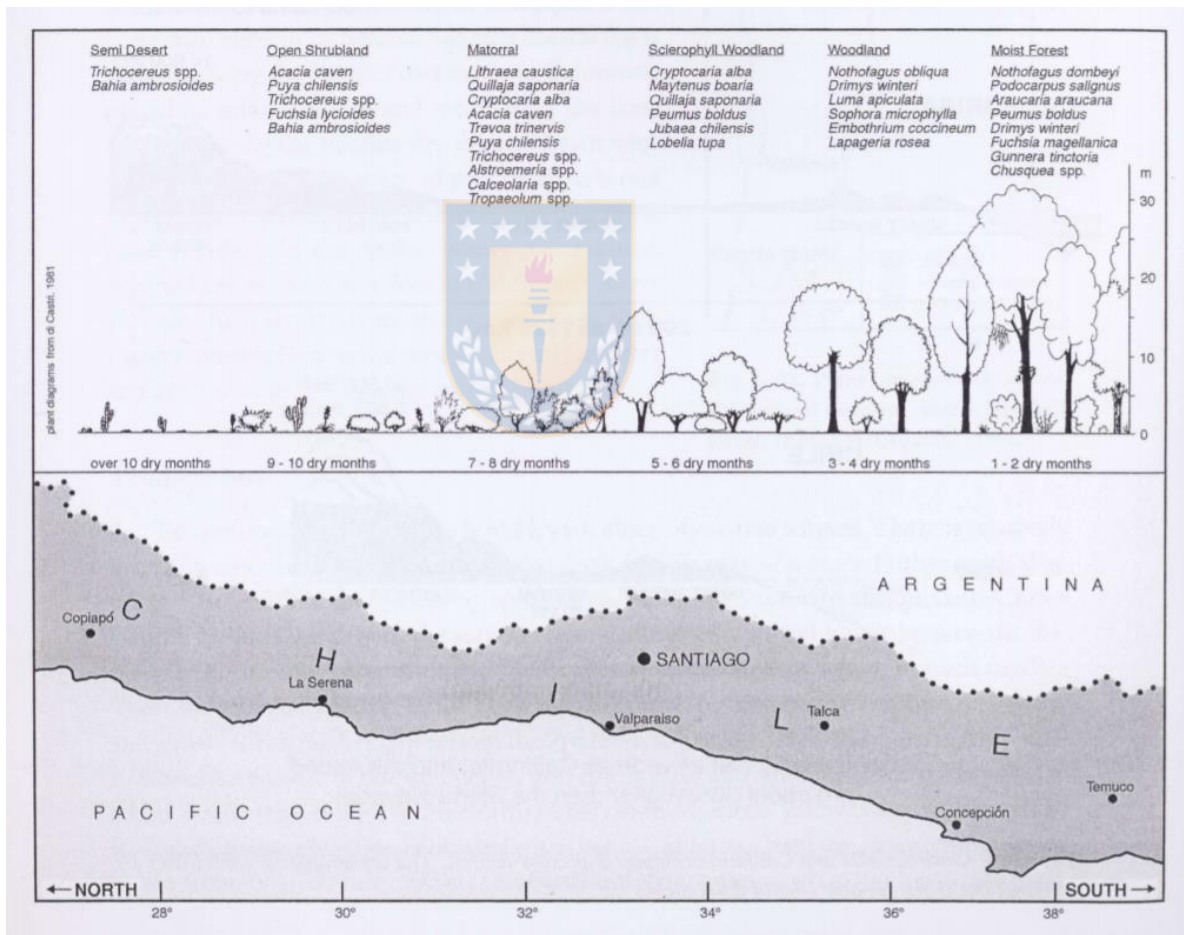


Figura 28. Esquema de la vegetación de Chile central en un gradiente latitudinal de Norte (izquierda) a Sur (derecha). Fuente: Dallman 1998.

El bosque de tipo laurifolio templado costero se caracteriza por tener un piso de vegetación dominado por *Aextoxicon punctatum* (Olivillo), acompañado por *Laurelia sempervirens* (Laurel), *Eucryphia cordifolia* (Ulmo), *Laureliopsis philippiana* (Tepa), *Caldcluvia paniculata* (Tiaca) y *Myrceugenia planipes* (Patagua) en los rebordes montañosos occidentales bajos de Nahuelbuta, tipo de vegetación que responde a la alta precipitación orográfica de la vertiente occidental de la cordillera de la costa, asociada a un régimen térmico de escasa continentalidad. La plataforma costera está dominada por bosques caducifolios de *Nothofagus obliqua* (Hualle/Roble) y los correspondientes matorrales de sustitución (Luebert et al.2006).

Además de las especies dominantes anteriormente mencionadas, en la composición florística también se pueden encontrar: *Amomyrtus luma*, *Aristotelia chilensis*, *Azara lanceolata*, *Boquila trifoliata*, *Chusquea quila*, *Cissus striata*, *Drimys winteri*, *Eucryphia cordifolia*, *Gevuina avellana*, *Gomortega keula*, *Hydrangea serratifolia*, *Mitraria coccinea*, *Lapageria rosea*, *Luma apiculata*, *Persea lingue*, *Peumus boldus*, *Rhaphithamnus spinosus* y *Weinmannia trichosperma* (Baeza et al. 1999).

La dinámica del bosque laurifolio está fuertemente condicionada a la regeneración en ambientes lumínicos. *Aextoxicon punctatum* presenta los mayores niveles de regeneración en ambientes de baja luminosidad, mientras *Eucryphia cordifolia* muestra preferencia por ambientes de luminosidad intermedia, conduciendo a estructuras multietáneas debido a la regeneración continua (Villegas et al. 2003). En consecuencia, la apertura del dosel arbóreo por explotación podría producir alteraciones en la dinámica regenerativa de las especies dominantes y consecuentes cambios en la composición y estructura del bosque más allá de su rango histórico natural, siendo invadido por arbustos o matorrales dominados por *Aristotelia chilensis*, *Chusquea quila* y *Rubus ulmifolius* (Oberdorfer 1960, Gajardo 1994)

El bosque caducifolio se ve representado por la presencia de especies caducifolias del género *Nothofagus*, las que se mezclan con elementos esclerófilos en el norte y con elementos laurifolios en el sur (Gajardo 1994). Los estudios referentes a este tipo vegetacional son escasos y se centran fuertemente en especies del género *Nothofagus*; Sin embargo, existe una clasificación que calza con el área de estudio y corresponde a la asociación de *Nothofagus obliqua* y *Cryptocarya alba*, donde este tipo de bosque caducifolio de interior presenta elementos esclerófilos en su composición florística, marcando la transición de los bosques caducifolios mediterráneos a los templados.

La degradación antrópica de los bosques caducifolios produce la formación de matorrales de quila (*Chusquea quila*), del cual se regeneraría el bosque original siempre y cuando no se haya intervenido el suelo. La tala y subsecuente alteración del suelo por pastoreo permite el establecimiento de praderas permanentes que después son invadidas por matorrales de *Rubus ulmifolius* y *Aristotelia chilensis* (Oberdorfer 1960, Teillier 2003).

Finalmente, la región en estudio también se encuentra marcada por características del bosque siempreverde, debido a la ocurrencia de altas precipitaciones, humedad, y la presencia de especies perennifolias.

En el registro de biodiversidad de especies en la zona de estudio se ha encontrado la presencia de ejemplares de la especie *Nothofagus obliqua*, lo que coincide con la literatura al corresponder antiguamente a un bosque dominado por esta especie del tipo Roble-Raulí-Coigue (Donoso, 1993) que no necesariamente expresa la asociación de estas tres especies, sino que varía su dominancia longitudinal y latitudinalmente; Por la cordillera de la costa empieza al sur del río Itata (36°30'S), donde ya no se encuentra *N. glauca*, y termina en el paralelo 41° S aproximadamente, exclusivamente en sectores de la Cordillera de Nahuelbuta, donde se encuentran los últimos rodales de *N. obliqua* y *N. alpina*

que corresponden a un bosque transicional del pasado con *N. dombeyi*, *Laurelia sempervirens*, *Aextoxicon punctatum*, *Eucryphia cordifolia*, *Gevuina avellana*, y especies del tipo esclerófilo como *Cryptocarya alba*, *Lithraea caustica*, ***Citronella mucronata*** y otras (Donoso et al. 1984, Cisternas 1989, Rocuant 1969).

Casi todos los bosques de este tipo fueron talados alguna vez para despejar terrenos para la agricultura y ganadería, o fueron sometidos al fuego. Muchos de ellos fueron abandonados lo que explicaría el surgimiento de gran parte de los renovales *N. obliqua*.

Diferentes estudios realizados evidencian la hipótesis de que los bosques dominados por *Nothofagus* representan etapas sucesionales tempranas e intermedias que derivan de la destrucción de bosques originales por fenómenos catastróficos (Veblen & Schlegel 1982). Estos fenómenos, referidos a alteraciones derivadas y factores alogénicos, tales como deslizamientos de tierra o erupciones volcánicas, impiden el reemplazo de los *Nothofagus* por especies tolerantes a la sombra, tales como *A. punctatum*. Si no ocurrieran estas alteraciones exógenas masivas, las especies tolerantes reemplazarían a las intolerantes de *Nothofagus*. Además, se ha verificado que después de tala rasa o fuego, el establecimiento ocurre en un período de 10 años, tanto a partir de plántulas de semillas como de reproducción vegetativa desde los tocones (Puente et al. 1979, 1980; Veblen 1985), así como también su relativa intolerancia a la sombra que se refleja en la distribución de frecuencias de clases de tamaño, evidenciando que los individuos de *N. obliqua* mueren más rápidamente a través de un proceso conocido como autorraleo (Donoso 1993); En las tierras bajas dominadas por *N. obliqua*, a medida que el renoval va aumentando de edad y evolucionando hacia un bosque coetáneo, comienzan a establecerse bajo el dosel especies tolerantes, especialmente *A. punctatum*, *L. sempervirens* y *P. lingue*, encontrándose también *G. avellana*, *L. philippiana*, Mirtáceas y algunas coníferas Podocarpáceas (Puente et al. 1979, Álvarez 1982, Veblen et al. 1979). A medida que envejece la población de *N. obliqua*, se

reemplazan gran parte de los individuos de clases de edad o tamaños menores por las especies tolerantes que ocupan doseles intermedios e inferiores que al llegar al estado adulto alcanzan los doseles superiores, siendo capaces de producir semillas que puedan germinar y establecerse. En un largo proceso sucesional se llega a una etapa avanzada con una baja abundancia de individuos que pueden alcanzar los 400 años de edad, formando verdaderos relictos o remanentes originales del tipo Roble-Raulí-Coigue (Donoso 1993). Si bien *N. obliqua* es una especie relativamente intolerante a la sombra, es capaz de invadir áreas abiertas gracias a su semilla alada dispersada por el viento y a su tolerancia intermedia que le permite crecer con un nivel de luminosidad alto, siempre que tenga buena humedad (Silva 1985), siendo capaz de regenerar vegetativamente, desde las raíces, de modo que aparece como planta joven en los claros, pero son pocos los individuos que logran llegar a la condición de brinjal porque no tienen suficiente luz (Donoso 1993), pudiendo sólo establecerse en claros mayores del bosque junto con *P. lingue*, *L. sempervirens* y *E. cordifolia* que rara vez logran establecerse bajo el dosel.

