

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DE LA ORDENACIÓN FORESTAL SOBRE
LA ESTRUCTURA DE LOS BOSQUES Y LA CONFIGURACION DEL
PAISAJE EN UN PREDIO DE LA COMUNA DE CASABLANCA, REGIÓN DE
VALPARAÍSO, CHILE**

BÁRBARA LORETO CARRASCO MASCAYANO

Santiago, Chile

2022

UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DE LA ORDENACIÓN FORESTAL SOBRE
LA ESTRUCTURA DE LOS BOSQUES Y LA CONFIGURACION DEL
PAISAJE EN UN PREDIO DE LA COMUNA DE CASABLANCA, REGIÓN DE
VALPARAÍSO, CHILE**

**EVALUATION OF THE EFFECTS OF A FOREST MANAGEMENT PLAN ON
FOREST STRUCTURE AND LANDSCAPE CONFIGURATION IN A
CASABLANCA LAND PROPERTY AT VALPARAISO, V REGION IN CHILE**

BÁRBARA LORETO CARRASCO MASCAYANO

**Santiago, Chile
2022**

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DE LA ORDENACIÓN FORESTAL SOBRE
LA ESTRUCTURA DE LOS BOSQUES Y LA CONFIGURACION DEL
PAISAJE EN UN PREDIO DE LA COMUNA DE CASABLANCA, REGIÓN DE
VALPARAÍSO, CHILE**

Memoria para optar al Título Profesional de:
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

BÁRBARA LORETO CARRASCO MASCAYANO

Profesor Guía

Álvaro G. Gutiérrez Ilabaca
Ingeniero Forestal, Dr. Rer. Nat.

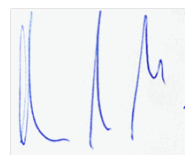


Calificaciones

7,0

Profesores Evaluadores

Álvaro A. Promis Baeza
Ingeniero Forestal, Dr. Rer. Nat.



6,5

Gerardo F. Soto Mundaca
Ingeniero Forestal, M.S. Dr.

6,8

Santiago, Chile
2022

Al bosque, donde siempre vuelvo a ser niña

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi familia, a todos y cada uno de ellos. Y no puedo dejar de nombrar a mis dos padres y a mi mamá, por ser los responsables de que haya elegido esta hermosa carrera y haya llegado hasta acá. Ellos potenciaron mi lectura y curiosidad desde pequeña. Me recuerdo leyendo el Viejo que leía novelas de amor a los 7 años en el Radal Siete Tazas, donde acampábamos, hacíamos balsas para navegar, escalábamos árboles y buscábamos lagartijas. Gracias por inculcarme mi precoz amor por la naturaleza, los árboles y los bichitos. Agradezco a mi madre y a Fabián, por ser mis soportes emocionales en mi estrés y autoexigencia tanto en la u como en la tesis. Ellos mejor que nadie, saben sobre mi perfeccionismo. A mi madre en particular, por ser mi mejor consejera en mi periodo de universidad y mi mejor compañera de la vida. Por ser ejemplo de fortaleza, desde su periodo de la u en Antumapu, hasta estos días. A Fabián en especial, por enseñarme sobre aceptación y acompañarme codo a codo en este proceso. Al Seba por estar siempre enseñándome a innovar y a cuestionar los aprendizajes formales. Al tata por ser un libro andante. A la yaya, por ser infinita fuente de amor y cuidarme mientras mi mamá estudiaba.

Agradezco a Pablo Cruz por ser el impulso de esta investigación, nos pasamos semanas dándole vueltas a la idea que motivó esta tesis. Agradezco a Álvaro Gutiérrez, por su buena disposición siempre y por su ideal de hacer las cosas lo mejor posible.

Agradezco a Antumapu, por ser mi casa desde siempre, desde el jardín antumapu, las escuelas de verano y finalmente en la universidad. Por ser esa burbuja de cosas bonitas, ese oasis de buenas e interesantes personas. Por generar tantas instancias de aprendizaje, como bailar afro, trabajar en el huerto agroecológico y miles de charlas. Agradezco sobre todo a Antumapu por darme a los más grandes y mejores amigos que la vida me pudo dar: A la Palo, la Junju, la Fer, la Rayén, el Franco, el Dani, el David, el Gabo, y tantos otros compañeritos que me acompañaron en mis aprendizajes y por esas circunstancias de la vida ya no están tan cerca y aquellos otros que se me quedan en el tintero.

Agradezco también al PME de la Universidad de Chile, por darme la oportunidad de hacer un intercambio, de viajar a Italia a estudiar y expandir horizontes.

Agradezco a la vida, por hacerme tan afortunada.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCIÓN.....	3
Objetivo General.....	4
Objetivos específicos.....	4
Metodología.....	5
Área de Estudio.....	5
Materiales.....	6
Determinación de la estructura de los bosques y la configuración del paisaje inicial ..	7
Configuración del paisaje inicial.....	8
Estructura inicial del bosque.....	9
Análisis de los efectos de la Ordenación Forestal sobre la estructura de los bosques y la configuración del paisaje en escenarios con y sin Ordenación Forestal.....	12
Proyección a escala de paisaje.....	12
Proyección a escala de rodal.....	15
Comparación escenarios Con y Sin plan.....	17
RESULTADOS.....	19
Estructura de los bosques y configuración del paisaje inicial.....	19
Efectos de la ordenación forestal sobre la estructura de los bosques y la configuración del paisaje en escenarios con y sin ordenación forestal.....	20
Conversión de áreas restauradas a bosque.....	20
Comparación Escenarios con plan y sin plan.....	21
DISCUSIÓN.....	29
Efecto borde.....	29
Índice de continuidad espacial.....	30
Paisaje de referencia.....	30
Biomasa.....	30
Área basal.....	31
Sugerencias y relevancia del estudio.....	32
CONCLUSIONES.....	34
BIBLIOGRAFÍA.....	35
ANEXOS.....	43
APÉNDICES.....	46

RESUMEN

Una de las amenazas que presenta el bosque esclerófilo es el uso insostenible de sus recursos forestales. La Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales ha señalado al Plan de Ordenación Forestal (POF) como la solución a este uso insostenible. Sin embargo, existe escasez de información científico-técnica acerca de su implementación y sus efectos. Factores fundamentales para determinar la sostenibilidad del manejo de un bosque es la evaluación de sus características estructurales y la configuración del paisaje forestal. En esta memoria se evaluaron los efectos de la ordenación forestal sobre la estructura de los bosques y la configuración del paisaje en un predio de la comuna de Casablanca, Valparaíso, Chile. Se modeló la evolución del paisaje forestal para escenarios con plan y sin plan de ordenación a 30 años. A escala de paisaje, el escenario sin plan se proyectó con la tendencia histórica de deforestación de este bosque, mientras que el escenario con plan se proyectó según lo establecido en el POF aprobado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) para el predio. A escala de rodal ambos escenarios se modelaron con el método de proyección de tabla de rodal de Reynolds. Se determinó el efecto borde, el índice de continuidad espacial (ICE), el área basal y la biomasa. Los resultados muestran que, en el escenario con plan a 30 años, se obtiene una superficie sin efecto borde de casi el doble que en el escenario sin plan. El bosque con plan aumentó su superficie en 25% lo que significó un aumento de la superficie sin efecto borde de un 86%. En el escenario con plan, la fragmentación se redujo en un 26%, versus el escenario sin plan donde aumentó en un 174%. La ganancia en biomasa producto del POF se estimó en $43,1 \text{ t ha}^{-1}$, representando una diferencia entre escenarios de un 25%. El ICE en el escenario sin plan se mantuvo en 4,04 a pesar del aumento de la fragmentación. Este estudio contribuye al entendimiento de los efectos potenciales de la ordenación forestal sobre las características estructurales y paisajísticas del bosque esclerófilo. La ordenación forestal se presenta como una buena alternativa para conciliar el uso del bosque esclerófilo con su conservación y restauración.

Palabras clave: Plan de ordenación, manejo forestal, índices del paisaje, biomasa.

ABSTRACT

The Mediterranean Sclerophyllous Forest is mainly threatened by the unsustainable use of its forest resources. The National Strategy for Climate Change and Vegetation Resources has pointed the Forest Management Plan (FMP) as the solution to unsustainable use. However, there is a lack of scientific-technical information on its implementation and its effects. The evaluation of its structural characteristics and landscape configuration are fundamental factors to determine the sustainable forest use. This research evaluated the effects of FMP on forest structure and landscape configuration in a Casablanca land property at Valparaiso, Chile, by modelling the evolution of the forest landscape in scenarios with and without a 30-year plan. At the landscape scale, the unplanned scenario was projected with the historical deforestation trend of this forest, while the planned scenario was projected as established in the FMP. At stand scale, both scenarios were modeled with the Reynolds stand table projection method. Edge effect, spatial continuity index, basal area, and biomass were determined. The scenario with a 30-year plan results in an almost double-sized area without edge effect than the unplanned scenario. The forest increased its area by 25% with the FMP, which meant an increase in the area without edge effect of 86%. In the planned scenario, fragmentation was reduced by 26%, versus the unplanned scenario, which increased by 174%. Due to the FMP plan, 43.1 t ha⁻¹ were gained, representing a 25% difference between scenarios. Spatial continuity index remained at 4.04 despite the increase of fragmentation in the planned scenario. This study contributes to understand the potential effects of FMP on the structure and landscape properties of the Mediterranean Forest. FMP is presented as a good alternative to reconcile the use of Mediterranean Sclerophyllous Forest with conservation and restoration.

Keywords: Forest management plan, landscape index, biomass.

INTRODUCCIÓN

El bosque esclerófilo es una formación vegetal única de la zona de clima mediterráneo de Chile central, caracterizándose por estar adaptado a los veranos secos de esta área, así como a las heladas ocasionales (Villablanca *et al.*, 2011). Los bosques esclerófilos, regulan el balance hídrico, absorben contaminantes atmosféricos y actúan como barrera contra la desertificación, por mencionar algunos de sus servicios ecosistémicos (Gangas, 2015). Asimismo, poseen una gran diversidad de especies y altos niveles de endemismos (Arroyo *et al.*, 2006) que, en conjunto con un alto nivel de amenazas antrópicas, han significado la inclusión del bosque esclerófilo dentro de los 25 “hotspots” prioritarios para conservar la biodiversidad mundial (Myers *et al.*, 2000). Los principales factores que amenazan este ecosistema son la pérdida, fragmentación y degradación del hábitat producto de los incendios forestales, la expansión urbana y agrícola, su sustitución por plantaciones forestales y agrícolas, y el uso insostenible de los recursos forestales, entre otros (Arroyo *et al.*, 2006; Corporación Nacional Forestal [CONAF], 2016a).

El uso insostenible del bosque esclerófilo es causado según la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (ENCCRV) porque los Planes de Manejo aprobados por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) no están siendo un instrumento efectivo como controlador del uso del bosque, al no tener como exigencia la aplicación de cortas que aseguren un rendimiento sostenido (CONAF, 2016a; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2004; Oterra *et al.*, 2016). El rendimiento sostenido de un bosque se asegura cuando la tasa de uso se equilibra con su crecimiento, generando un flujo de extracción permanente de productos madereros, sin afectar las funciones ambientales del bosque y asegurando su permanencia (Cruz *et al.*, 2005). Al contrario de los Planes de Manejo, el Plan de manejo bajo Criterios de Ordenación o Plan de Ordenación Forestal (Ley N°20.283, 2008) se enfoca en el rendimiento sostenido del bosque. El Plan de Ordenación Forestal (POF) se define como el conjunto de intervenciones silviculturales que, organizadas espacial y temporalmente, persiguen una estructuración tal del bosque que permite un rendimiento sostenido; abarcando la planificación de todo el predio o patrimonio forestal (Honeyman *et al.*, 2009). Además, el POF plantea acciones para mejorar el estado de conservación de bosques degradados, es decir, asistir al ecosistema para que recupere su composición, estructura y funciones, incorporando además una visión de restauración y planificación a nivel de paisaje (Murcia, 2016). A pesar de que la ENCCRV ha señalado a la Ordenación Forestal como la solución al uso insostenible de los recursos vegetacionales, aún no se ha logrado establecer al POF como un instrumento de manejo integral del bosque esclerófilo, dada la escasez de información científico-técnica acerca de su implementación y sus efectos (Agencia de Sustentabilidad y Cambio Climático [ASCC], 2016; “Global Environment Facility” Montaña [GEF Montaña], 2019).