A. punctatum representa el elemento dominante de la estructura de los tipos de bosques antes descritos, asociado en mayor o menor medida a las especies antes mencionadas e individuos ocasionales de *E. cordifolia* y *N. obliqua*, llegando a una condición de climax o equilibrio dinámico, según la teoría de sucesión clásica (Donoso 1993).

La información antes descrita coincide en su mayoría con los datos recopilados en terreno correspondiente a las áreas que se quieren preservar, especialmente al fragmento que presenta casi un 90% de bosque nativo y el menor grado de degradación.

4. Clasificación según nivel de degradación.

El área de estudio se dividió según fragmentación, obteniendo tres (3) fragmentos, de izquierda a derecha se diferenciaron por las letras A, B y C (**Figura 29**), los cuales presentan distintas coberturas de uso de suelo (ver **tablas 16 y 17**).

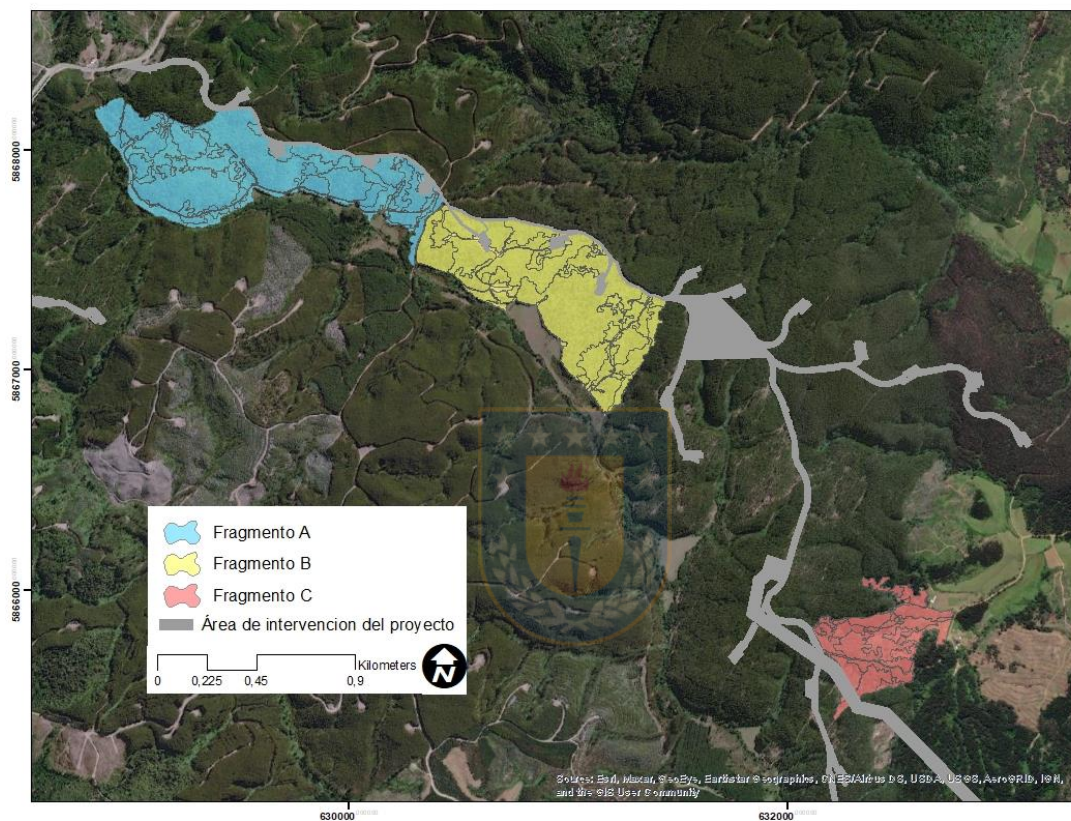


Figura 29. Diferenciación de fragmentos (A, B y C)

Tabla 16. Coberturas del suelo en hectáreas para cada fragmento (A, B y C).

Tipo de cobertura	A	B	C
Bosque nativo renoval	21,96	14,68	2,45
Bosque nativo con exóticas asilvestradas	8,055	26,12	5,01
Matorral	6,97	0,67	3,81
Matorral arborescente	1,50	1,45	0,97
Plantación forestal	9,22	1,21	2,34
Sin vegetación	0,75	1,50	2,46
Área total	48,5	45,6	17

Tabla 17. Porcentajes de coberturas del suelo por fragmento (A, B y C), clasificados por estado o nivel de degradación. (Los porcentajes corresponden al 100% del área total de cada fragmento).

Tipo de cobertura	1º nivel (B)	2º nivel (A)	3º nivel (C)
Bosque nativo renoval/ Bosque nativo con exóticas asilvestradas	89,5%	62%	44%
Matorral/ Matorral arborescente	4,6%	17,5%	28%
Plantación forestal	2,6%	19%	14%
Sin vegetación	3,3%	1,5%	14%
Total	100%	100%	100%

Los tres (3) fragmentos fueron clasificados por su nivel de degradación, según los porcentajes de cada tipo de cobertura (**Tabla 17**), siendo el fragmento (B) el que presenta mayor porcentaje de bosque nativo y menor porcentaje asociado a degradación (plantaciones y suelo desnudo), ocupando el 1º nivel; Este fragmento será tomado como referencia ya que representa lo más parecido a un bosque original.

1º nivel (fragmento B): Bosque nativo con exóticas asilvestradas dominado por *Aextoxicon punctatum* acompañado en dominancia de las especies exóticas *P. radiata* y *E. globulus*. Bosque nativo renoval dominado por *A. punctatum*, seguido

de *Luma apiculata*, *Gevuina avellana* y *Myrceugenia planipes*. Presencia de *Nothofagus obliqua* perteneciente al tipo forestal Roble-Raulí-Coigue, seguido de la especie *L. apiculata*. El tipo Matorral se encuentra dominado mayoritariamente por *Telline monspessulana*, seguido por *Rubus ulmifolius* y en menor cantidad *Ugni molinae* y *Chusquea quila* los que se encuentran acompañados por *L. apiculata* y *P. boldus*. La plantación forestal corresponde principalmente a individuos adultos de *E. globulus* y *P. radiata*. Se identifica una zona de 0,3 ha aproximadamente de plantación cosechada y 1,5 ha de suelo desprovisto de vegetación.

Suelo: La litera forestal (LT) más el Horizonte orgánico (HO) varían entre un mínimo de 7 cm y un máximo de 13 cm de profundidad, mientras el Horizonte eluvial (HA) más el Horizonte iluvial (HB) varían entre los 36 y 67 cm de profundidad.

2º nivel (fragmento A): Bosque nativo con exóticas asilvestradas dominado por *Luma apiculata* acompañado por *E. globulus* y *P. radiata*. Bosque nativo renoval variado en dominancia por *L. apiculata*, *A. punctatum*, *Drimys winteri* y *G. avellana*. En el tipo matorral se encuentra dominancia de *Chusquea quila*, seguido de *Myrceugenia planipes*, *Telline monspessulana*. *C. quila* se encuentra asociado a *Gaultheria phillyreifolia*, *L. apiculata* y *P. boldus*. Plantación forestal ocupa casi un 20% del área total, dominado por *E. globulus* y *P. radiata*, mientras el área desprovista de vegetación alcanza el 1,5 %.

Suelo: La LT en conjunto con el HO varían entre los 4,5 cm como mínimo y 13 cm máximo, mientras HA + HB varían entre 36 y 96 cm de profundidad.

3º nivel (C): Corresponde al fragmento de menor tamaño y con mayor degradación, además de ser el más aislado con respecto a los otros dos. Su alta degradación podría deberse a que en él se encuentran sectores habitados y el área de intervención del Proyecto Eólico atraviesa una zona de este fragmento.

Menos de la mitad del fragmento (44%) corresponde a bosque nativo dominado por *A. punctatum*, el cual está acompañado por individuos de la especie invasora *Acacia melanoxylon* y en menor cantidad por *M. planipes* y *G. avellana*. El tipo matorral está dominado por *Chusquea quila* acompañado de *L. apiculata* y en algunos sitios *Ulex europaeus*. Las plantaciones forestales alcanzan un 14% del área total, dominado por *E. regnans*, donde casi 1 ha ya fue cosechada; y 14% desprovisto de vegetación.

Suelo: La Litera forestal LT + EL Horizonte orgánico HO se encuentran hasta los 8cm de profundidad, mientras HA + HB varían entre 45 cm y 66 cm de profundidad.

5. Preparación.

Antes de generar propuestas que vayan de lleno a restaurar activamente el ecosistema degradado, es necesario preparar el área a trabajar, de modo que se mitiguen las amenazas presentes y se disminuyan las presiones que potencian la degradación del ecosistema, de esta forma también se da paso a una restauración pasiva de forma natural y se asegura el éxito a largo plazo de las medidas de restauración.

Para la prevención de incendios en la zona se deben implementar medidas básicas de prevención y mitigación, tales como: concientizar a la comunidad humana que habita el lugar a través de charlas informativas, instalación de letreros con mensajes y medidas de prevención, como evitar botar basura, cigarrillos, fósforos, etc.; mantener limpios los senderos en sectores de uso intensivo, limpieza de pastizales y arbustos a orillas de camino y restringir el uso de fuego para eliminar desechos agrícolas y forestales (CONAF 2004).

La corta irregular de vegetación afecta fuertemente a las especies nativas. Para el área total del bosque que se desea preservar se registraron los puntos donde se evidenció corta irregular, los cuales coinciden con caminos que facilitan

la extracción de madera y encontrándose la mayor cantidad de registros en el fragmento con mayor porcentaje de bosque nativo (fragmento B). Debido a esto, es primordial implementar estrategias de manejo forestal que estén reguladas y enfocadas a restaurar la funcionalidad de los bosques en base a atributos estructurales y de composición, de este el establecimiento de plantaciones nativas (complementarias a la regeneración natural) en grupos distribuidos dentro de la matriz de un bosque degradado, es una prometedora opción para incrementar de forma activa la diversidad de especies arbóreas, teniendo a largo plazo un efecto positivo a nivel de paisaje gracias a la influencia de dispersión de semillas en áreas no plantadas (Saha 2012, Bannister 2015)

Para tratar las especies exóticas o invasoras, se recomienda la tala y extracción gradual y puntual de estas especies, de modo que el área desocupada no sea de gran extensión, para lograr un mejor control, y propiciar el asentamiento natural de especies pioneras, tolerantes o semitolerantes como *Aristotelia chilensis*, *Chusquea quila*, *Acacia caven* y, debido a la presencia de remanentes en el área, *N. obliqua*. El bosque nativo con exóticas asilvestradas presenta una alta frecuencia de especies introducidas que es necesario erradicar, tales como *A. melanoxylon*, *E. glubulus*, *E. regna*, *P. radiata* y *C. sempervirens*. Para el caso de arbustos tipo matorral con presencia de regeneración nativa se recomienda no ser extraídos hasta una vez que se hayan establecido las especies semi tolerantes o tolerantes bajo ellas, o cuando haya un buen establecimiento de intolerantes nativas como para dar paso a la siguiente sucesión. La mortalidad por estrés hídrico puede reducirse realizando las plantaciones de restauración bajo la cobertura de los arbustos pioneros que ya se encuentran establecidos, ya que el efecto producido por las plantas nodrizas es una importante interacción positiva entre plantas, que ocurre naturalmente en los ecosistemas (Fuentes et al. 1984, Bustamante-Sánchez et al. 2011).

La erradicación y control de las especies exóticas se debe realizar mediante la corta y/o eliminación de las especies no deseadas al interior del área de preservación, interviniendo manualmente utilizando herramientas menores como rozón, hacha, desbrozadora y motosierra. Estos desechos provenientes de esta actividad pueden ser una gran oportunidad para incorporar materia orgánica a suelos intensamente degradados. Para ello es necesario que queden dispuestos en el mismo sitio y ordenados preferentemente en fajas sobre la curva de nivel, de tal manera que, en esta posición aparte de ir incorporándose paulatinamente al suelo, contribuyan a evitar la escorrentía superficial especialmente en terrenos de mayor pendiente. Para las plantaciones forestales el método más utilizado se basa en la aplicación de herbicidas con el empleo de bombas de espalda o equipos de fumigación agrícola. Sin embargo, este método provoca un impacto ambiental que debe ser considerado y se deben preferir herbicidas de baja toxicidad y corta duración residual en el ambiente. Algunas de las combinaciones de productos más utilizados para este tipo de actividad son (SEREMI 2020):

- Control pre-plantación con mezcla de 3-7 L/ha de glifosato y 2-3 Kg/ha Simazina 15 a 30 días de la plantación.
- Control post-plantación mezcla de 2-3 L/ha con Galant-Plus, 0,5-0,7 L/ha de Lontrel, y 1-2 Kg/ha de Simazina antes del comienzo del verano o durante el periodo o durante el periodo de crecimiento vegetativo.

Como una manera de complementar el control de especies no deseadas y si los recursos lo permiten, se pueden procesar los desechos del control manual a través de una maquina trituradora, que transforma el material en pequeñas astillas, las que son dispuestas sobre el terreno en forma de mantillo o Mulch (SEREMI 2020). Este mantillo contribuye a incorporar materia orgánica en sitios degradados y evita la evotranspiración en época estival, conservando por más

tiempo la humedad del suelo de la planta. Es importante considerar que estos desechos deben ser cortados dejando que se sequen, una vez secos pasan a ser triturados e incorporados al suelo, ya que como son especies no deseadas eventualmente podrían germinar y proliferar alrededor de las especies objetivo.

Algunos métodos para eliminar y erradicar especies invasoras se pueden agrupar en (Davis & Meurk 2001, Dorner & Brown 2000):

- Físicos: tracción, segado, quema y labrado.
- Sofocación: mulch artificial (e.g. plástico, geotextil, cartón, papel de diario), Mulch biológico (e.g. paja, chips de madera, compost) y cobertura herbácea.
- Químico: herbicidas pre-germinativo y herbicidas post-germinativo (e.g. contacto, sistémico, selectivo).
- Ecológico: sombra, inundación, cambio en los patrones de alteración, cambio en los niveles de nutrientes y cambio en pH del suelo.

Como un punto importante, se debe excluir la ganadería para evitar su efecto negativo sobre el ecosistema y la restauración. Para el área total que se quiere preservar se recomienda una exclusión perimetral de la zona mediante cercado compuesto por postes cada 3m y 4 hebras de alambre de púas que impidan el ingreso de herbívoros mayores y una malla ursus de al menos 6 hebras en la franja inferior del cercado que limite el paso de herbívoros de menor tamaño. Los materiales a usar deben ser resistentes a inclemencias del tiempo y que en lo posible eviten el sabotaje humano (Davis & Meurk 2001). También, se recomienda la exclusión individual a nivel planta o semilla, que consiste en el uso de "refugios" fabricados con diversos materiales y características, los cuales además de proveer protección contra la herbivoría, podrían ayudar a reducir el estrés hídrico, favorecer el crecimiento en altura y biomasa, y proteger contra las inclemencias del tiempo (Sweeney et al. 2002). Las medidas que se tomen dependerán de la estrategia de plantación que se desarrolle.

Si bien, tras un incendio u otra intervención, los *Nothofagus* son capaces de colonizar el área afectada, el exceso de ganadería puede comprometer su

establecimiento y desarrollo, dado que en general las especies de este género son palatables para el ganado (Blackhall & Raffaele 2005)

Para el tratamiento de los suelos degradados, sin cubierta vegetal, es necesario reponer esta capa superficial utilizando un sustrato de otro sitio cercano con características similares, teniendo mucho cuidado con los niveles de nutrientes que contengan y con la contaminación de semillas de especies no deseadas. En el caso que se lleve a cabo este método se debe incorporar al menos 1,5 metros de sustrato (Ross et al. 1997). Si no se cuenta con el sustrato suficiente para generar una nueva cubierta vegetal, pero existe aún la necesidad de hacerlo, se debe evaluar el uso de biosólidos o compost (Meyer et al. 2004). Esto se debe aplicar también a los suelos donde se han extraído gran número de especies exóticas pertenecientes a plantaciones forestales. Para realizar estos métodos de mejoramiento de suelo, es necesario trabajar previamente el suelo dañado formando casillas de plantación, estas pueden ser variables, dependiendo de las condiciones específicas de cada sitio, pudiendo ser (SEREMI 2020):

- Casilla manual: cultivo manual de suelo de 45 x 45 x 45 cm, lo que equivale a 0,09m³ de suelo cultivado. Esta casilla se debe orientar transversal a la pendiente, dejando un pequeño talud en su parte superior.
- Casilla mecanizada con Retro-excavadora o excavadora: cultivo realizado por maquinaria pesada con subsolador (tridente) de 120 x 100 x 40cm. Realizando un cultivo aproximado de 1,00m³.

Independiente del tipo de casilla que se utilice, corresponden a un factor de gran relevancia, ya que mejora la capacidad de agua aprovechable del suelo, disminuye la compactación generada por anteriores prácticas de manejo, favorece la infiltración de agua y favorece el crecimiento inicial de la plantación. Mientras antes en la temporada se pueda hacer la preparación de sitio, mejores

serán los resultados, ya que las casillas cumplen una función de acumulación de agua, la cual es mayor mientras más tiempo estén habilitadas previo a la plantación.

Finalmente, se debe intentar eliminar los impactos humanos directos para poder favorecer la recuperación del sitio restaurado. Para disminuir en parte estos impactos antrópicos negativos, se pueden realizar campañas de información, comunicación y educación ambiental (Zamora 2002), buscando entregar a la sociedad herramientas que le permitan comprender las razones por las que se lleva a cabo la restauración (e.g valor ecológico de los recursos, necesidad de restauración, importancia de las buenas prácticas de manejo, etc.).

6. Propuestas para restaurar

Según fragmento y su nivel de degradación:

1º nivel (fragmento B):

Este fragmento presenta el menor grado o nivel de degradación del área total de preservación, representando así lo más cercano a un ecosistema de referencia, el cual fue previamente descrito. Si bien presenta el menor grado de degradación, existe una alteración que se evidencia en la estructura de los bosques.

Para el caso de bosque nativo renoval y con exóticas asilvestradas, una vez cosechadas o eliminadas las especies invasoras, se debe promover el desarrollo de la regeneración de especies nativas a través de fuentes de propágulos internas o perimetrales (Donoso 2016), esto se podría conseguir a través de la restauración pasiva o sucesión natural, transformándose en una estrategia viable debido a la cercanía de remanentes naturales (Van der Wuou et al. 2011, Fuentes-Castillo et al. 2012). Los individuos que se utilizarán deben ser obtenidos de propágulos o semillas del sitio o área cercana no superior a 160km de distancia (Hawley y Smith 1972). Una forma de facilitar el proceso de

regeneración es a través de la transposición de semillas, ya que la regeneración de especies está principalmente influenciada por la lluvia de semillas por caída libre, por dispersión a través de vertebrados y el viento (Orozco y Montagini 2007). Las semillas se deben coleccionar mediante trampas (**figura 30**) puestas estratégicamente bajo el bosque con diferentes estados sucesionales, priorizando bosque primario y adultos semilleros de las especies más relevantes (como por ejemplo *N. obliqua*, ver **tabla 18**) con el fin de recolectar una variada diversidad de especies y con buena base genética. El número de trampas en el fragmento no debe ser inferior a 20 y deben recogerse cada mes, luego serán esparcidas al voleo en los sitios por restaurar en periodos de disponibilidad de lluvias, siempre al final de la tarde para evitar la desecación y procurando realizar una distribución homogénea con la ayuda del viento. Otra forma de asistir la sucesión natural es mediante la construcción y fijación de perchas artificiales para aves y murciélagos, lo que permite que a través de sus excretas se trasladen las semillas de los fragmentos permanentes hacia los sitios que se desean restaurar. Las perchas se pueden construir utilizando trozos de madera, algunos modelos de perchas artificiales más conocidos son (Ceecon 2013):

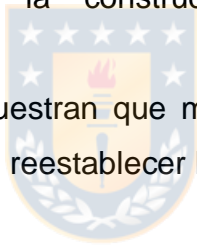
- Perchas artificiales en cruz
- Perchas secas (en forma de ramas)
- Perchas naturales (ramas secas)
- Perchas vivas (postes con lianas plantadas en la base)
- Percha de cable aéreo (cables conectados entre fragmentos, árboles o postes de cerca pasando sobre las áreas degradadas)
- Torre de lianas (tres postes apoyados uno en el otro en forma de pirámide con lianas plantadas a sus pies)
- Torres de bambú (tres varas de bambú con sus ramas vivas)
- Percha de árbol muerto.

Se distribuirán entre 10 a 30 perchas por hectárea, dependiendo de los sitios a restaurar y la disponibilidad de recursos, distanciándose entre 20 a 30 metros entre perchas, al azar o en forma sistemática, dependiendo de la ubicación de los sitios.

También, si es necesario, y como una forma de potenciar y asegurar la regeneración que se busca, se pueden realizar transposiciones de suelo, obteniendo una capa superficial de 5cm del horizonte orgánico de sitios cercanos y estratégicos con estado intermedio de sucesión, para potenciar la presencia de semillas de especies colonizadoras, y depositarla en huecos construidos de 40 x 40 cm y aproximadamente 10 cm de profundidad (**figura 31**); Sin embargo, para este fragmento no es indispensable y solo se aconseja realizarlo puntualmente en sitios con suelo desnudo y/o donde se extrajeron especies no deseadas.

Para las plantulas en estado de crecimiento se debe implementar la proteccion individual mediante la construccion de refugios hasta el establecimiento de la especie.

Existen estudios que demuestran que medidas de restauración pasiva serían efectivas y suficientes para reestablecer la estructura y biodiversidad del paisaje en el tiempo (SER 2004).





A

B

Figura 30. Trampa de semillas para colecta en fragmentos de bosque secundarios y primarios. A) Esquema de colecta, tomado de Bechara (2005).

B) Muestra de campo para colecta de semillas. Fuente: Manual de técnicas para la restauración funcional del paisaje rural (Sanchún et al. 2016)



A

B

Figura 31. Transporte del suelo al sitio por restaurar con micro y macro organismos que facilitan la colonización. A) Esquema de colecta, tomado de Reis et al. (2003).