La Agencia de Sustentabilidad y Cambio Climático (ASCC), en conjunto con el proyecto GEF de Corredores Biológicos de Montaña y CONAF, pretenden implementar planes piloto de Ordenación Forestal en un área de 10.000 hectáreas de bosque esclerófilo en la comuna de Casablanca (Región de Valparaíso). Estos planes piloto, tienen por objetivo ser áreas de demostración y a su vez, proponer un modelo de conservación y gestión sostenible, que incorpore simultáneamente la utilización del bosque, su conservación, recuperación y que mejore su estado de fuente generadora de productos y servicios

ambientales (GEF Montaña, 2018). En este sentido, la implementación de estos planes piloto requiere de evaluaciones que permitan medir el desempeño de la Ordenación Forestal como instrumento y su influencia sobre el nivel de conservación del ecosistema y su uso sostenible (ASCC, 2016; GEF Montaña, 2018).

Uno de los factores fundamentales para determinar el estado de conservación o potencial de producción de un bosque es la evaluación de sus características estructurales (Alvis, 2009). La estructura de un bosque se define según Danserau (1957) como “la organización en el espacio de los árboles que forman un rodal” y se integra de tres componentes: estructura horizontal, vertical y cuantitativa (Kershaw, 1973). Según Donoso (2015), la medición de la estructura es imprescindible al momento de analizar un bosque y se puede calcular mediante diversos parámetros tales como, densidad, diámetro, área basal, biomasa u otras. Respecto a una perspectiva a nivel de paisaje, propiedades del paisaje como la distribución espacial de los hábitats, su conectividad y su fragmentación, afectan los flujos e interacciones de energía, materia y organismos, siendo cruciales tanto para la conservación de la biodiversidad como para analizar si se está llevando a cabo una gestión forestal sostenible (Ortega, 2007; Laborde *et al.*, 2016; Ellis, 2017). Dichas propiedades, se pueden englobar en el concepto de configuración del paisaje, definido como las relaciones espaciales de proximidad y forma que se dan entre los elementos del paisaje, e.g. usos de suelo o tipos de vegetación (Botequilha-Leitão y Ahern, 2002). En este sentido, los índices del paisaje cuantifican la configuración del paisaje, siendo útiles para su comparación en distintos momentos temporales (Gustafson, 1998).

Según Dieler *et al.* (2017) existen escasos estudios que evalúen el cambio de estructura espacio-temporal en los bosques producto del manejo, siendo actualmente un conocimiento fragmentado, en que sus aspectos principales aún no se comprenden completamente. Es por ello, que se espera contribuir al conocimiento sobre los efectos de incorporar en la planificación del manejo forestal del bosque esclerófilo, criterios para su uso sostenible.

Objetivo General

Evaluar los efectos de la ordenación forestal sobre la estructura de los bosques y la configuración del paisaje en un predio de la comuna de Casablanca, Región de Valparaíso, Chile.

Objetivos específicos

1. Determinar la estructura de los bosques y la configuración del paisaje inicial.
2. Analizar los efectos de la ordenación forestal sobre la estructura de los bosques y la configuración del paisaje en escenarios con y sin ordenación forestal.

METODOLOGÍA

Área de Estudio

El área de estudio correspondió al predio “Santa Luisa del Tránsito”, ubicado en la comuna de Casablanca, Región de Valparaíso (Figura 1). La superficie total del predio es de 909 hectáreas, de las cuales 746,2 corresponden a renoval de bosque nativo, 99,3 a plantaciones de *Quillaja saponaria* (quillay), 54,2 a uso agrícola y/o ganadero y 9,3 a otros usos (Cruz, 2017). De acuerdo con el Atlas Agroclimático de Chile, el clima es del tipo Templado cálido supratermal con régimen de humedad semi árido (Csb2Sa), cuya temperatura media anual es de 14 °C y cuya precipitación anual es de 400 mm, con un periodo seco de 8 meses (Centro de Agricultura y Medioambiente [AGRIMED], 2017). Por otro lado, se caracteriza por presentar lomajes suaves, con suelos de origen aluvial de drenaje moderado, profundos y pertenecientes al orden Iceptisol (Centro de Información de Recursos Naturales [CIREN], 1997).

En cuanto a su hidrografía, el predio pertenece a la subcuenca “Estero Casablanca y Estero San Jerónimo”, ubicada dentro de la cuenca “Costera entre Aconcagua y Maipo” (Dirección General de Aguas [DGA], s.f.). Además, posee un régimen fluvial caracterizado por una temporalidad de esteros y quebradas estacionales (Cruz, 2017).

La vegetación nativa se encuentra dentro de la Región del Matorral y del Bosque Esclerófilo, Sub-Región del Bosque esclerófilo y Bosque esclerófilo mediterráneo costero (Gajardo, 1994). Específicamente, los bosques corresponden al Tipo Forestal Esclerófilo (Donoso, 1981).

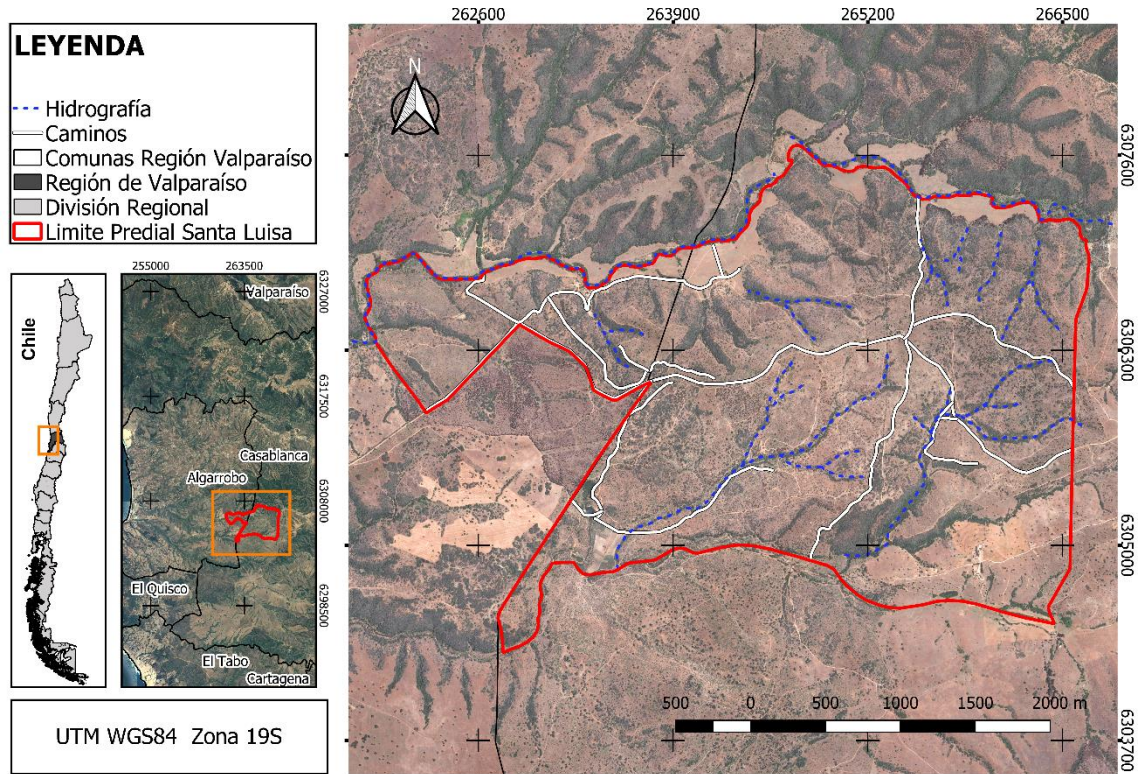


Figura 1. Área de Estudio Predio Santa Luisa del Tránsito.

Materiales

Se utilizó el “Plan de Manejo Forestal bajo el criterio de Ordenación Forestal” (o “Plan de Ordenación”) del área de estudio, aprobado por CONAF en 2017 y que comprende un periodo de planificación desde el año 2018 hasta el año 2027.

La caracterización del plan comprendió a una estratificación del área de renovación de bosque nativo en cuatro estratos definidos por cobertura: Bosque denso (de 70% a más de 100%) con una superficie de 195,5 ha, Bosque ralo (de 50 a 70%) con una superficie de 160,8 ha, Bosque muy ralo (de 30 a 50%) con una superficie de 157,5 ha y Bosque espaciado (de 10 a 30%) con una superficie de 232,4 ha. Se realizaron parcelas rectangulares de 10 x 100 metros en cada uno de los estratos para estimar la densidad de árboles y sus tamaños. En cada transecto se cuantificó el DAT (diámetro de fuste a la altura del tocón, es decir 0,3 m) de todos los individuos encontrados, clasificándolos en clases de diámetro de rango 5 cm. El plan provee por lo tanto un inventario de stock de la condición inicial (tablas de rodal original) y de después de la extracción propuesta (tablas de rodal residual), para cada uno de los estratos. Para la presente memoria, se utilizó la cartografía completa del predio (Anexo I) y las tablas de rodal original (Anexos II y III) y residual (Anexos IV y V) de los estratos denso y ralo.

El bosque en el plan de ordenación fue separado en dos Unidades de manejo:

1. Unidad de Manejo de Conversión: Comprende 356,3 ha y corresponde a rodales de los estratos denso y ralo. Esta unidad se llama de Conversión porque la intervención busca convertir la estructura del bosque de monte bajo a monte medio mediante resalveos, es decir cortas que reducen la densidad de vástagos en bosques de monte bajo, así el bosque va recuperando gradualmente su vigor, hasta conseguir la regeneración por mecanismo sexual (Bravo *et al.* 2008). El plan de ordenación permite la intervención de 36,5 ha anuales, sin embargo, el propietario tiene la posibilidad de intervenir solamente 30 ha. En consecuencia, se intervienen anualmente áreas cercanas a las 30 ha llamadas Unidades de Conversión (UC).
2. Unidad de Manejo de Restauración: Comprende 389,9 ha y corresponde a rodales clasificados como muy ralos o espaciados. Se restauran anualmente áreas cercanas a las 5 ha, correspondiente a la superficie que el propietario es capaz de gestionar año a año. Estas áreas son llamadas Unidades de Restauración (UR) y la principal actividad que se desarrolla en ellas es la plantación de enriquecimiento con especies del mismo tipo forestal. Se propone que la restauración tenga un diseño destinado a la unión de fragmentos de bosque.

El plan propuso que las cortas de conversión no extraigan más que el crecimiento anual del bosque, cumpliendo con uno de los principios de la ordenación forestal que es lograr el rendimiento sostenido de las extracciones de volumen de madera del predio. Asimismo, sobre la información anterior, se elaboró una planificación de 10 años que permitió proyectar los efectos de la propuesta de uso sobre el bosque. Este plazo es indicado por CONAF para el primer periodo de planificación del plan (Cruz, 2018).

Determinación de la estructura de los bosques y la configuración del paisaje inicial

Para determinar la estructura y la configuración inicial del paisaje, se utilizó como fuente de información la cartografía completa del predio y las tablas de rodal original especificadas en el Plan de Ordenación Forestal (POF). A partir de esta información se estimaron dos variables para determinar la configuración del paisaje: Efecto borde e Índice de Continuidad Espacial (ICE). Se utilizaron dos variables para determinar la estructura del bosque: Área basal promedio de las coberturas de bosque y Biomasa total predial.