B) Muestra de campo para transposición de suelos. Fuente: Manual de técnicas para la restauración funcional del paisaje rural (Sanchún et al. 2016)

2º nivel (fragmento A):

Si bien este fragmento presenta un menor porcentaje de cobertura de bosque nativo que el fragmento B, el porcentaje del tipo bosque nativo renoval es relativamente alto (22%), lo que evidencia una alta renovación de especies nativas por sucesión natural, siendo primordial la implementación de protección en el área perimetral. Posterior a la extracción gradual de las especies invasoras presentes en el bosque nativo renoval y con exóticas asilvestradas, se recomienda realizar una siembra directa de semillas en los claros desocupados con individuos de especies colonizadoras intolerantes a la sombra o heliófitas (**tabla 18**). Las semillas deben ser colectadas a través de trampas (**figura 30**) que estén ubicadas estratégicamente bajo especies heliofitas efímeras de porte arbustivo o arbóreo principalmente, ya que lo que se pretende activar son los procesos de sucesión natural. El número de trampas por fragmento debe ser superior a 20 y también es posible utilizar semillas provenientes de trampas en fragmentos aledaños, se recomienda utilizar semillas de la mayor cantidad de especies con esas características que se encuentren en el área total de preservación, y como mínimo de cuatro individuos por especie que estén separados entre sí. La distribución de los sitios de siembra de las semillas se representa en la **figura 32**, correspondiendo para un claro la siembra de 3 a 5 semillas separadas entre ellas por 0,5 m y manteniendo la proporción si el área es más extensa, separando los núcleos por 2,5 – 3 m. Previo a la plantación de semillas se debe haber trabajado el suelo manualmente generando una casilla de plantación que permita la germinación.

Una vez plantadas las semillas, se debe registrar su ubicación e información necesaria para posterior monitoreo, para que una vez establecidas se proceda a la plantación por voleo de nuevas semillas de especies que correspondan a los estados sucesionales intermedios y tardíos (ver **tabla 18**).

En sitios dominados por vegetación tipo matorral y m. arborescente, se aprovechará el establecimiento de las especies nativas sembrando semillas bajo

éstas. Las semillas deben corresponder igualmente a las colectas por trampas de sitios cercanos y de otros fragmentos (especialmente el fragmento B que contiene un mejor estado de individuos adultos y remanentes) y deben pertenecer a las especies objetivo de sucesión intermedia y tardía (semi tolerantes y tolerantes (esciófita)) (**tabla 18**), de modo que la sucesión se complete en el menor tiempo posible. Las semillas deben ser sembradas siguiendo la **figura 32** o de forma aleatoria, siempre formando núcleos y bajo el dosel de las especies nodrizas, a una distancia mínima de 1,5 m desde el fuste. También es posible buscar plántulas de las especies objetivo en los fragmentos de bosque remanente en época de fructificación, trasladándolas a un vivero donde puedan adaptarse para posteriormente ser llevadas al sitio de plantación.

Las plantaciones forestales alcanzan un 20% en este fragmento, por lo que es imprescindible eliminarlas. Esto se puede realizar gradualmente, eliminando todos los individuos por hectárea de forma trimestral. Los ejemplares extraídos pueden servir como leña para las comunidades humanas del sector y/o para triturarlo y posteriormente ser utilizado como mantillo o mulch. Una vez despejada el área, se debe preparar el sitio, trabajando el suelo mediante el uso de un tractor, excavadora o retro-excavadora, descompactando el suelo y formando una casilla de plantación. Luego, se debe incorporar material del horizonte orgánico del suelo de áreas cercanas sin intervención, con especies que pertenezcan a un estado intermedio de sucesión para potenciar la presencia de semillas de especies colonizadoras, procurando que los sitios de extracción estén separados entre sí para evitar efectos negativos; El material colectado debe ser depositado en los sitios seleccionados, en huecos de aproximadamente 40 x 40 cm y 10 cm de profundidad, a razón de 8 sitios por hectárea (ver **figura 33**). Una vez realizada la transposición de suelo, se mezclaran distintas técnicas de nucleación; Se sembrarán 7 plantas nodrizas (heliófitas) previamente escogidas de la **tabla 18**, distribuidas heterogéneamente y distanciadas entre sí; Luego, se sembrarán plantas de especies funcionales en grupos de Anderson

(1953)(figura 34), con una separación de 0,5 – 1 m, combinando especies de los distintos grupos ecológicos por punto de siembra para facilitar las interacciones ecológicas y equilibrar la competencia, formando 4-5 núcleos/grupos por hectárea (ver figura 35); Además, se escogerán semillas recolectadas de la mayor cantidad de especies nativas y se mezclarán en una caja para ser esparcidas por voleo para complementar la regeneración. Este diseño de restauración se debe aplicar para cada hectárea desocupada y suelo desprovisto de vegetación, manteniendo la proporción para sitios de menor tamaño.

El tipo de técnicas de nucleación intentan simular la dinámica natural del bosque formando núcleos o grupos donde a medida que pasa el tiempo, van coalesciendo hasta cubrir completamente el área siguiendo un proceso de sucesión natural (Yarranton & Morrison 1974).



Figura 32. Distribución de los sitios de siembra de las semillas, en cada sitio se siembran tres a cinco semillas en cinco huecos para una hectárea por restaurar. Fuente: Manual de técnicas para la restauración funcional del paisaje rural (Sanchún et al. 2016)

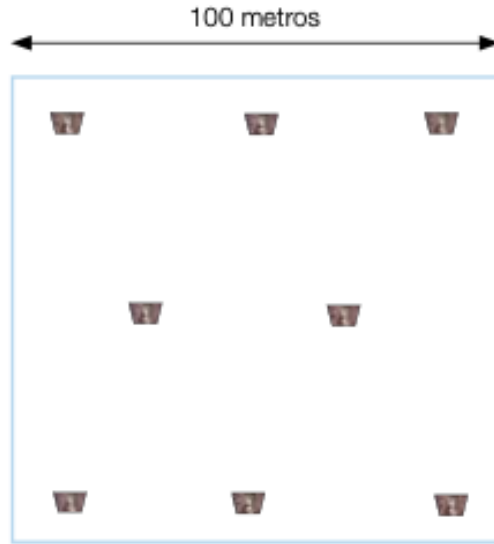


Figura 33. Distribución de los sitios de transposición de suelos en una hectárea por restaurar. Fuente: Manual de técnicas para la restauración funcional del paisaje rural (Sanchún et al. 2016)

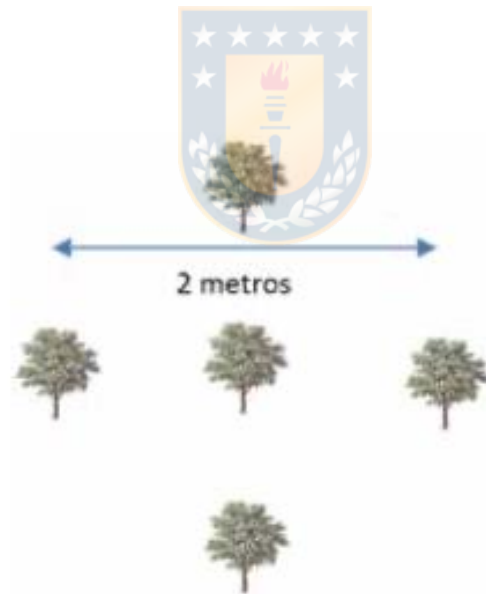


Figura 34. Distribución de las plántulas en la técnica de siembra en grupos de Anderson (1953). Fuente: Manual de técnicas para la restauración funcional del paisaje rural (Sanchún et al. 2016)

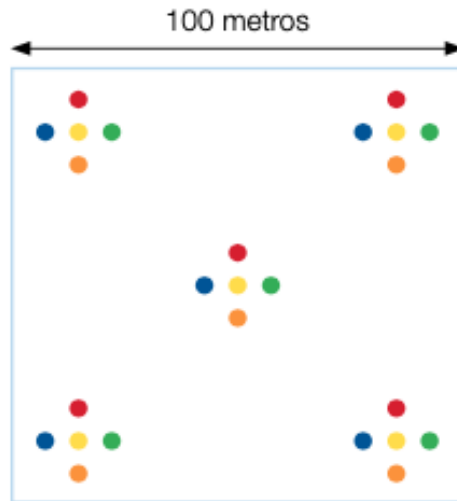


Figura 35. Conformación del sistema de siembra de plántulas. Los colores corresponden a árboles de especies diferentes para una hectárea por restaurar. Modificación basada en el sistema de grupos de Anderson (1953). Fuente: Manual de técnicas para la restauración funcional del paisaje rural (Sanchún et al. 2016)

3º nivel (fragmento C):

Posterior a la extracción y limpieza de las especies exóticas no deseadas, se aplicarán distintas técnicas de restauración activa.

En los sitios dominados por matorral y m. arborescente se debe aprovechar el establecimiento de especies nativas de importancia, aplicando el método de siembra bajo plantas nodrizas; Se sembrarán plantas previamente escogidas pertenecientes a especies de importancia que pertenezcan a los estados de sucesión intermedio y tardío (**tabla 18**), formando dos a tres núcleos bajo el dosel de cada planta nodriza separadas entre sí, cada núcleo debe contener desde 5 a 8 plantas esciófitas y heliófitas durables de las distintas especies disponibles (con una separación de mínimo 0,5 m entre individuos del mismo núcleo), y estar separados entre 1,5 – 5m del fuste. También, se recomienda realizar transposiciones de suelo (**figura 31**) proveniente del bosque de preservación del fragmento B, para enriquecer y potenciar la regeneración natural, éstas pueden ser puntuales desde 5 a 8 por hectárea (**figura 33**).

Las zonas de plantación forestal corresponden a 3 parches ubicados en la periferia del fragmento, de los cuales 2 deben ser extraídos y el otro ya se encuentra cosechado; Para el área cosechada, primeramente se deben realizar trabajos de descompactación del suelo mediante el uso de tractor, excavadora o retroexcavadora; luego, se debe enriquecer a través de transposiciones de suelo como muestran las **figuras 31 y 33**, depositando el material en huecos de aproximadamente 40 x 40 cm y 10 cm de profundidad en una cantidad de 8 por hectárea. Para la siembra en campo se debe utilizar un sistema de tresbolillo o "pata de gallina" con un distanciamiento de 3,5 x 3,5 m, lo que da una cantidad total para sembrar por hectárea de 942 individuos. La distribución por grupo ecológico se basa en la **tabla 20** y la distribución en campo según la **figura 36** que representa un área de 1.800 m², se deben repartir las plantas en campo de tal manera que se reparta la demanda de luz por cada gremio ecológico y que se favorezca el cierre del dosel; Las especies deben ser escogidas a partir de la **tabla 18**.

Este diseño de técnicas de restauración se debe aplicar para cada parche de plantación forestal cosechado y suelo sin vegetación, si el tamaño del sitio cambia sólo se debe mantener su proporción.

Al ser el fragmento más aislado con respecto a los otros, se propone también la implementación de perchas artificiales, las cuales sirven para aves y murciélagos que a través de sus excretas trasladan semillas provenientes de los bosques mejor conservados hacia los sitios que se desean restaurar; Algunos ejemplos de perchas fueron descritos para el fragmento B y se pueden distribuir entre 10 a 30 perchas por hectárea distribuidas al azar o en sitios estratégicos.

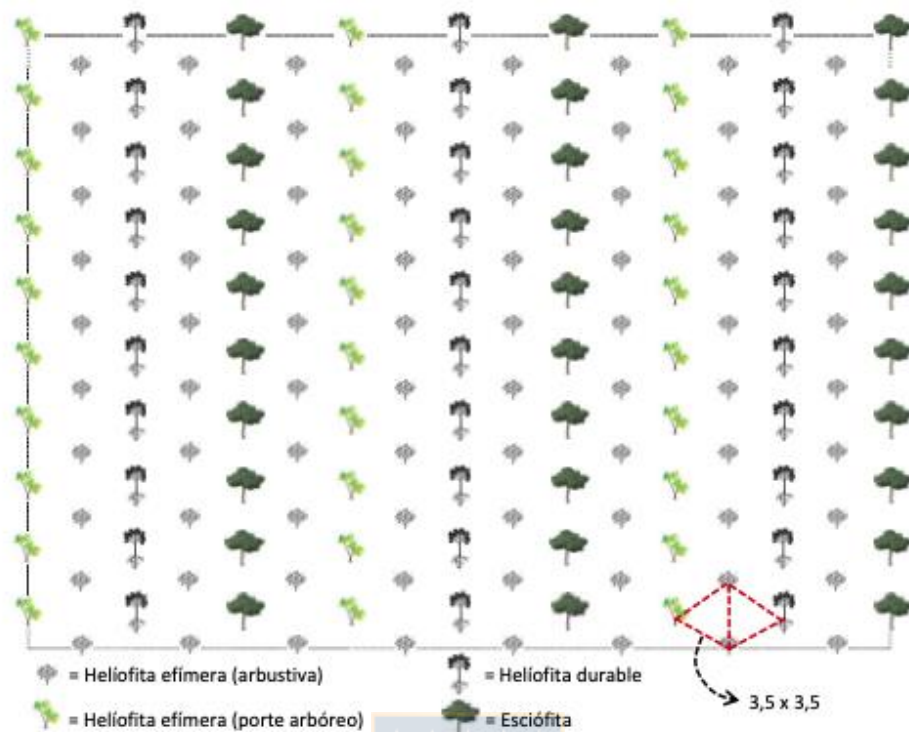


Figura 36. Diagrama de siembra sugerido para un área de 1.800 m² (51,5 x 36,75 m) con un distanciamiento de 3,5 x 3,5 m en el sistema de siembra tresbolillo de restauración ecológica. Fuente: Manual de técnicas para la restauración funcional del paisaje rural (Sanchún et al. 2016)

Prácticas generales:

Plantación: La plantación de especies nativas debe ser realizada en el período comprendido entre fines de mayo y la primera quincena de agosto. Plantar fuera de este periodo significa un estrés para las plantas principalmente por la falta de humedad en el suelo.

Manejo de rebrotes de vegetación nativa: Se debe realizar una poda del exceso de brotes de tocones remanentes, los brotes que se dejan serán seleccionados por su calidad y éxito de sobrevivencia, deben alcanzar una densidad de 3 a 6 vástagos; De esta forma el vigor de la planta se concentra en menos rebrotes y aumenta su crecimiento. La época más aconsejable para la selección de los brotes es en invierno.

Semillas: Las semillas deben estar maduras, es decir, cuando naturalmente se desprenden y caen. Se recomienda coleccionar semillas de más de 20 árboles por especie, distanciados más de 20m unos de otros; Deben estar sanas, sin pudrición, heridas u otros, que puedan dañar el embrión y provocar la entrada de agentes patógenos, y no deben exponerse a temperaturas superiores a 40°C.

Una vez coleccionadas las semillas, éstas deben limpiarse para luego ser almacenadas en envases herméticos a una temperatura no mayor a los 5°C, procurando dejar registro de la procedencia. Para el almacenamiento de semillas ortodoxas (que toleran la deshidratación, como roble, quillay, madroño, culén, laurel) es importante reducir el contenido de humedad de las semillas secándolas de forma natural o en cámaras de secado; mientras que para aquellas semillas recalcitrantes (que no pueden ser almacenadas pues pierden viabilidad por deshidratación, como arrayán, peumo, lingue, olivillo, maqui) es importante cosecharlas y extraer la pulpa, secar al aire y mantener en cámara de frío o refrigerador a aproximadamente 4-5°C, hasta el momento de la siembra.

Viverización de las plantas: Se pueden utilizar cajones de madera como almácigos o bandejas de poliestireno expandido con cavidades de 130cm³, llenadas con sustrato de corteza compostada de pino. Previo al llenado, las bandejas deben ser lavadas con agua y luego con una mezcla de látex y oxiclورو de cobre, este compuesto permite realizar la poda química de las raíces y evitar que estas se peguen a la bandeja cuando se quiera retirar la planta.

Se deben aplicar tratamientos pregerminativos previo a la siembra de las semillas para acelerar el proceso de germinación (ver **tabla 19**). Posteriormente, las semillas son depositadas en el almácigo que ya contiene una capa de sustrato, depositando una por cavidad o bien distribuidas homogéneamente, luego cubrir con una capa fina de sustrato. El sustrato debe mantenerse húmedo durante el periodo de germinación, evitando que la semilla se seque. El criterio

de riego se define para cada especie y sus demandas hídricas, además debe contener macro y micro elementos que provean de nutrientes a la planta.

Ampliación de borde: Se propone la implementación de franjas de 10 x 5 m en los bordes de transición entre bosques y arbustales, y/o en los bordes externos del fragmento. La plantación se realizará en hileras o fajas, preferentemente siguiendo las curvas de nivel, y se deben escoger 18 individuos de especies heliófitas y esciófitas de importancia, distribuyéndolas según la disponibilidad de luz. Para la siembra se pueden utilizar semillas o plántulas, dependiendo de la disponibilidad.

Protección de plantas: Todas las plántulas sembradas deben estar protegidas por una barrera física como refugio, cuidando de que la parte inferior de éste quede en contacto con el suelo. Para dar sujeción al protector se instala un tutor, que puede ser por ejemplo un trozo de madera o rama, velando de que no dañe la parte radicular y se encuentre a una distancia de al menos 5 cm desde el fuste de la planta.

Aplicación de mulch/mantillo: Si los recursos lo permiten, es posible reducir el material extraído por roce o proveniente de las especies leñosas no deseadas, triturando y formando pequeños trozos que pueden ser utilizados como mantillo o mulch para cubrir el suelo en sitios de siembra de plántulas. Se debe considerar: Limpiar el terreno de malezas previo a su aplicación, la capa no debe superar los 10 cm de grosor, debe estar bien esparcido y se debe procurar dejar los tallos libres. Entre sus ventajas se encuentran: a) Sombra que promueve una situación microclimática que favorecerá la flora microbiana y nitrificante, b) Se impide la compresión de la tierra y c) Se facilita la aireación debido al aumento de porosidad.

Post plantación: Se debe mantener el control frecuente de las especies invasoras no deseadas o malezas en las zonas de restauración, éstas deben ser

removidas, en lo posible, utilizando herramientas como azadón, palas, rozón o desbrozadora.

El retiro de los protectores debe ser luego del segundo año, una vez que ya cumplió su función. Es importante retirarlos para reducir la contaminación generada y a su vez, con el fin de reutilizarlos en nuevas plantaciones que los requieran.

Medición de resultados: Para cada temporada se deben realizar estudios de prendimiento o de sobrevivencia de las plantas sembradas. Los datos deben ser colectados entre los meses de abril a junio, llevando un registro por ubicación y especie; La metodología contempla el cálculo de tamaño muestral por cada especie plantada en el rodal en función al número de plantas establecidas en el sitio, a un nivel de confianza del 95% y a un 5% de margen de error.

Monitoreo de las estrategias de restauración: Realizar seguimiento de la supervivencia en periodos trimestrales y crecimiento (altura y diámetro a la altura de la base) de los individuos en periodos semestrales, con el fin de mostrar resultados y el éxito en el establecimiento de las estrategias de restauración en el corto plazo (aproximadamente cinco años).

Citronella mucronata:

Debido a que la especie focal no evidencia una alta regeneración, la cual corresponde principalmente a rebrotes de tocón y un porcentaje menor a semillas (Echeverría & Rodríguez 2014), se debe implementar protección individual a plantas en estado de regeneración que tengan un diámetro < 5 cm.

Además, se debe controlar la fumagina provocada por hongos del género *Capnodium*, mediante el uso de algún fungicida que actúe sobre el metabolismo de estos agentes parásitos (Roudaut 2002).

Para la recolección de semillas, se deben implementar trampas bajo todos los árboles semilleros identificados dentro o cercanos a el área de preservación.

El fruto alcanza un tamaño de 10 – 12 mm, drupáceo, mucronado en el ápice y de color violeta oscuro al madurar. Se deben coleccionar entre febrero y mayo, luego macerar para eliminar la pulpa y sembrar inmediatamente a comienzos o mediados de otoño. Sembrar en bolsa plástica de al menos 10 cm de profundidad usando una mezcla de sustrato de corteza compostada, tierra de hoja y arena (1:1:1). La germinación se produce en primavera, alcanzando un porcentaje superior al 50%. Las plántulas presentan un crecimiento lento y pueden alcanzar 15 cm al cabo de un año.

Otra forma de propagación es mediante la colecta de estacas de 10 cm provenientes de brotes nuevos a fines de verano, éstos se deben poner sobre una cama fría con sustrato de arena utilizando hormona de enraizamiento en polvo y riego nebulizado intermitente. El enraizamiento toma alrededor de 3 meses. (Hechenleitner et al. 2005).

La siembra de la especie focal debe incluirse en cada estrategia de plantación. Sin embargo, debe tenerse especial cuidado al momento de escoger el sitio, ya que corresponde a una especie semi tolerante / tolerante a la sombra, de sucesión intermedia a tardía, por lo que su siembra debe ser bajo plantas nodrizas o a la sombra.

Tabla 18. Esquemas sucesionales (según registros de literatura y datos obtenidos en terreno para un bosque mixto de la zona central-sur de Chile).

Pioneras	Sucesión media	Sucesión tardía
<i>Acacia caven</i>	<i>Aextoxicon punctatum</i>	<i>Aextoxicon punctatum</i>
<i>Embothrium coccineum</i>	<i>Aristotelia chilensis</i>	<i>Aristotelia chilensis</i>
<i>Gaultheria phillyreifolia</i>	<i>Chusquea quila</i>	<i>Chusquea quila</i>
<i>Nothofagus obliqua</i>	<i>Citronella mucronata</i>	<i>Citronella mucronata</i>
<i>Nothofagus dombeyi</i>	<i>Cryptocarya alba</i>	<i>Cryptocarya alba</i>
	<i>Drimys winteri</i>	<i>Drimys winteri</i>
	<i>Escallonia rubra</i>	<i>Eucryphia cordifolia</i>
	<i>Eucryphia cordifolia</i>	<i>Gaultheria phillyreifolia</i>
	<i>Gevuina avellana</i>	<i>Gevuina avellana</i>
	<i>Lithrea caustica</i>	<i>Lapageria rosea</i>
	<i>Lomatia denata</i>	<i>Laurelia sempervirens</i>
	<i>Lomatia ferrugínea</i>	<i>Lithrea caustica</i>
	<i>Lomatia hirsuta</i>	<i>Lomatia dentata</i>
	<i>Nothofagus obliqua</i>	<i>Lomatia hirsuta</i>
	<i>Nothofagus dombeyi</i>	<i>Lomatia ferrugínea</i>
	<i>Podocarpus saligna</i>	<i>Luma apiculata</i>
	<i>Persea lingue</i>	<i>Myrceugenia planipes</i>
	<i>Peumus boldus</i>	<i>Nothofagus obliqua</i>
	<i>Rhaphitamnus spinosus</i>	<i>Nothofagus dombeyi</i>
	<i>Ugni molinae</i>	<i>Persea lingue</i>
		<i>Peumus boldus</i>
		<i>Podocarpus saligna</i>
		<i>Pseudopanax laetevirens</i>
		<i>Rhaphitamnus spinosus</i>
		<i>Ugni molinae</i>

Tabla 19. Tratamientos pregerminativos de algunas de las especies nativas más comunes.