Configuración del paisaje inicial

Para determinar la configuración del paisaje inicial, se consideró el año inicial como el primer año de ejecución del plan, es decir el año 2018. Para compatibilizar la clasificación de usos del POF, con atributos de paisaje y con la creación de escenarios con y sin ordenación que se requieren en este estudio, se aplicó la siguiente reclasificación de usos:

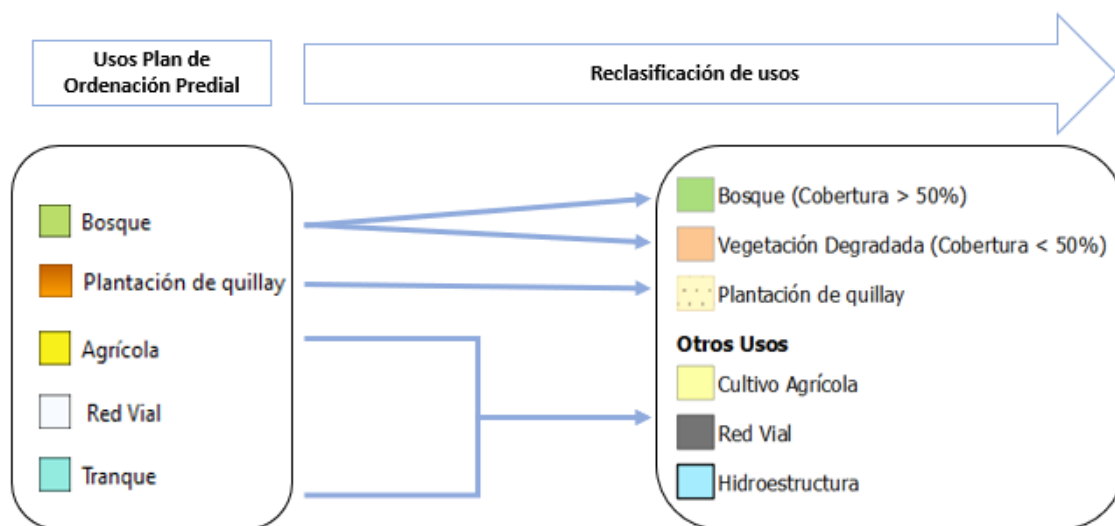


Figura 2. Reclasificación de los usos de suelo del POF predial.

- La categoría Bosque se asignó solo a rodales con cobertura mayor al 50%, es decir, incluyó solo a los rodales con cobertura densa y rala (también llamados Unidad de Manejo de Conversión dentro del Plan).
- Se creó una nueva categoría llamada Vegetación degradada que incluyó a los rodales del uso Bosque del plan con una cobertura menor al 50% (Bosque muy ralo y Bosque espaciado) que el plan describe como bosques con alta degradación. Esta clasificación es necesaria en el contexto del índice de efecto borde, según lo que describe Aragón *et al.* (2015) para aplicar el concepto de matriz (explicado en el Título Índices del paisaje).
- El uso Plantación de *Quillaja saponaria* (quillay) mantuvo su nombre.
- Se creó una nueva categoría llamada Otros usos: Cultivo agrícola, Red vial e Hidroestructura.

Por otro lado, se clasificaron los usos extra prediales mediante la fotointerpretación de una imagen de "Google Satellite" del año 2020, hasta una distancia de 300 metros de ancho desde los límites prediales hacia el exterior. Lo anterior, debido a que para el cálculo de los índices se consideró como límite el intercambio de energía y materia entre hábitats y no el límite administrativo predial (López-Barrera, 2004).

Índices del paisaje. Se calcularon el índice de efecto borde y el índice de continuidad espacial (ICE), ya que muestran mejor desempeño que otros índices como descriptores de la configuración del paisaje (Cruz y Gorospe, 2019).

El efecto borde es el resultado de la interacción entre dos ecosistemas adyacentes, y se puede estimar como cualquier cambio en la distribución de una variable ecológica dada, que ocurre en la transición entre los dos ecosistemas (López-Barrera, 2004). Uno de estos ecosistemas puede ser considerado una matriz si corresponde con ecosistemas modificados antrópicamente en comparación con otro escasamente modificado (Aragón *et al.*, 2015).

Para calcular el efecto borde en esta memoria, se consideraron dos coberturas adyacentes, una constituida por el uso Bosque y la otra integrada por la matriz total que agrupó todas las demás coberturas. Dentro de la matriz total se encuentra la Matriz intra predial (Uso vegetación degradada, Plantación de quillay y Otros usos) y la Matriz extra predial (usos fuera de los límites prediales que no corresponden a bosque).

Para la cartografía resultante se creó un polígono de 60 metros de ancho hacia el interior de las áreas de bosque afectadas por la influencia de la matriz total, ya que se considera que los cambios microclimáticos y en la densidad del dosel se extienden en promedio hasta esa distancia (Kapos, 1989; Malcom, 1994; Gehlhausen *et al.*, 2000).

Por su parte, el Índice de Continuidad Espacial (ICE) es un estimador del grado de fragmentación ya que mide la continuidad de los fragmentos mediante la relación área-perímetro del conjunto de fragmentos de bosque (Ecuación 1). Así, un valor alto de ICE implicará bajos niveles de fragmentación, mientras que valores bajos significarán discontinuidad de los fragmentos de bosque y una mayor fragmentación ($ICE < 5$) (Vogelmann, 1995; Lozano *et al.*, 2011; Corredor, 2019). Además, para enriquecer el análisis se contabilizó la cantidad de fragmentos de bosque existente.

$$ICE = \ln \left(\frac{\sum A}{\sum P} \right) \quad (1)$$

Donde,

A : Área de cada fragmento de bosque (m²)
P : Perímetro de cada fragmento de bosque (m)

Estructura inicial del bosque

El área basal corresponde a la superficie ocupada por los fustes de los árboles en un área definida de bosque, e.g. normalmente una hectárea (Prodan *et al.*, 1997). Para su estimación se utilizaron las tablas de rodal original de las coberturas bosque denso y bosque ralo del POF (Anexos II y III). El área basal (AB), se calculó según la Ecuación 2.

$$AB = \sum (\pi * C_i^2 * N_i / 40000) \quad (2)$$

Donde,

AB : Área basal (m² ha⁻¹)
C_i : Marca de clase del diámetro del árbol i (cm)

N_i : Frecuencia de árboles del diámetro de la clase i

Luego, para obtener el área basal promedio del bosque, se ponderaron las áreas basales del bosque denso y bosque ralo por la fracción de área de cada cobertura sobre el área total (Ecuación 3). Dado que un principio de la ordenación es la evaluación integral del bosque, para todos los estadígrafos se calcularon sus totales, en este caso, de la correspondiente cobertura (Rivera *et al.*, 2002; Cruz *et al.*, 2005).

$$AB_p = \left[AB_d * \left(\frac{A_d}{A_t} \right) \right] + \left[AB_r * \left(\frac{A_r}{A_t} \right) \right] \quad (3)$$

Donde,

AB_p : Área basal promedio ($m^2 ha^{-1}$)
 AB_d : Área basal bosque denso ($m^2 ha^{-1}$)
 AB_r : Área basal bosque ralo ($m^2 ha^{-1}$)
 A_d : Área de bosque denso (ha)
 A_r : Área de bosque ralo (ha)
 A_t : Área total del bosque (ha)

La biomasa es el peso seco de materia orgánica que existe en un determinado ecosistema forestal por encima y por debajo del suelo (Schlegel *et al.*, 2000). Para determinar la biomasa total del predio, se utilizó la metodología descrita en la guía “Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry” del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2003). Primero se estimó la biomasa aérea definida a partir del volumen de madera; considerando que el 70-80% de la biomasa sobre el suelo generalmente corresponde a biomasa de los fustes de un bosque (Figuroa-Navarro, 2010; Martínez *et al.*, 2016).

Para ello, se utilizaron funciones alométricas, que consisten en regresiones no lineales de una variable dependiente, e.g. volumen de madera, frente a una o varias variables independientes, e.g. Diámetro de fuste a la Altura del Tocón (DAT), altura, u otras (Chave *et al.*, 2014). Se aplicaron funciones alométricas de volumen ajustadas para las seis especies presentes en las tablas de rodal original del predio (Cuadro 1).

Cuadro 1. Funciones alométricas de volumen por especie

Especie	Función alométrica de volumen	Fuente
	$\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	
<i>Cryptocarya alba</i>	$V = \sum \left[\left(\frac{0,000096 * C_i^{2,366}}{0,63} \right) * N_i \right]$	(Cruz <i>et al.</i> , 2014)
<i>Quillaja saponaria</i>	$V = \sum \left[\left(\frac{0,000152 * C_i^{2,251}}{0,64} \right) * N_i \right]$	
<i>Lithraea caustica</i>	$V = \sum \left[\left(\frac{0,000196 * C_i^{2,091}}{0,74} \right) * N_i \right]$	(Cruz <i>et al.</i> , 2015)
<i>Acacia caven</i> (Mol.)	$V = \sum \left[\left(\frac{0,000071 * C_i^{2,395}}{0,73} \right) * N_i \right]$	
<i>Peumus boldus</i>	$V = \sum \left[\left(\frac{0,000061 * C_i^{2,363}}{0,50} \right) * N_i \right]$	(Drake <i>et al.</i> , 2003)
<i>Schinus latifolius</i>	$V = \sum \left[(0,00005 * C_i^{2,4614}) * N_i \right]$	(Hurtado, 2013)

Donde,

- V : Volumen de madera de la especie ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)
 C_i : Marca de clase i de los rangos de DAT
 N_i : Densidad unitaria de la clase diamétrica i (árboles ha^{-1})

Luego, se transformó el volumen obtenido a masa (Ecuación 4) usando datos de densidad de básica de la madera (Apéndice I).

$$B_A = \sum (V_i * Db_i) \quad (4)$$

Donde,

- B_A : Biomasa aérea del rodal (t ha^{-1})
 V_i : Volumen de la especie i ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)
 Db_i : Densidad básica de la madera de la especie i (t m^3^{-1})

Posteriormente, la biomasa subterránea, es decir, biomasa presente en el suelo, se estimó como una proporción de la biomasa aérea. Se consideró la relación biomasa subterránea/biomasa aérea para bosque esclerófilo como un promedio de 0,35 (Hoffmann y Kummerow, 1978; IPCC, 2003). La biomasa total es la suma de la biomasa aérea y la biomasa subterránea (Ecuación 5).

$$B_t = (B_A + (B_A * R)) \quad (5)$$

Donde,

- B_T : Biomasa total (t ha^{-1})
 B_A : Biomasa aérea (t ha^{-1})
R : Proporción entre la biomasa subterránea y la aérea

Análisis de los efectos de la Ordenación Forestal sobre la estructura de los bosques y la configuración del paisaje en escenarios con y sin Ordenación Forestal

Se modeló la evolución del paisaje forestal en dos escenarios:

- Escenario sin plan: Evolución del nivel de conservación sin la aplicación del plan de ordenación por 30 años
- Escenario con plan: Evolución del nivel de conservación aplicando el plan de ordenación durante 30 años

Se proyectaron los escenarios anteriores en dos escalas: a escala de paisaje y luego a escala de rodal. Esto se resume en la Figura 3 y se detalla a continuación.