Nombre común	Nombre científico	Pre-tratamiento	Mes de siembra
Arrayán	<i>Luna apiculata</i>	Remojo en agua a temperatura ambiente por 48hrs.	Junio
Avellanillo	<i>Lomatia dentata</i>	Remojo en agua a temperatura ambiente por 48hrs.	Agosto
Corcolén	<i>Azara dentata</i>	Remojo por 48hrs. en solución con ácido giberélico a 200ppm	Junio
Culén	<i>Psoralea glandulosa</i>	Hervor en agua caliente y luego se deja enfriar	Agosto
Espino	<i>Acacia caven</i>	Remojo en agua hervida dejando enfriar a temperatura ambiente por 48hrs.	Julio
Huingán	<i>Schinus polygamus</i>	Remojo en agua a temperatura ambiente por 48hrs.	Julio
Laurel	<i>Laurelia sempervirens</i>	Remojo en agua a temperatura ambiente por 48hrs.	Julio
Lingue	<i>Persea lingue</i>	Remojo en agua a temperatura ambiente por 48hrs.	Junio
Madroño	<i>Escallonia pulverulenta</i>	Remojo en agua. Temperatura ambiente por 48hrs.	Junio
Maitén	<i>Maytenus boaria</i>	Remojo en agua a temperatura ambiente por 48hrs.	Julio
Maqui	<i>Aristotelia chilensis</i>	Remojo por 48hrs. en solución con ácido giberélico a 200ppm	Noviembre
Mayu	<i>Sophora macrocarpa</i>	Remojo en agua hervida dejando enfriar a temperatura ambiente por 48hrs.	Septiembre
Olivillo	<i>Aextoxicon punctatum</i>	Remojo en agua a temperatura ambiente por 48hrs.	Julio
Peumo	<i>Cryptocarya alba</i>	Remojo en agua a temperatura ambiente por 48hrs.	Junio
Quillay	<i>Quillaja saponaria</i>	Remojo en agua a temperatura ambiente por 48hrs.	Octubre
Roble	<i>Nothofagus obliqua</i>	Remojo por 48 hrs. en solución con ácido giberélico	Noviembre

Extraído de Manual de técnicas básicas de restauración de ecosistemas forestales a escala de paisaje, Chile (MMA,2020)

Tabla 20. Cantidad de individuos para sembrar, por hectárea, de cada gremio ecológico en relación con su diagrama de siembra.

Gremio ecológico	Individuos por hectárea	Individuos 1.800m²
Heliofita efímera (arbustiva)	444	80
Heliofita efímera (porte arbóreo)	166	30
Heliofita durable	166	30
Esciófita	166	30
Total	942	120

Extraído de Manual de técnicas básicas de restauración de ecosistemas forestales a escala de paisaje, Chile (MMA,2020)

7. Análisis de fragmentación

El análisis de fragmentación para el escenario 2 demostró el aumento en un 42% de bosque nativo gracias a la restauración del hábitat, con respecto al escenario 1, esto se demuestra (ver **tabla 21**) en un aumento significativo del promedio de área que poseen los parches, pasando de 9,1 a 58,1 ha., aumentando en aproximadamente 500%. Junto con el aumento del área de los parches, aumentó la conectividad entre estos (CONTIG) y el tamaño de las áreas núcleo (CORE). En consecuencia, el número de áreas núcleo (NCORE) disminuyó, del mismo modo que la superficie de contacto con el borde, demostrado en la relación área-perímetro (PARA).

Debido a que la fragmentación interrumpe la continuidad de los ecosistemas, altera los diferentes microhábitats, disminuye su heterogeneidad, desaparece hábitats críticos, las fuentes de alimentos y modifica las condiciones microclimáticas (Vargas, 2008), es que un aumento de las áreas parche , en este caso por medio de estrategias de restauración, permite aumentar la conectividad y promover un aumento en el ensamble de las distintas poblaciones, aumentando la biodiversidad y abundancia de las especies que habitan el ecosistema (Bustamante & Grez 1995)

Tabla 21. Métricas de fragmentación.

A) Escenario 1: Bosque nativo actual, sin restauración.

Parches	ÁREA (ha)	PARA (m)	CONTIG (m)	CORE (m)	NCORE
1	1,52	447,4	0,88	0	0
2	27,58	388,0	0,89	2,8	5
3	1,14	684,2	0,81	0	0
4	0,74	729,7	0,79	0	0
5	43,07	264,7	0,93	6,05	6
6	0,02	3000	0,17	0	0
7	1,92	729,2	0,80	0	0
8	0,22	1545,5	0,58	0	0
9	5,61	620,3	0,83	0	0

B) Escenario 2: Bosque nativo restaurado.

Parches	ÁREA (ha)	PARA	CONTIG (m)	CORE	NCORE
1	98,3	124,7	0,97	52,5	2
2	17,8	221,5	0,94	6,5	1

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Pese a los avances del país en las últimas décadas, los procesos de degradación continúan afectando significativamente a los bosques nativos de Chile, por lo cual sigue siendo urgente generar medidas concretas para contrarrestar esta situación; Como consecuencia, la escasez de remanentes de bosques nativos con baja degradación dificulta enormemente la definición de los sistemas de referencia para realizar ensayos de restauración o rehabilitación, especialmente en la zona central-sur de Chile. La escasez de remanentes también forma un serio obstáculo para la restauración pasiva y el avance de la sucesión natural en muchas áreas. En aquellos casos que presenten una baja cantidad de remanentes de bosques o fuentes de propágulo, y aislados entre sí, se torna urgente sembrar o plantar especies que presenten limitaciones de dispersión (Bustamante-Sánchez et al. 2012).

Es importante mencionar que en zonas con una alta degradación la restauración de la cubierta vegetal difícilmente será capaz de recuperar la comunidad original de referencia, ya que los procesos ecológicos y organismos implicados alcanzan niveles de complejidad tan elevados, que muchas veces la restauración sólo favorece un proceso de cicatrización, pero no implica necesariamente seguir con el proceso histórico. Por lo tanto, la restauración no asegura la reproducción exacta del proceso histórico sucesional (Zamora 2002, SER 2004).

Las intervenciones que se emplean en la restauración de un paisaje varían mucho de un proyecto a otro, dependiendo de la extensión y la duración de las perturbaciones pasadas, de las condiciones culturales que han transformado el paisaje y de las oportunidades y limitaciones actuales. En la más simple de las circunstancias, la restauración implica eliminar o modificar una alteración específica, de manera de permitir que los procesos ecológicos se recuperen por sí solos (SER 2004). Un concepto esencial que sustenta la restauración es que

los profesionales o encargados no llevan a cabo el proceso de recuperación de un ecosistema, sino que el trabajo de recuperación es realizado por la biota mediante la germinación, o el nacimiento (o eclosión), crecimiento, reproducción, reclutamiento e interacciones con otros organismos y su ambiente a lo largo del tiempo. Esto sugiere que las intervenciones de restauración debieran enfocarse en reestablecer componentes y condiciones adecuadas para reiniciar estos procesos y que los ecosistemas degradados recuperen sus atributos esenciales, incluyendo su capacidad de autoorganización y resiliencia ante estreses futuros (SER 2004). Bajo este principio, las primeras medidas que se proponen en esta investigación corresponden a estrategias pasivas, como frenar la amenazas que se presentan para potenciar la regeneración natural; Y luego asistir activamente en los casos necesarios mediante la introducción y enriquecimiento de especies nativas, manteniendo siempre como metas la recuperación de la composición, estructura y funcionalidad de los bosques que se desean preservar.

Es relevante destacar el alto potencial productivo que tienen los bosques nativos del centro-sur de Chile cuando son manejados adecuadamente (Donoso 2018). Sin embargo, en la actualidad en Chile en la mayoría de los bosques nativos no se aplica silvicultura, sino que sólo extracción selectiva de los árboles más valiosos o cortas descontroladas para producir leña, lo que se conoce como floreo o “sacar lo mejor”, esto se convierte en una amenaza constante a la biodiversidad y estructura de los ecosistemas. Se estima que tan sólo una mínima proporción de la superficie anual intervenida se hace mediante silvicultura (Donoso y Lara 1999), es decir, a través de intervenciones basadas en la ecología de las especies y la dinámica del bosque, buscando privilegiar a las especies mejor adaptadas al lugar desde un punto de vista económico y biológico, además de buscar el mejor ajuste entre los propósitos de manejo del propietario y las limitaciones naturales impuestas por el sitio. Existen estudios sobre el efecto de tratamientos silviculturales en plantaciones de *Nothofagus* (p. ej. Donoso et al. 2009 2013) que han demostrado tasas de crecimiento

comparables a plantaciones forestales de especies exóticas en Chile y de similar rentabilidad económica (Cubbage et al. 2007, Donoso et al. 2015). En la **Figura 37** se resumen algunos métodos propuestos por Bannister et al. (2016) para el tratamiento de bosques templados de Chile mediante el uso de la silvicultura.

Como es sabido, los disturbios antrópicos juegan un papel importante en cualquier escala, es por esto que una propuesta de restauración integral debe incluir la participación ciudadana, es muy importante explorar la aceptabilidad que tendría un eventual proyecto de restauración, en función del entorno socioeconómico que prevalezca en el área y con especial atención a las aspiraciones propias de las comunidades humanas locales, en términos del futuro que desean. Además, resulta de gran importancia los conocimientos que tienen las poblaciones humanas sobre su región, su historia de uso, la diversidad de especies y en algunos casos su propagación, pudiendo ayudar a promover el éxito de los proyectos de restauración. De esta forma la educación ambiental se vuelve práctica, efectiva y necesaria.

Este proyecto de restauración se guió a partir de la recopilación y sistematización de información relacionada a la Restauración ecológica de ecosistemas, donde se incluyen investigaciones, experiencias, libros, manuales y guías, y se basó en los atributos más importantes de un ecosistema de referencia como objetivo, que pese a los altos índices de degradación que presenta la región, aún existen remanentes de bosques que fueron altamente degradados en el pasado, pero que en la actualidad representan lo más cercano a un bosque original. Los altos índices de degradación de los bosques nativos en Chile evidencian el déficit de políticas públicas dirigidas a la conservación de los ecosistemas naturales, por lo que es necesario establecer políticas nacionales que promuevan y financien proyectos de conservación y restauración ecológica a escala local y a gran escala.

Situación	Descripción	Efectos de la degradación	Alternativas de silvicultura para la restauración
Bosques adultos y secundarios degradados	Bosques adultos y secundarios degradados sometidos a sucesivas cortas sin criterios silviculturales (floreos). Por eso han perdido su composición, estructura y función, y no son capaces de regenerarse naturalmente en el corto plazo.	Limitada o nula capacidad de regeneración de sus principales especies arbóreas en el corto plazo debido a la dominancia de especies arbustivas altamente competidoras y, a veces, a la pérdida de fuentes de propágulos.	Manipulación del dosel arbóreo y el dosel arbustivo de especies competidoras y/o invasivas, y potencialmente el suelo, para promover la regeneración del bosque por vía natural o con plantación complementaria.
Bosques secundarios densos	Bosques relativamente jóvenes, de estructura y composición simple (baja complejidad), resultantes de acciones antrópicas en bosques adultos en el pasado.	Funcionalidad (y servicios ecosistémicos) asociada a bosques de baja complejidad.	Aplicar raleos de restauración y/o de densidad variable para generar atributos de bosques adultos.
Bosques quemados	Bosques nativos quemados por el ser humano, que han perdido su composición, estructura y función, y no son capaces de regenerarse naturalmente en el corto plazo.	Luego de décadas existe escasa regeneración de las especies originales y sin intervención humana no podrán recuperarse pasivamente en corto o mediano plazo.	Combinar técnicas pasivas y activas, estableciendo por ejemplo plantaciones en grupos distribuidos en el paisaje quemado, las cuales apoyen la regeneración natural entre grupos.
Plantaciones de especies exóticas	Plantaciones jóvenes (< 25 años) establecidas luego de sustituciones de bosques nativos y que tienen abundante regeneración de especies nativas en su interior.	Se pueden considerar bosques degradados donde no hay opciones futuras de desarrollo para la regeneración establecida de especies nativas de no mediar una conversión.	Convertir a bosques nativos a través de su cosecha gradual o total, promoviendo el desarrollo de la regeneración establecida y futura de especies nativas a través de diversas fuentes de propágulos internas o perimetrales, o a partir de enriquecimiento.

Figura 37. Principales condiciones de bosques nativos degradados del sur de Chile que requieren definir estrategias de restauración, y aproximaciones silviculturales para enfrentar estas situaciones. Extraído de Bannister et al. 2016

REFERENCIAS

- AGUAYO, M., PAUCHARD, A., AZÓCAR, G. & PARRA O. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82: 36.
- ARMESTO, J. J. & GUTIERREZ, J. R. .1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile central. In *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* (Vol. 11, pp. 43-48).
- ARMESTO, J., ROZZI, R., SMITH-RAMIREZ, C. & ARROYO, M. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science*, 282: 1271-1272.
- ARMESTO, J., BUSTAMANTE-SANCHEZ, J., DIAZ, M. E., GONZALES, M. F., HOLZ, M. E., NUNEZ-AVILA, A., M. C. & SMITH-RAMIREZ, C. 2009. Fire disturbance regimes, ecosystem recovery and restoration strategies in Mediterranean and temperate regions of Chile. *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies. Science Publishers, Enfield, New Hampshire*, 537-567.
- ARROYO, M. T. K., ARMESTO, J. J. & PRIMACK, R. 1983. Tendencias altitudinales y latitudinales en mecanismos de polinización en la zona andina de los Andes templados de Sudamérica. *Revista Chilena de Historia Natural*, 56(2), 159-180.
- ARROYO, M.T.K. & CAVIERES L. 1997. The Mediterranean-type climate flora of central Chile – What do we know and how can we assure its protection. *Noticiero de Biología* 5(2): 48-56.
- ARROYO, M.T., MARQUET,P., MARTICORENA,C., SIMONETTI, J.A., CAVIARES, L, SQUEO, F., ROÍZ, R., MASSARDO, F., ROVIRA, J. & UGALDE, J. 2008. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. *Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos*, 90-93.
- BANNISTER, JAN R. 2015. Recuperar bosques no es solo plantar árboles: Lecciones aprendidas luego de 7 años restaurando bosques de *Pilgerodendron Uviferum* (D. Don) Florin en Chiloé. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 43(1), 35-51.

- BANNISTER, J. R., DONOSO, P. J. & MUJICA, R. 2016. La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. *Bosque (Valdivia)*, 37(2), 229-235.
- BENOIT I. 1989. Libro rojo de la flora terrestre de Chile (Primera Parte). Corporación nacional forestal. Santiago. 157 pp.
- BLACKHALL, M. & RAFFAELE, E. 2005. Efectos de los incendios y del pastoreo sobre la regeneración temprana de bosques mixtos de *Nothofagus dombeyi* y *Austrocedrus chilensis*. II Convención Ambiental Universitaria Patagónica. 3pp.
- BOTEQUILHA, A., MILLER, J., AHERN, J. & MCGARIGAL, K. .2006. Measuring Landscapes. A planner's handbook. Washington, Island Press, 245 p.
- BRUDVIG, L. A. 2011. The Restoration of Biodiversity: Where has research been and where does it need to go *American Journal of Botany*. 98 (3): 549-558.
- BUSTAMANTE, R. & GREZ, A. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*. Chile. vol. 11, no.2, p. 58-63.
- BUSTAMANTE-SÁNCHEZ, M. A., ARMESTO, J. J. & HALPERN, C. B. 2011. Biotic and abiotic controls on tree colonization in three early successional communities of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 99(1), 288-299.
- BUTCHART, S.H., WALPOLE, M., COLLEN, B., VAN STRIEN, A., SCHARLEMANN, J.P., ROSAMUNDE, A.E. , BAILLIE, J.E., BOMHARD, B., BROWN, C., BRUNO, J., CARPENTER, K.E., CARR, G.M., CHANSON, J., CHENERY, A. M., SIRKE, J., DAVIDSON, N.C., DENTENER, F., FOSTER, M., GALLI, A., GALLOWAY, J.N., GENOVESI, P., GREGORY, R.D, HOCKINGS, M., KAPOS, V., LAMARQUE, J.F., LEVERINGTON, F., LOH, J., MCGEOCH, M.A., MCRAE, L., MINASYAN, A., HERNANDEZ, M., OLDFIELD, T.E., PAULY, D., QUADER, S., REVENGA, C., SAUER, J.R., SKOLNIK, B., SPEAR, D., STANWELL-SMITH, D., STUART, S.N., SYMES, A., TIERNEY, M., TYRRELL, T.D., VIÉ, J.C. & WATSON, R. 2010. Global Biodiversity: Indicators of recent declines. *Science*, 328: 1164-1168.
- CEECON, E. 2013. Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. CRIM-Ediciones Díaz de Santos. 289 p

- CENTRO DE CIENCIA DEL CLIMA Y LA RESILIENCIA (CR)².2015. La megasequía 2010-2015: Una lección para el futuro. Informe a la Nación.
- CONAF. 2018. Pauta de prescripciones técnicas aplicables al programa de protección contra incendios forestales contenidas en los planes de manejo de plantaciones. Santiago-Chile. CONAF 36.
- CONAF. 2019. Estadísticas de ocurrencia y daño de incendios forestales.
- COTTENIE, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*. 8: 1175-1182
- CORVALÁN, P., GALLEGUILLOS, M., & HERNÁNDEZ, J. 2014. Presencia, abundancia y asociatividad de *Citronella mucronata* en bosques secundarios de *Nothofagus obliqua* en la precordillera de Curicó, región del Maule, Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(3), 269-278.
- CUBBAGE, F., HAROU, P. & SILLS, E. 2007. Policy instruments to enhance multi-functional forest management. *Forest policy and economics*, 9(7), 833-851.
- DALE, V. H. & PEARSON, S. M. 1997. Quantifying habitat fragmentation due to land-use change in Amazonia. WF Laurance and RO Bierregaard, editors. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- DAVIS, M. & MEURK, C. 2001. Protecting and restoring or natural heritage a practical guide. Department of Conservation, New Zealand. 95 pp.
- DONOSO, C. 1981. Investigación y desarrollo forestal, Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Investigación y desarrollo forestal, Documento de trabajo No 38. Santiago, Chile. 82 pp.
- DONOSO, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria.
- DONOSO, C. & LARA, A. 1999. Silvicultura de los bosques nativos de Chile.
- DONOSO, P. J., SOTO, D. P. & GERDING, V. 2009. Efectos de la poda de tallo y fertilización de liberación controlada en vivero sobre el comportamiento de plántulas de *Nothofagus nervosa* en terreno. *Bosque (Valdivia)*, 30(1), 48-53.

- DONOSO, P. J., SOTO, D. P., COOPMAN, R. E. & RODRÍGUEZ-BERTOS, S. 2013. Early performance of planted *Nothofagus dombeyi* and *Nothofagus alpina* in response to light availability and gap size in a high-graded forest in the south-central Andes of Chile. *Bosque*, 34(1), 23-32.
- DONOSO, P., PROMIS, A., SOTO, D. 2018. Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos. Volumen II. 281p.
- DORNER, J. & BROWN, S. 2000. A guide to restoring a native plant community. University of Washington, E.E.U.U. 61 pp.
- ECHEVERRÍA, C., COOMES, D., SALAS, J., REY-BENAYAS, J.M., LARA, A. & NEWTON, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130: 481-494.
- ECHEVERRÍA, C. & RODRÍGUEZ, R. 2014. Caracterización de *Eucryphia glutinosa*, *Citronella mucronata*, *Prumnopitys andina* y *Orites myrtoidea* según los criterios de la UICN. Informe Final Fondo de Investigación del Bosque Nativo. 75 p.
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales: ¿Cómo están cambiando los bosques del mundo?, Roma, Italia: FAO.
- FERNÁNDEZ, I., MORALES, N., OLIVARES, L., SALVATIERRA, J., GÓMEZ, M. & MONTENEGRO, G. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas vegetales nativos afectados por incendios forestales. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Universidad Católica de Chile, y Corporación Nacional Forestal (CONAF)
- FORMAN, R.T., 1995. Algunos principios generales del paisaje y la ecología regional. *Ecología del paisaje*, 10:3, 133-142.
- FUENTES, E.R. & HAJEK E. 1979. Patterns of landscape modifications in relation to agricultural practice in central Chile. *Environmental Conservation*. 6: 265-271.
- FUENTES, R., OTAIZA, D., ALLIENDE, M. C., HOFFMANN A. & POIANI. A., .1984. Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. *Oecologia* 62:405–411.