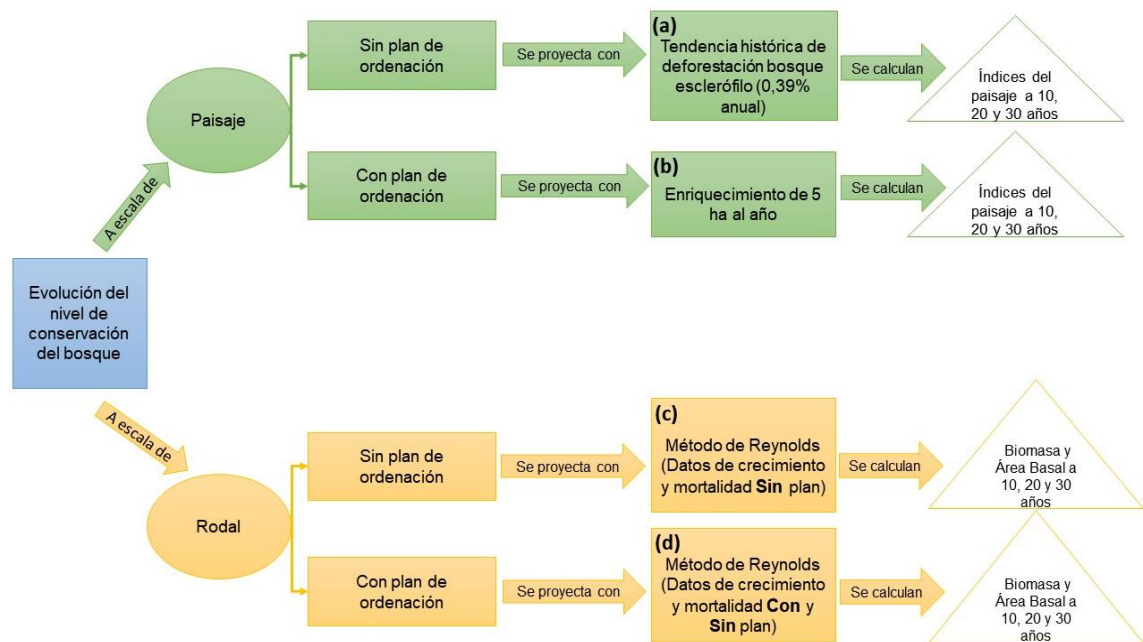


Figura 3. Esquema resumen de la proyección de escenarios.

Proyección a escala de paisaje

Proyección escenario sin plan a escala de paisaje. En este escenario, se aplicó el supuesto de que la cubierta forestal del predio seguiría la misma tendencia histórica de deforestación que ha tenido el bosque esclerófilo en Chile. Se utilizó la tasa de deforestación (letra a en Figura 3) que determinó la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (CONAF, 2016b) para el bosque esclerófilo de la Región de Valparaíso, correspondiente a un 0,39% anual. Según FAO (2015) y Honeyman *et al.* (2014), la deforestación implica la pérdida de forma permanente de la cubierta forestal y la transformación del bosque a tierras dedicadas a otros tipos de usos.

Para localizar las áreas donde ocurriría la deforestación, se aplicó una función de probabilidad de deforestación según tres criterios:

El primer criterio consistió en la cercanía a áreas sin bosque. Según Honeyman *et al.* (2014) existe una alta probabilidad de que zonas ya deforestadas se sigan expandiendo

hacia bosques colindantes. Así, a mayor cercanía que presenten los fragmentos de bosque a la matriz, mayor es su probabilidad de deforestación. Para calcular esta probabilidad, se subdividió cada fragmento de bosque en anillos interiores paralelos entre sí. Las distancias que presentaron los anillos de bosque respecto al borde (zona colindante con áreas sin bosque) fueron estandarizadas según la siguiente ecuación:

$$P_{bx} = \frac{(B_i - B_{min})}{(B_{max} - B_{min})} \quad (6)$$

Donde,

P_{bx}	: Probabilidad de deforestación del anillo i según distancia al borde (%)
B_i	: Distancia del anillo i al borde (m)
B_{min}	: Distancia mínima de los anillos al borde (m)
B_{max}	: Distancia máxima de los anillos al borde (m)

El segundo criterio consistió en la cercanía a caminos. A escala de paisaje, los caminos son considerados como un factor determinante de la deforestación, debido a que proporcionan una mayor accesibilidad a este recurso natural y lo exponen a un mayor riesgo de ser deforestado y recibir mayor presión demográfica (Chaves y Rosero, 2001; Turner y Wearm, 1996). Para esto, se dividió el bosque en anillos equidistantes a los caminos. Las distancias que presentaron estos anillos de bosque respecto de los caminos fueron estandarizadas según la siguiente ecuación:

$$P_c = \frac{(C_i - C_{min})}{(C_{max} - C_{min})} \quad (7)$$

Donde,

P_c	: Probabilidad de deforestación del anillo i según distancia a caminos (%)
C_i	: Distancia del anillo de bosque i a los caminos (m)
C_{min}	: Distancia mínima de los anillos a los caminos (m)
C_{max}	: Distancia máxima de los anillos a los caminos (m)

El tercer criterio, consistió en el área del fragmento de bosque. Según Otavo y Echeverría (2017) la mayor parte de la deforestación de bosque nativo ha ocurrido en fragmentos con tamaños inferiores a 50 ha. Se consideró que, a menor área de fragmento, es mayor su probabilidad de deforestación. El tamaño del fragmento consideró tanto el bosque intra como extra predial. Las probabilidades fueron estandarizadas en función de los valores obtenidos en el área de estudio según la siguiente ecuación:

$$P_A = 1 - ((A_i - A_{min}) / (A_{max} - A_{min})) \quad (8)$$

Donde,

P_a	: Probabilidad de deforestación del fragmento i según su área (%)
A_i	: Área del fragmento i (m ²)
A_{min}	: Área del fragmento más pequeño (m ²)
A_{max}	: Área del fragmento más grande (m ²)

La probabilidad de la deforestación (P_{def} , Ecuación 9) correspondió a la intersección espacial de las tres variables anteriormente descritas y su posterior promedio (Figura 4):

$$P_{def} = \frac{(P_{bx} + P_c + P_a)}{3} \quad (9)$$

Donde,

- P_{bx} : Probabilidad de distancia al borde (%)
 P_c : Probabilidad de distancia a los caminos (%)
 P_a : Probabilidad del área de fragmento (%)

Luego, se creó una cuadrilla vectorial con cuadrículas de 25 metros cuadrados de área y se le asignó la probabilidad de deforestación respectiva a cada cuadrícula a través de la herramienta Estadísticas de zona del “software” QGIS.

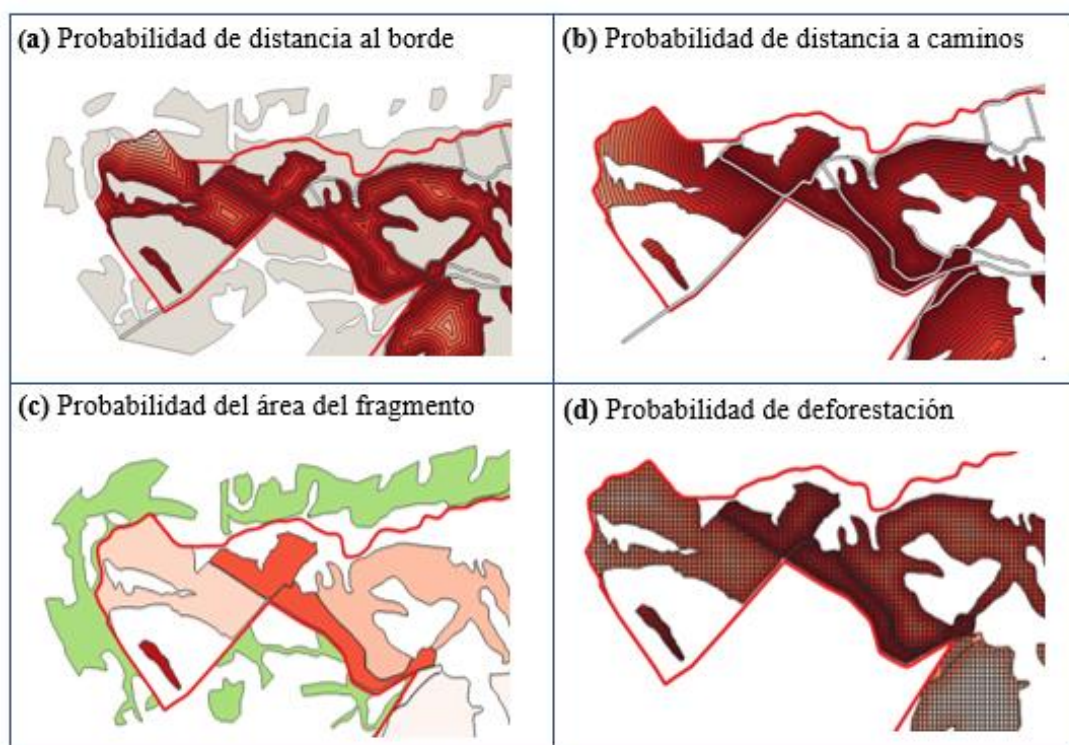


Figura 4. Modelo de deforestación. **a.** En color gris los bordes. En color rojo oscuro los anillos de bosque con mayor probabilidad de deforestación según su cercanía al borde. **b.** En color gris los caminos. **c.** Los fragmentos de bosque de color rojo más claro tienen baja probabilidad de deforestación. En color verde el bosque exterior al predio, que se considera dentro del cálculo del tamaño de algunos fragmentos. **d.** Probabilidad de deforestación, producto de la intersección de las tres variables. Asignada a cada cuadrícula vectorial de 25 cm de lado.

Finalmente, se seleccionaron las cuadrículas con mayor valor de probabilidad, hasta alcanzar la superficie de deforestación requerida de acuerdo con el supuesto de deforestación de un 0,39% anual del bosque. Así, las áreas seleccionadas cambiaron de uso Bosque a Áreas Deforestadas. Este proceso de localización de las áreas a deforestar se reprodujo cada 10 años hasta alcanzar los 30 años de la proyección.

Proyección escenario con plan a escala de paisaje. Este escenario se proyectó bajo el supuesto de que se cumple con lo establecido en el POF (Plan de Ordenación Forestal).

Se proyectó el enriquecimiento (con especies del mismo tipo forestal) de áreas degradadas a razón de 5 hectáreas al año, según la capacidad de restauración del propietario, pasando del Uso Vegetación degradada al Uso Áreas restauradas (letra b en Figura 3).

Para determinar el plazo para que estas Áreas restauradas pasen a ser parte del Uso Bosque, se analizó la evolución de la cobertura de áreas que restauró el propietario por cuenta propia desde el año 2003 hasta el 2010. Así, se fotointerpretó la cobertura arbórea de estas plantaciones mediante una imagen obtenida de “Google Satellite” del año 2019 con una resolución de 30 cm. Con los datos obtenidos de edades de cada área y su respectivo porcentaje de cobertura, se generaron modelos de regresión no lineal utilizando el programa “CurveExpert”, y se seleccionó el que mejor se ajustaba al comportamiento de la muestra. Con la gráfica se identificó el plazo en el que un enriquecimiento alcanza el 50% de cobertura, de manera que puedan establecerse como bosques, según los criterios ya descritos.

Índices del paisaje en los escenarios proyectados. En ambos escenarios, los índices del paisaje fueron medidos a 10, 20 y 30 años.

En el caso del escenario Sin plan, se calculó el efecto borde e ICE luego de haber aplicado la deforestación. Además, las Áreas Deforestadas pasaron a ser parte de la Matriz Intra Predial.

En el escenario con plan, se propuso que las Áreas restauradas atenúan el efecto borde de 60 metros, que se usó para la matriz; por tanto, se consideró un efecto borde de 30 metros para los fragmentos de bosques colindantes a las nuevas plantaciones (Cruz y Gorospe, 2019). El ICE se calculó de igual forma que en el estado inicial (Ver Título Configuración del paisaje inicial).

Proyección a escala de rodal

Proyección escenario sin plan a escala de rodal. Se proyectó el crecimiento del bosque con el método de proyección de tabla de rodal de Reynolds *et al.* (1988). Para esto se estimó el crecimiento diametral periódico de las especies presentes en el predio en condiciones de crecimiento natural sin intervención (letra c en Figura 3), utilizando los reportes de seguimientos de ensayos de resalveos en un predio ubicado en la misma región y que posee condiciones climáticas similares a las del área de estudio. Estos ensayos fueron instalados el año 2008 (Schulze *et al.*, 2008); y evaluados 7 años después de las intervenciones (Anexo VI). Se estimó un crecimiento diametral de bosque esclerófilo sin manejo de $0,3 \text{ cm año}^{-1}$.

Además, se estimaron las tasas de mortalidad natural y de reclutamiento de árboles. En este estudio se utilizó un criterio conservador, aplicando una tasa de mortalidad anual de un 3,0 %, según lo reportado en los ensayos de resalveos, que obtuvieron una mortalidad entre 3,0 y 5,3% en el bosque testigo (ver Anexo VI). Por otro lado, se consideró que en bosques esclerófilos degradados, como es el caso de este predio, el reclutamiento (o regeneración vía germinación) es nulo o extremadamente bajo (Montoya y Mesón, 2004; Becerra *et al.*, 2018).

Para la proyección del crecimiento del bosque se utilizaron las tablas de rodal original de los estratos, presentadas en el POF (Anexos II y III), según la Ecuación 10:

$$x_{i,t+1} = \left(x_{it} - \frac{c_i \cdot x_{it}}{b} + \frac{c_i \cdot x_{i-1,t}}{b} \right) \cdot (1 - m) \quad (10)$$

Donde,

$X_{i,t+1}$: Número de árboles de la clase diamétrica i en el año t+1
X_{it}	: Número de árboles de la clase diamétrica i en el año t
C_i	: Crecimiento diametral (cm año ⁻¹)
b	: Rango de la clase diamétrica
$X_{i-1,t}$: Número de árboles de la clase diamétrica i-1 en el año t
m	: Tasa de mortalidad anual

Proyección escenario con plan a escala de rodal. En este escenario también fue aplicada la proyección de Reynolds (Ecuación 10), simulando dos tipos de crecimiento de rodal: uno para los rodales que se irán interviniendo cada año según el plan, y otro para los rodales aún no intervenidos (letra d en Figura 3). En estos últimos, se proyectó el crecimiento natural del rodal con los mismos supuestos de mortalidad y crecimiento que en el escenario sin plan.

La proyección en los rodales intervenidos se aplicó usando datos empíricos obtenidos de los mismos reportes de seguimientos de ensayos de resalveos del escenario sin plan (Anexo VI). La mortalidad utilizada fue de un 0,1% anual, mientras que el crecimiento diametral fue de 0,49 cm año⁻¹. La tasa de mortalidad es menor en áreas manejadas, ya que al aplicar resalveos se reduce la alta mortalidad por competencia en condiciones sin manejo (Navarro *et al.* 2017). La elección de los rodales a intervenir durante los primeros 10 años se rigió por el plan de ordenación forestal del predio (POF), interviniendo año a año una superficie cercana a las 30 ha. Como el POF comprende una planificación de 10 años, en los periodos siguientes se escogieron rodales aleatoriamente, ejecutando la misma superficie anual.

Además, se permitió que cada rodal pudiera volver a ser intervenido trascurrido 12 años desde su primera intervención, según las indicaciones del POF. Para la simulación del escenario, las segundas intervenciones se comienzan a hacer cuando todo el bosque tuvo su primera intervención.

Las áreas restauradas se intervinieron 12 años después del momento en que fueron consideradas bosque. A estos rodales, se les asignó la tabla de rodal del primer año de la cobertura bosque ralo.

Este proceso (ejemplificado en la Figura 5) consistió en que los rodales crecen según la proyección del método de Reynolds sin plan hasta que son intervenidos. El modo de intervenir fue reproducir la intervención del POF. Para esto se extrajo la misma área basal que indica el POF, correspondiente a un 20%. Una vez intervenido el rodal, se proyectó el crecimiento con el método de Reynolds con Plan (datos de crecimiento y mortalidad con manejo).

	Año										
Rodal	0	1	2	3	...	12	13	...	24	...	30
N°1	CP1,0	CP1,1	CP1,2	CP1,3		CP2,0	CP2,1		CP3,0		CP3,6
N°2	SP0	CP1,0	CP1,1	CP1,2		CP1,11	CP2,0		CP2,11		CP3,5
N°3	SP0	SP1	SP2	SP3		CP1,0	CP1,1		CP1,10		CP2,4
N°4	Rest0	Rest1	Rest2	Rest3		Rest12	SP0		CP1,0		CP1,5

Figura 5. Proceso de asignación de crecimiento de los 95 rodales, existencias y mortalidad en el escenario con plan, para cada año de la proyección. **CP_{i,j}** = Datos de crecimiento, existencias y mortalidad que se asignan a cada rodal *i* en el año *j* para proyectarlo con el modelo Reynolds con plan. Por ejemplo, CP1,0 representa un rodal que se proyecta con los datos de un primer resalveo (1) hecho en el año 0. En el año 13 en cambio, el mismo rodal (CP2,1) se proyectó con los datos del segundo resalveo realizado hace 1 año. En color azul se indica el año en que se aplica la intervención y en color verde, rodales que están creciendo luego de una intervención. **SP_j** = Datos de crecimiento, existencias y mortalidad que se asignan a cada rodal en el año *j* para proyectarlo con el modelo Reynolds Sin Plan. Por ejemplo, SP0 representa un rodal que se proyecta con el dato de Reynolds Sin Plan en su año 0 de crecimiento. Por otro lado, SP3 representa un rodal que se le asignaron datos de Reynolds sin manejo proyectado al tercer año. **Rest_j** = Rodales sin datos de crecimiento, existencias y mortalidad, porque no han alcanzado la condición de bosque propuesta (i.e. al menos un 50% de cobertura). Cuando estos rodales cumplen la condición de bosque se les asigna un SP0.

Estructura del bosque para ambos escenarios. Se determinó la Biomasa Total y el Área Basal promedio de igual forma que en el estado inicial para ambos escenarios, en las tablas de rodal proyectadas a 10, 20 y 30 años.

Comparación escenarios Con y Sin plan

Para evaluar los efectos de la ordenación forestal se realizó una comparación entre los escenarios.

En el caso de los índices del paisaje se creó un paisaje de referencia, definido como “la condición sin degradación del área que se estudia, propuesta de forma teórica” (Cruz y Gorospe, 2019). Esta imagen idealizada, puede considerarse como la meta a la que se dirige la recuperación, a la vez que permite medir cuantitativamente los resultados del esfuerzo de recuperación del bosque. Según Cruz y Gorospe (2019) los valores iniciales de cada índice pueden entenderse mejor si se conoce los valores basales o límites que pueden alcanzar los índices en condiciones ideales.

La creación del paisaje de referencia fue una representación cartográfica en que se unieron todas las áreas que potencialmente podrían llegar a ser bosque si son restauradas (Vegetación degradada y plantación de quillay), excluyendo Otros Usos; bajo el supuesto

de que estas zonas de infraestructura y áreas destinadas al cultivo agrícola nunca podrán llegar a ser bosque. Si bien las plantaciones de quillay no fueron contenidas en el POF y, en consecuencia, no son parte de los análisis de este estudio, se suman como bosques en el paisaje de referencia, dado que constituyen conceptualmente una zona boscosa en regeneración (Cruz y Gorospe, 2019).

Luego, se compararon los resultados de la superficie de bosque y de los índices del paisaje (Efecto borde e ICE) entre los escenarios con plan y sin plan en los años 0, 10, 20, 30 y la cartografía de referencia. Los resultados de la Biomasa Total Predial y el Área Basal promedio se compararon entre la condición inicial y los escenarios con plan y sin plan en los años 0, 10, 20 y 30.

Finalmente, parte de la información de este trabajo fue la base de la publicación de Cruz *et al.* (2021) en la Revista Ciencia & Investigación Forestal.

RESULTADOS

Estructura de los bosques y configuración del paisaje inicial

Los usos de suelo iniciales reclasificados (Figura 2) presentaron 356,3 ha del uso Bosque, 389,9 ha de Vegetación degradada, 99,3 ha de Plantación de quillay y 63,5 ha de Otros usos (Cultivo agrícola, Red vial e Hidroestructura). De la superficie total de bosque, 254 ha tuvieron efecto borde, mientras que la superficie sin efecto borde fue de 101 ha (Figura 6).

Por su parte el ICE inicial fue de 4,04, presentando 19 fragmentos de bosque (Figura 6).

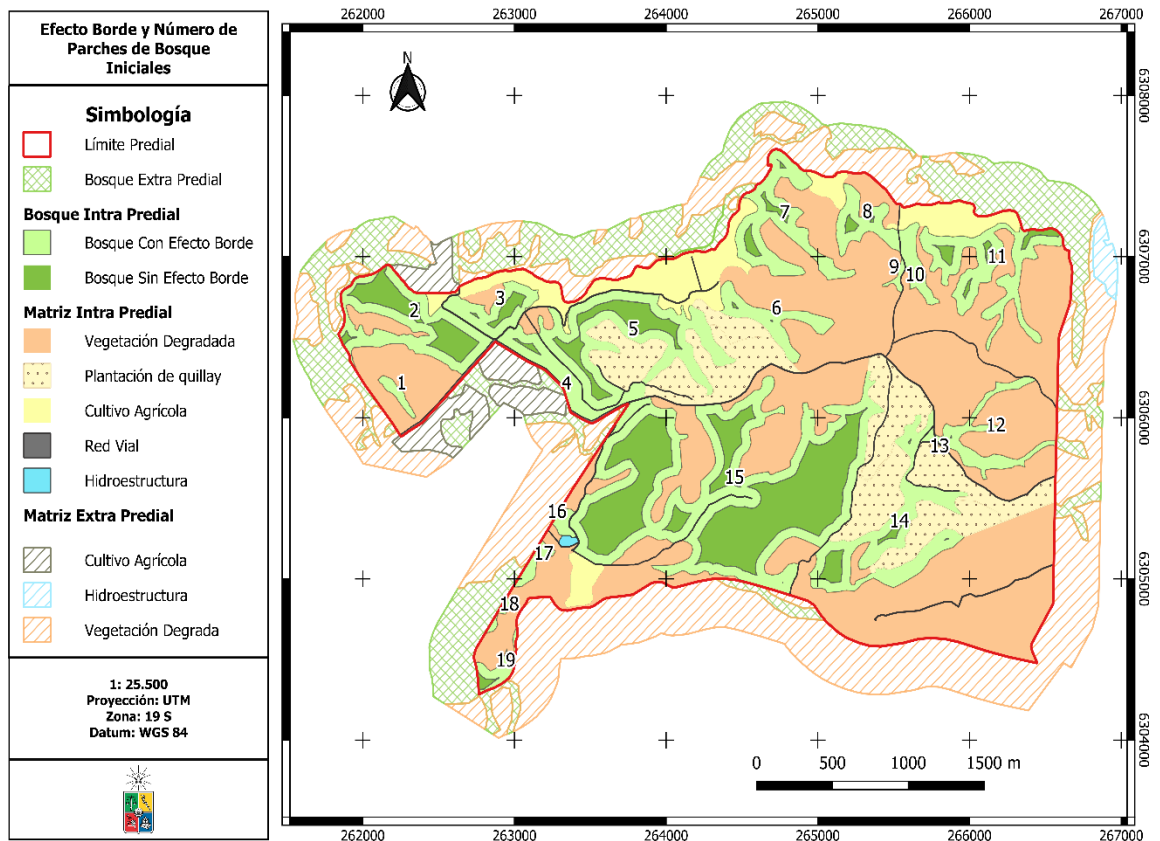


Figura 6. Índices del paisaje iniciales. Los números en cada polígono representan el número de fragmento de bosque. Notar también los cambios en los nombres de las coberturas del POF según la Figura 2.

La biomasa promedio predial en el año 0 fue de $73,5 \text{ t ha}^{-1}$, mientras que la biomasa total predial fue de 26 mil toneladas (Cuadro 2). Por su parte, el Área basal promedio en el año 0 fue de $23,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Cuadro 2).