- FUENTES, E.R. & MUÑOZ, M.R. 1995. The human role in changing landscapes in central Chile: implications for intercontinental comparisons. En: Arroyo MTK, Zedler PH & Fox MD (eds) *Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California, and Australia*, 401–417. Springer-Verlag, New York.
- FUENTES-CASTILLO, T., MIRANDA, A., RIVERA-HUTINEL, A., SMITH-RAMÍREZ, C. & HOLMGREN, M. 2012. Nucleated regeneration of semiarid sclerophyllous forests close to remnant vegetation. *Forest Ecology and Management* 274: 38-47.
- FUENTES, N., SÁNCHEZ, P., PAUCHARD, A., URRUTIA, J., CAVIERES, L. & MARTICORENA, A. 2014. *Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo*. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción, Chile.
- GAJARDO, R. 1994. *La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica*. Editorial Universitaria.
- GEIST, H.J. & LAMBIN, E.F. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, 52: 143-150.
- GONG, C., YU, S., JOESTING, H. & CHEN, J. 2013. Determining socioeconomic drivers of urban forest fragmentation with historical remote sensing images. *Landscape and Urban Planning*, 117: 57-65.
- HADDAD, N., BRUDVIG, L., CLOBERT, J., DAVIES, K., GONZALEZ, A., HOLT, R., LOVEJOY, T., SEXTON, J., AUSTIN, M., COLLINS, C., COOK, M., DAMSCHEN, E., EWERS, R., FOSTER, B., JENKINS, C., KING, A., LAURANCE, W., LEVEY, D., MARGULES, C., MELBOURNE, B., NICHOLLS, A., ORROCK, J., SONG, D., & TOWNSHEND, J. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ecosystems. *Science Advances*.1(2)
- HAJEK E.R. 1991. *Medio ambiente en Chile. "La situación ambiental en América Latina"*. CIEDLA. Buenos Aires: pp. 237-294.
- HAWLEY, R. C. & SMITH, D. M. 1972. *Silvicultura práctica*. Ediciones Omega, S. A

- HECHENLEITNER, P. & GARDNER, M. F. 2005. Plantas amenazadas del centro-sur de Chile.
- HOEKSTRA, J.M., BOUCHER, T.M., RICKETTS, T.H. & ROBERTS, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities on habitat loss and protection. *Ecology Letters*, Vol. 8(1): 23-29.
- HOLMGREN, M. 2002. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions* 4:25–33.
- JAKSIC, F. M., y FARIÑA, J. M. 2015. Incendios, sucesión y restauración ecológica en contexto. In *Anales del Instituto de la Patagonia* (Vol. 43, No. 1, pp. 23-34). Universidad de Magallanes.
- KEINATH, D.A., DOAK, D.F., HODGES, K.E., PRUGH, L.R., FAGAN, W., SEKERCIOGLU, C.H., BUCHART, S.H.M. & KAUFFMAN, M. 2017. A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography*. 26: 115-127.
- LARA, A., SOLARI, M.E., PRIETO, M.D.R. & PEÑA, M.P. 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35° - 43° 30´ S). *Bosque*, 33: 03-04
- LAMB, D. & GILMOUR, D. 2003. *Rehabilitation and Reforestation of Degraded Forests*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland. 110pp.
- LAMBIN, E.F., TURNER, B.L., GEIST, H.J., AGBOLA, S.B., ANGELSEN, A., BRUCE, J.W., COOMES, O.T., DIRZO, R., FISCHER, G., FOLKE, C.2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*. 11: 261-269.
- LIU, Y., FENG, Y., ZHAO, Z., ZHANG, Q., SU, S. 2016. Socioeconomic drivers of forest loss and fragmentation: A comparison between different land use planning schemes and policy implications. *Land Use Policy*. 54: 58-68.

- LUEBERT, F. & PLISCOFF P. 2005. Sinopsis bioclimática de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile
- MCLAUGHLIN, D.W. 2011. Land, food, and biodiversity. *Conservation Biology*, 25: 1117-1120.
- MEYER, V. F., REDENTE, E. F., BARBARICK, K. A., BROBST, R. B., PASCHKE, M. W. & MILLER, A. L. 2004. Plant and Soil Responses to Biosolids Application following Forest Fire. *J Environ Qual* 33; 873-881.
- MIRANDA, A., ALTAMIRANO, A., CAYUELA, L., LARA, A., GONZÁLEZ, M. 2016. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 1-13.
- MITTERMEIER, R. A., TURNER, W. R., LARSEN, F. W., BROOKS, T. M. & GASCON, C. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. En F. E. Zach y J. C. Habel (eds.), *Biodiversity Hotspots: distribution and protection of conservation priority areas* (pp. 3- 23) Berlin, Heidelberg: Springer
- MONTENEGRO, G., GINOCCHIO, R., SEGURA, A., KEELY, J., GÓMEZ, M., 2004. Fire regimes and vegetation responses in two mediterranean – climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural*, Vol 77: 455 – 464.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A., KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- NCR (National Research Council). 2001. *Grand Challenges in Environmental Sciences*. Washington (DC), National Academy Press.
- OBERDORFER, E. 1960. Pflanzensozilogische Studien in Chile. Ein Vergleich mit Europa. *Flora et Vegetatio Mundi* 2: 1-208.
- OROZCO, C. & MONTAGNINI, F. 2007. Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of native trees and abandoned pastures at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Restor Ecol* 15:453–461
- OTAVO, S. 2018. Fragmentación y disponibilidad de hábitat boscoso de especies nativas en un área premium del hotspot chileno. Tesis Doctoral. Universidad de Concepción.

- PUENTE, M., DONOSO, C., PEÑALOZA, R., MORALES, E. 1979. Manejo de renovales de roble (*Nothofagus obliqua*) y raulí (*Nothofagus alpina*). Identificación de renovales de Raulí-Roble. Investigación y desarrollo forestal, documento de trabajo nr. 29, CONAF/FAO/PNUD.
- PUENTE, M., PEÑALOZA, R., DONOSO, C., PAREDES, R., NÚÑEZ, P., MORALES, R., ENGDAHL, O. 1980. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de Raulí y Roble. Segunda fase: Informe de avance de instalación de ensayos de raleo en renovales de Raulí. Informe de convenio No 30. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI/76/003. Facultad de Ciencias forestales, Serie Técnica, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 59 p.
- QUINTANILLA, V. 2000. Influencia del fuego en el desequilibrio ecológico de la vegetación en la zona mediterránea de Chile : Casos de estudio. Investigaciones Geográficas. 34: 1–14.
- QUINTANILLA, V. & CADIÑAN, J. A. 2012. Biogeographic study of the forests of Chile's mediterranean area: inventory and characterization. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles.
- REIS, A., BECHARA, F., ESPINDOLA, M., VIEIRA, N. & SOUSA, L. 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve sucesional processes. The Brazilian Journal of Nature Conservation 1 (1):85-92.
- ROSS, C., SIMCOCK, R. & GREGG, P. 1997. Proceedings of a workshop on scientific issues in ecological restoration. Proceedings of a workshop on scientific issues in ecological restoration. Manaaki Whenua Press, New Zealand. 79 pp.
- ROUDAUT, R. 2002. Los pesticidas en los vegetales. En: TIRILLY, Y. y BOURGEOIS, C., Tecnología de las hortalizas. Acribia, España. pp. 497-510.
- SAHA, S. 2012. Development of tree quality, productivity, and diversity in oak (*Quercus robur* and *Q. petraea*) stands established by cluster planting. Albert-Ludwigs Universität Freiburg, Freiburg, Alemania.

- SANCHÚN, A., BOTERO, R., MORERA, A., OBANDO, G., RUSSO, R., SCHOLZ, C. & SPINOLA, M. 2016. Restauración funcional del paisaje rural: manual de técnicas. UICN, San José, Costa Rica. XIV + 436p.
- SCHULZ, J., CAYUELA, L., ECHEVERRIA, C., SALAS, J. & REY BENAYAS, J.M. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Applied Geography* 30: 436-447.
- SER (Society for Ecological Restoration International), Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- SEREMI DEL MEDIO AMBIENTE REGIÓN DEL BIOBÍO, GOBIERNO REGIONAL DE BIOBÍO. 2020. Manual de técnicas básicas de restauración de ecosistemas forestales a escala de paisaje, Chile. 155 pp.
- SKOLE, D. & TUKER, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260: 1905-1910.
- 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.
- STEININGER, M., TUCKER, C.J., ERSTS, P., KILLEEN, T., VILLEGAS, Z. & HECHT, S. 2001. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology*, 15, 856-866.
- SWEENEY, B., CZAPKA, S. J. & YERKES, T. 2002. Riparian forest restoration: Increasing success by reducing plant competition and herbivory. *Restoration Ecology* 10; 392-400.
- TEILLIER, S. 2003. Mediterranean forests in Chile: limits, communities and dynamics. En: *The Mediterranean World, Environment and History* (Fouache, E. ed.), pp. 215-232. Elsevier, FR.
- TEIXIDO, A.L., QUINTANILLA, L. G., CARRENO, F. & GUTIERREZ, D. 2010. Impacts of changes in land use and fragmentation patterns on Atlantic coastal forests in northern Spain. *Journal of Environmental Management*. 91: 879-886.

- TILMAN, D., CLARK, M., WILLIAMS, D.R., KIMMEL, K., POLASKY, S. & PACKER, C. 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*. 546: 78-81.
- TOMIMATSU, H. & OHARA, M. 2003. Genetic diversity and local population structure of fragmented populations of *Trillium camschatcense* (Trilliaceae). *Biological Conservation* 109: 249-258.
- TURNER, I. M., 1996. Pérdida de especies en fragmentos de selva tropical: una revisión de la evidencia. *Revista de Ecología aplicada*, 200-209.
- TURNER, M., GARDNER, R. & O' NEILL, R. 2001. *Landscape ecology in theory and practice. Patterns and process*. Springer-Verlag, New York, New York, USA. 401 pp.
- UN (United Nations). 2012. *Probabilistic Population Projections based on the World, Population Prospects: The 2012 Revision*. New York: United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- VARGAS, O. 2007. *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá
- VARGAS, O. 2008. *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua Cundinamarca*. Bogotá: Universidad nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. 372 P.
- VEBLEN, T. T., ASHTON, D. H. & SCHLEGEL, F. M. 1979. Tree regeneration strategies in a lowland *Nothofagus*-dominated forest in south-central Chile. *Journal of Biogeography*, 329-340.
- VEBLEN, T. T. & SCHLEGEL, F. M. 1982. *Reseña ecológica de los bosques del sur de Chile*. *Bosque*, 4(2), 73-115.
- VEBLEN, T.T., DONOSO, C. 1987. *Alteración Natural y Dinámica Regenerativa de las Especies Chilenas de Nothofagus de la Región de los Lagos*. *Bosque* 8(2): 133-142.
- VILLEGAS, P., LE QUESNE C. & LUSK C. 2003. Estructura y dinámica de una población de *Gomortega keule* (Mol.) Baillon en un rodal antiguo de bosque valdiviano, Cordillera de Nahuelbuta, Chile. *Gayana Bot.* 60: 107-113.

- WHISENANT, S., 1999. Repairing Damaged Wildland, A Process Oriented, Landscape-Scale Approach. Cambridge University Press. 312 pp.
- WORTLEY, L., HERO, J. M. & HOWES, M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. Restoration Ecology. Vol. 21, N°5, 537-543.
- WU, J. 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. Landscape Ecology. 1-25
- YARRANTON, G. & MORRISON, R. 1974. Spatial dynamics of primary succession: nucleation. Journal of Ecology, 62(2): 417–428.
- YOUNG, T. P., PETERSEN, D. A. & CLARY, J. J. 2005. The ecology of Restoration: Historical Links, Emerging Issues and Unexplored Realms. Ecology Letters. 8: 662-673.
- ZAMORA, R. 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. Ecosistemas 11. Disponible online en: <http://www.revistaecosistemas.net>.
- ZAMORANO-ELGUETA. 2018. Silvopastoreo en los bosques templados del sur de Chile. Perspectivas para un manejo forestal y ganadero sustentable. En DONOSO, P., PROMIS, A., SOTO (Ed.). Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos. Volumen II. 281p.