Cuadro 2. Biomasa total predial y área basal promedio en el Año 0

Atributo	Unidad	Cobertura		Total Predial
		Bosque Denso	Bosque Ralo	
Volumen	m ³ ha ⁻¹	158,3	48,5	-
Biomasa aérea	t ha ⁻¹	79,1	24,3	-
Biomasa subterránea	t ha ⁻¹	27,7	8,5	-
Biomasa total	t ha ⁻¹	106,8	32,8	-
Área de bosque	ha	195,9	160,5	356,3
Biomasa Predial	miles t	20,9	5,3	26,2
Área basal	m ² ha ⁻¹	32,6	12,0	-
Área basal ponderada	m ² ha ⁻¹	17,4	5,4	23,3

Efectos de la ordenación forestal sobre la estructura de los bosques y la configuración del paisaje en escenarios con y sin ordenación forestal

Conversión de áreas restauradas a bosque

Con la estimación de la cobertura de las plantaciones de quillay según su edad, se construyó una regresión utilizando el modelo de Ratkowsky, siendo el modelo que mejor se ajustaba a los datos (Figura 7).

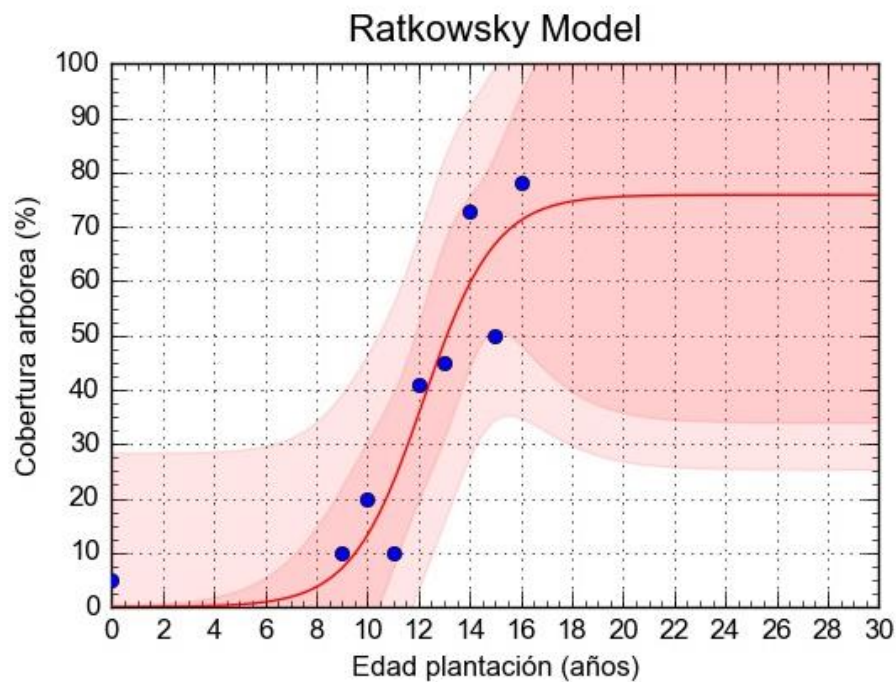


Figura 7. Regresión entre las edades de las plantaciones y su respectivo porcentaje de cobertura arbórea en el año 2019.

Con este modelo se obtuvo la Ecuación 11 con un R^2 de 0,86. Cuando la cobertura de las plantaciones es 50% la edad de la plantación es de 13,11 años. Para este estudio se utilizó

un periodo de establecimiento de 13 años, es decir, en 13 años las áreas restauradas alcanzarían un 50% de cobertura y pasarían a ser bosques.

$$y = \frac{75,88}{1 + e^{(8,68-0,71x)}} \quad (11)$$

Donde,

x : Edad de la plantación (años)
y : Porcentaje de cobertura arbórea en la edad x (%)

Comparación Escenarios con plan y sin plan

Comparación superficies de bosque.

La superficie enriquecida (Uso Áreas restauradas) en 30 años fue de 153,1 ha, y de esta superficie, 88,7 ha cumplirían 13 años en el período de análisis y fueron consideradas bosque (Cuadro 3). La superficie de bosque con plan en 30 años aumentó en un 25% respecto al año 0 producto de la restauración (Cuadro 3).

En el escenario sin plan el total de deforestación en 30 años fue de 39,4 hectáreas. La deforestación significaría la pérdida de un 11% de la superficie de bosque luego de 30 años (Cuadro 3).

La ganancia de superficie de bosque producto del POF fue de 128 ha, representado una diferencia de un 40 % entre escenarios (Cuadro 3).

Cuadro 3. Comparación de la superficie de bosque en ambos escenarios

Periodo	Bosque con plan			Bosque sin plan			Diferencia bosque entre con plan y sin plan
	Superficie	Variación respecto al año 0 con plan	Área restaurada acumulada	Superficie	Variación respecto al año 0 sin plan	Área deforestada acumulada	
	ha	%	ha	ha	%	ha	%
0	356,3	0	0	356,3	0	0	0
10	356,3	0	51,0	342,6	-4	13,7	4
20	393,7	10	103,4	329,5	-8	26,8	19
30	445,0	25	153,1	316,9	-11	39,4	40

Paisaje de referencia.

Al modelar el paisaje de referencia se estimó que el predio podría tener 845,5 hectáreas totales de bosque, en 9 fragmentos (Figura 8). El bosque representaría un 93% de la superficie total predial, mientras que otros usos presentaría el 7% restante.

El bosque en el año inicial solo ocuparía el 42% de la superficie disponible para bosques. Al año 30, con el cumplimiento del POF, se ha logrado un 18% de avance respecto a la superficie de bosque de la referencia.

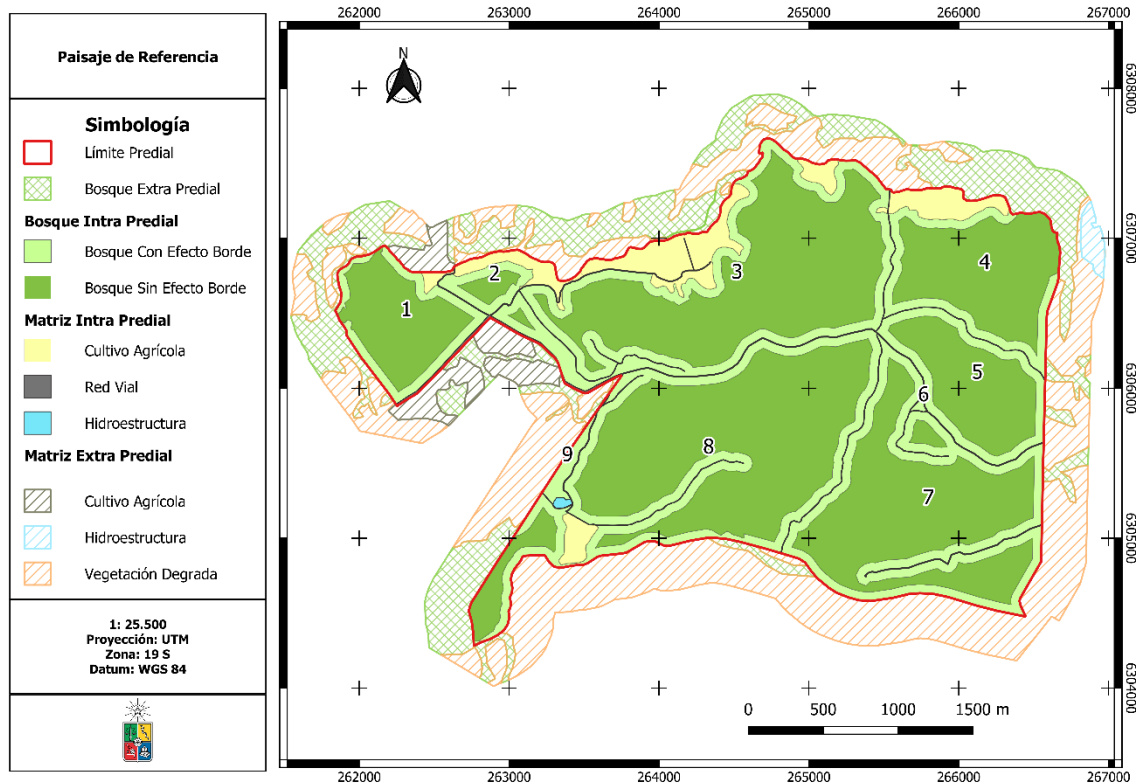


Figura 8. Paisaje de Referencia.

Comparación efecto borde.

Las consecuencias del POF se evidenciaron significativamente en el bosque sin efecto borde, respecto del con efecto borde; tanto en el escenario con plan como en el paisaje de referencia (Cuadro 4). La superficie sin efecto borde con plan aumentó en un 86,2% en 30 años; mientras que la superficie sin efecto borde sin plan en 30 años disminuyó en un 3,9% respecto al año inicial (Figura 9). En 30 años, la diferencia entre las superficies sin efecto borde del escenario con plan y el escenario sin plan fue de un 94%, siendo la superficie sin efecto borde del escenario con plan casi el doble de la superficie del escenario sin plan.

Cuadro 4. Superficies con y sin efecto borde por periodo para ambos escenarios

Periodo	Superficie de Bosque Con efecto borde				Superficie de Bosque Sin efecto borde				Diferencia entre con plan y sin plan sin efecto borde
	Con plan	Variación respecto al año 0 con plan	Sin plan	Variación respecto al año 0 sin plan	Con plan	Variación respecto al año 0 con plan	Sin plan	Variación respecto al año 0 sin plan	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	
0	253,4	0	253,4	0	103,0	0	103,0	0	0
10	240,4	-5,1	241,6	-4,7	116,0	12,6	101,1	-1,8	15
20	240,4	-5,1	229,4	-9,5	153,3	48,8	100,2	-2,7	53
30	253,2	-0,1	217,9	-14,0	191,8	86,2	99,0	-3,9	94
Referencia			256,9				588,6		

Cruz *et al.*, 2021.

El año 0 solo cuenta con el 28% de la superficie sin efecto borde (103 ha sobre 356,3 ha totales de bosque, en Cuadros 3 y 4). Por su parte, el paisaje de referencia establece un potencial del 70% de superficie que podría estar sin efecto borde (588,6 ha sobre 845,5 ha totales de bosques, en Cuadro 4 y Figura 8).

Así, el POF alcanzaría en 30 años un 32% de la superficie potencial sin efecto borde (191,8 ha sobre las 588,6 ha sin efecto borde en el paisaje de referencia, en Cuadro 4). A su vez, el Plan aplicado por 30 años ha tenido un avance de un 18% respecto del ideal descrito en el paisaje de referencia.

La superficie de bosque con efecto borde no sufrió cambios significativos en el tiempo en el escenario con plan (una reducción de solo 0,1% respecto de la inicial en 30 años) y también respecto a la referencia (Cuadro 4). La superficie de bosque en los bordes en la condición inicial presentó solo 3,5 hectáreas de diferencia con la referencia (Cuadro 4). Por su parte, en el escenario sin plan la superficie Con efecto borde sufrió una disminución de un 14% en 30 años.

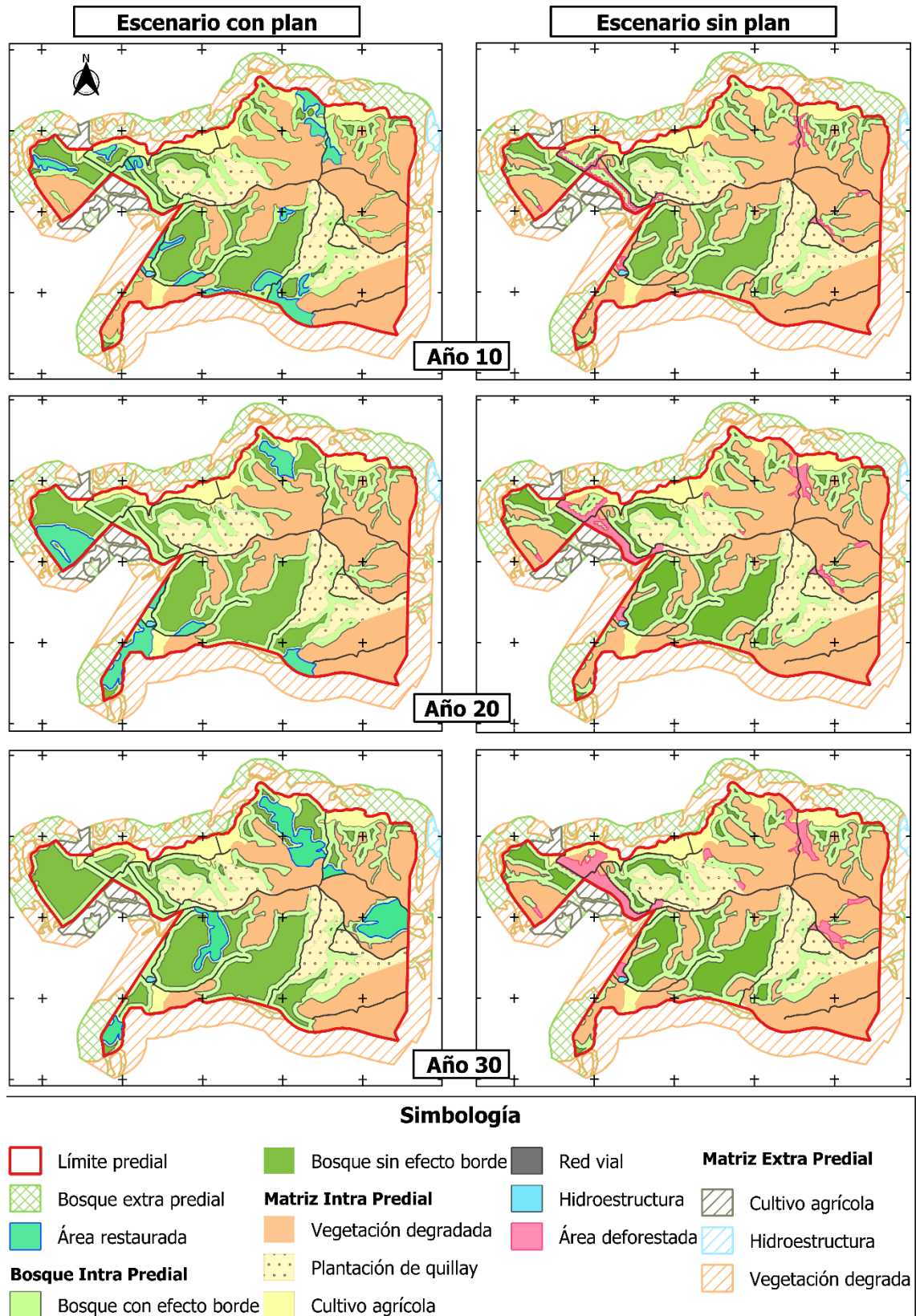


Figura 9. Cambios en el paisaje para cada periodo de 10 años en ambos escenarios. En el escenario sin plan el área con efecto borde es la influencia de la matriz (intra y extra predial) de 60 metros hacia el interior del bosque. Mientras que el área con efecto

borde en el escenario con plan es la influencia tanto de la matriz (60 metros hacia el interior del bosque), como de las áreas restauradas (30 metros hacia el interior del bosque).

Comparación índice de continuidad espacial. En el escenario sin plan, el número de fragmentos de bosque aumentó de 19 a 52 del año 0 al año 30, sin embargo, el ICE se mantuvo en 4,04 (Cuadro 5). En el primer periodo de 10 años aumenta la cantidad de fragmentos, sin embargo, luego del año 10 comienzan a disminuir (Cuadro 5). Lo anterior, debido a que se fueron deforestando los mismos parches de bosque que fueron fragmentados en un inicio, y finalmente en el año 30 algunos de estos fragmentos desaparecen completamente producto de la deforestación (por ejemplo, Figura 10).

Por su parte, en 30 años en el ICE con plan se reduce la cantidad de fragmentos y, a su vez, aumenta el ICE en un 6% respecto al año 0; debido al efecto combinado de evitar la deforestación y el enriquecimiento de 5 ha por año, como indica el plan.

En 30 años el ICE del escenario con plan se fue acercando al ICE de referencia (5,11) con una mejora de en un 22% respecto a la referencia. Así también, la fragmentación presentó una mejora en 30 años del 50% respecto a la referencia y sólo puede reducirse hasta 9 fragmentos (Cuadro 5).

Cuadro 5. Comparación ICE entre escenarios

Periodo	Índice de Continuidad Espacial (ICE)			Número de Fragmentos			
	Con plan	Sin plan	Diferencia entre con plan y sin plan (%)	Con plan	Variación respecto al año 0 con plan (%)	Sin plan	Variación respecto al año 0 sin plan (%)
0	4,04	4,04	0	19	0	19	0
10	4,04	3,98	2	19	0	60	216
20	4,19	4,00	5	18	-5	58	205
30	4,27	4,04	6	14	-26	52	174
Referencia		5,11				9	

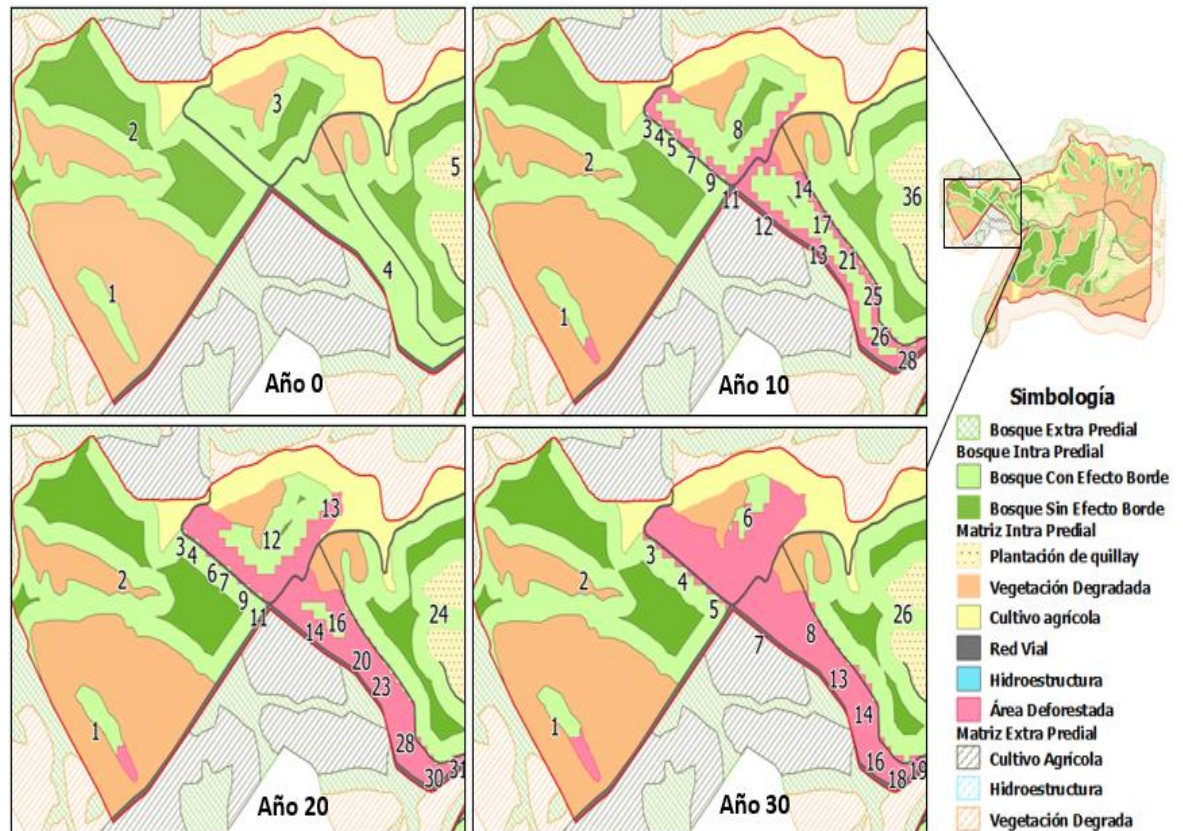


Figura 10. Detalle de un sector del predio para el escenario sin plan. Los números en cada polígono representan el número de fragmento de bosque.

Comparación área basal promedio. En ambos escenarios se visualiza un aumento del área basal promedio en el tiempo. En el escenario sin plan hubo un aumento de $15,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ de área basal promedio en 30 años. Por su parte, en el escenario con plan hubo un aumento de $24,1 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en 30 años. En el año 30 en el escenario sin plan el área basal fue de $38,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, mientras que ese mismo año en el escenario con plan el área basal fue de $47,4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Cuadro 6).

Comparativamente, en el año 10 no se visualizan grandes diferencias de área basal entre escenarios (2%). Sin embargo, en los periodos 20 y 30 la ganancia del escenario con plan en área basal fue de $8,2$ y $8,8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ respectivamente. Lo que representa un 23% más de área basal con respecto al escenario sin plan en ambos periodos (Cuadro 6).

Cuadro 6. Comparación de área basal entre escenarios

Periodo	Área Basal			
	Con plan	Sin plan	Diferencia entre con plan y sin plan	Variación entre con plan y sin plan
	m ² ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	%
0	23,3	23,3	0	0
10	31,3	30,7	0,7	2
20	44,1	35,9	8,2	23
30	47,4	38,6	8,8	23

Comparación Biomasa total predial. La biomasa promedio aumenta en el tiempo en ambos escenarios. En el escenario con plan la biomasa aumenta en 30 años a más del doble (175 t ha⁻¹, Cuadro 7) respecto al año inicial (73,5 t ha⁻¹). En contraste, en el escenario sin plan la biomasa promedio (132,7 t ha⁻¹) no se alcanza a duplicar respecto al año 0. Así, la ganancia en biomasa producto del POF fue de 43,1 (t ha⁻¹), lo que representa una diferencia entre escenarios de un 25% (Cuadro 7).

Asimismo, se visualiza un aumento en el tiempo para la biomasa total predial en ambos escenarios. En el escenario con plan hubo un aumento de 52 mil toneladas en 30 años. Por su parte, en el escenario sin plan hubo un aumento de 15 mil toneladas de biomasa en 30 años. Comparativamente, en el año 10 no se visualizan grandes diferencias de biomasa predial entre escenarios (4%). Sin embargo, en el año 30 el escenario con plan presentó un 86% más de biomasa respecto al escenario sin plan. La ganancia a nivel predial en biomasa producto del POF fue de 36 mil toneladas (Cuadro 8).

Cuadro 7. Comparación biomasa total promedio entre escenarios

Periodo	Bosque con plan		Bosque sin plan		Diferencia entre con plan y sin plan
	Biomasa	Variación respecto al año 0	Biomasa	Variación respecto al año 0	
	t ha ⁻¹	%	t ha ⁻¹	%	
0	73,5	0	73,5	0	0
10	99,5	35	99,0	34,7	1
20	144,0	96	120,0	63,3	17
30	175,8	143	132,7	80,5	25

Cuadro 8. Comparación biomasa total predial entre escenarios.

Periodo	Biomasa			
	Con plan	Sin plan	Diferencia entre con plan y sin plan	Variación entre con plan y sin plan
	miles t	miles t	miles t	%
0	26,2	26,2	0	0
10	35,3	34,1	1,2	4
20	56,7	39,5	17,2	43
30	78,2	42,0	36,2	86

DISCUSIÓN

El enriquecimiento con un diseño destinado a unir los fragmentos del bosque existente, en conjunto con la aplicación de resalvos que mejoran la vigorosidad del bosque y la planificación de todo el predio en el largo plazo, resumen la integralidad del plan de ordenación forestal. Es por ello, que los efectos del plan deben analizarse a nivel predial y de manera integral, además de unitariamente en cada rodal.

Respecto a los efectos del enriquecimiento aplicado durante 30 años. Este logra detener la fragmentación e incluso reducirla en un 26% respecto del número de fragmentos originales, en contraste con el bosque sin plan que aumenta en un 174% su número de fragmentos (Cuadro 5). Por otro lado, el enriquecimiento en 30 años aumenta a casi el doble el bosque libre de efecto borde (Cuadro 4). Ambos efectos, debieran mejorar la capacidad de resiliencia y homeostasis del bosque futuro, sin la ayuda del ser humano (Peña *et al.*, 2005; Murcia, 1995).

Además, el enriquecimiento en el escenario con plan provocaría un aumento en la superficie de bosque de solo un 25% en 30 años (Cuadro 3), sin embargo, ese pequeño aumento significó que la superficie sin efecto borde aumentara en un 86% (Cuadro 4) en el mismo periodo. En este sentido, los resultados exponen la importancia de dónde se ubica la restauración. Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2011) la restauración forestal debe ser llevada a cabo a escala de paisaje con el fin de abordar la fragmentación forestal y restaurar la conectividad. Así, la “conectividad” es declarada por la UICN (2011) el criterio más importante en la restauración a nivel de paisaje, desde el punto de vista del funcionamiento ecológico y la resiliencia del bosque. Además, la conectividad es clave en el contexto de cambio climático ya que otorga vías de migración a las especies y un mayor intercambio genético (García y Abad, 2014).

Efecto borde

Específicamente respecto al índice de efecto borde, era de esperar que hubiera una disminución de la superficie con efecto borde en el escenario con plan, sin embargo, no hubo diferencias significativas en el tiempo (Cuadro 4). Si bien el enriquecimiento hace que se unan fragmentos de bosque y se eliminen algunas áreas de borde, también crea nuevas áreas de bosque y, por tanto, nuevos bordes. Lo anterior, también ocurre en el paisaje de referencia en el que incluso se produjo un aumento de la superficie con efecto borde producto de la creación de nuevas áreas de bosque. Por su parte en el escenario sin plan, era de esperar que hubiera un aumento de la superficie con efecto borde, sin embargo, la superficie disminuye. Esta disminución se produce debido a que la deforestación siempre afecta a los mismos fragmentos de bosque, generando que en 30 años algunos parches desaparezcan por completo; por tanto, al reducirse el área de bosque también se reduce el área de borde existente (Figura 10 y Cuadro 4). De lo anterior se desprende que el área con efecto borde no es una buena variable de comparación.

Por otro lado, el área sin efecto borde, o área de hábitat interior o de núcleo como es llamada por otros autores, mostró un buen desempeño, siendo evidente la relación entre el efecto y lo medido (Granados *et al.*, 2014; Echeverry y Rodríguez, 2006). Sería

recomendable entonces, que, en la aplicación de este índice como medida del estado de conservación de bosques, se relevara la variación del área sin efecto borde por aquella con efecto.

Índice de continuidad espacial

Respecto al ICE, se hubiera esperado que en el escenario sin plan el índice disminuyera al aumentar la cantidad de fragmentos de 19 a 52 (valores bajos de ICE indican una mayor fragmentación) en 30 años, sin embargo, el índice no varió (Cuadro 5). Si bien se utilizó este índice debido al buen desempeño que presenta como descriptor de la configuración del paisaje en diferentes periodos según Cruz y Gorospe (2019), dicho estudio no incluye procesos de deforestación. Se hace evidente en este trabajo que el ICE no es sensible cuando se quieren comparar diferentes periodos e incluir procesos de deforestación. La fórmula al ser una proporción de área-perímetro de los parches, omite la variable del área total dentro del cálculo, dando un resultado que no considera la extensión del paisaje en el que se encuentra, tampoco entrega información sobre la representatividad de la cobertura dentro del sector analizado (Corredor, 2019). Este estudio confirma que el ICE no tiene un buen desempeño para comparaciones temporales de una zona en la que varía la superficie total, ya sea por deforestación y/o forestación. Según Corredor (2019) el ICE no analiza la pérdida o ganancia de hábitat, centrándose solo en una perspectiva del tipo de parche y su continuidad. Se recomendaría para futuros estudios comparativos utilizar índices que incluyan la variable área total dentro del cálculo, como el “índice de división del paisaje”, que se ve afectado tanto por la extensión del hábitat como por la subdivisión (Jaeger, 2000).

Paisaje de referencia

La evaluación de un paisaje de referencia permitió agregar métrica a los beneficios del esfuerzo de restauración. En este caso, por ejemplo, la ejecución del POF en 30 años lograría un avance del área sin efecto borde de solo un 18% desde el año 0 hasta su potencial, no obstante, se acerca mucho a los mínimos fragmentos potenciales (con plan se reducen a 14 de los 9 que deberían existir, según el paisaje de referencia).

Biomasa

La biomasa total promedio entre escenarios (Cuadro 7) obtenida entre el año 0 y el año 20, se encuentran dentro de los rangos obtenidos por Donoso (2013) para bosques con densidades similares. A saber, 100, 3 t ha⁻¹ de biomasa obtenida en bosques de la quinta región y de 140, 6 t ha⁻¹ para bosques de la región metropolitana. Para el año 30 del bosque con plan, la biomasa obtenida (175,8 t ha⁻¹) es levemente mayor a las obtenidas por Donoso (2013). No obstante, no se encontraron estudios de bosques esclerófilos en una condición sin degradación con que comparar este resultado. Según Donoso (2015), los impactos humanos que ha sufrido la región de clima mediterráneo han producido alteraciones de la vegetación tales, que es difícil encontrar áreas naturales de rodales maduros. Por tanto, no ha sido posible estimar el potencial de crecimiento en biomasa de los bosques esclerófilos.

El aumento de la productividad por el manejo en el largo plazo (Cuadros 7 y 8), es coincidente con varias experiencias de silvicultura comparada con el crecimiento sin manejo, analizadas y compiladas por Dieler *et al.* (2017) para los bosques europeos. En este caso de estudio el aumento de la biomasa a nivel predial del bosque con plan versus el sin plan fue casi el doble en 30 años. Esto no solo implica en este contexto de crisis climática y ecológica, un aumento comparativo en la captura de CO₂, sino también una reducción de emisiones al evitar la deforestación que ocurre en el escenario sin plan (Comité Científico para el Cambio Climático, 2021; Cruz *et al.*, 2021). Lo anterior, está en línea con las cinco actividades del mecanismo REDD+ acordadas a nivel mundial para contribuir a las medidas de mitigación del sector forestal, dentro de las que se encuentran: la reducción de las emisiones debidas a la deforestación y el manejo forestal sostenible (EBP y GEF montaña, 2021). Además, este aumento comparativo de biomasa conllevaría una mayor disponibilidad de nutrientes y alimentos para la flora y la fauna (Foster y Bhatti, 2002).

La aplicación del parámetro de ordenación forestal que restringe el manejo de conversión a 30 hectáreas anuales, en conjunto con que las áreas enriquecidas por el propietario pasan a ser parte del bosque luego de 13 años, provocan que la diferencia de biomasa predial entre escenarios sea baja en el periodo inicial, pero ascendente en los siguientes periodos (Cuadro 8).

Área basal

El valor de área basal en el primer año (23,3 m² ha⁻¹) se encuentra dentro de los rangos obtenidos por Garfías *et al.* (2019) de 17,5 m² ha⁻¹ en bosques esclerófilos de la región de O' Higgins y del Maule, y por Barriga (2012) de 23,8 m² ha⁻¹ en un bosque esclerófilo de *C. alba*-*L. caustica*-*Q. saponaria* ubicado en la Región Metropolitana. En los años 20 y 30 (Cuadro 6), los valores de área basal fueron levemente mayores a los obtenidos por Barriga (2012) para un bosque de *Cryptocarya alba*, una especie clímax en bosques del tipo forestal esclerófilo, en sectores como son los fondos de quebradas y laderas de exposición sur (Instituto Forestal [INFOR], 2012).

La diferencia entre los niveles de área basal entre escenarios no es significativa en los primeros 10 años (2%). Sin embargo, en el año 20 la ganancia en área basal producto del POF es evidente (23%) y es la misma que se presenta en el año 30. Esto sugiere que los planes de ordenación forestal tienen un mejor desempeño en el largo plazo, y en al menos dos periodos de planificación.

En contraste a los niveles de área basal obtenidos (Cuadro 6), los resultados de Hernández-Salas *et al.* (2018) muestran una disminución en el área basal de un bosque templado de México; sometido a un aclareo intensivo durante 20 años. Lo anterior, deja en evidencia la importancia de la intensidad y tipo de manejo que se le aplica a los bosques. La conservación de los bosques depende de la calidad y forma del manejo forestal, y a su vez de la magnitud de extracción en el tiempo, que no debiera superar el crecimiento del bosque (Bell *et al.*, 2014; Cruz, 2020).

Sugerencias y relevancia del estudio

Con respecto a los valores de mortalidad promedio obtenidos de los ensayos de resalveo (Anexo VI) y utilizados en la proyección de Reynolds; no se encontraron estudios específicos para bosque esclerófilo con los que contrastar los valores de mortalidad con plan y sin plan. Sin embargo, se pudo contrastar estos valores con los de otras formaciones. La tasa de mortalidad anual utilizada para el escenario sin plan (3,0%) es similar a valores obtenidos por Mosquera *et al.* (2009) en 3 sitios de bosques pluviales no intervenidos, ubicados en Perú y Colombia. Además, la mortalidad utilizada se encuentra dentro del rango de mortalidad incluida por Gutiérrez y Huth (2012) en el modelo de crecimiento forestal FORMIND, oscilando entre un 2% y un 5% para especies del bosque templado lluvioso chileno sin manejar. Por otra parte, la mortalidad utilizada para el escenario con plan (0,1%) es similar a las tasas de mortalidad obtenidas por Ramírez *et al.* 2019 en un bosque templado de la región de la sierra Juárez en México sometido a tratamientos silvícolas; con valores que iban entre 0,095% y 0,103% anual.

Para contrastar el crecimiento diametral promedio utilizado en Reynolds de bosque esclerófilo manejado y sin manejar, existe más información que con respecto a la mortalidad, no obstante, sigue siendo escasa. El valor del crecimiento diametral utilizado para el bosque sin manejo (0,3 cm año⁻¹) es similar al estimado por Nuñez (2006) de 0,28 cm/año para *Quillaja saponaria* previo al raleo; y a su vez, está dentro de los rangos que presenta Donoso (2015) para el crecimiento de especies de la zona del bosque mediterráneo. El crecimiento diametral utilizado para bosques manejados (0,49 cm año⁻¹) es similar a la tasa de incremento diamétrico anual promedio obtenida por Lidio *et al.* (2002) de 0,48 cm año⁻¹ en un bosque seco tropical manejado de la provincia biogeográfica del cerrado boliviano. Sin embargo, es un valor conservador si se compara con los obtenidos por Nuñez (2006) en un bosque esclerófilo raleado en la VI región de Chile, donde el crecimiento diametral a 4 años del raleo fue de 0,69 cm año⁻¹.

Es importante mencionar que este estudio no incluye la influencia del clima en el crecimiento diametral y la mortalidad. Es de esperar que, en el contexto de aumento de las condiciones de sequía durante el último siglo en la región mediterránea de Chile, la mortalidad de especies arbóreas esclerófilas se acentúe (Parra *et al.*, 2017). A su vez, según Miranda *et al.* (2020) las plantas reducen su tasa de respiración y de asimilación de carbono como respuesta al déficit hídrico, cerrando sus estomas y reduciendo su crecimiento. Además, establece que el pardeamiento o “browning” que han sufrido bosques de la zona central de Chile se asocia a la defoliación (caída prematura de hojas) y a la muerte de partes de su copa, y que en algunos casos más extremos este deterioro puede acabar con la vida de los mismos árboles. Miranda indica que se debería realizar investigación aplicada en acciones silviculturales que provean una mayor resistencia y resiliencia a los bosques mediterráneos (Díaz, 2020). Por tanto, sería relevante estudiar las tasas de mortalidad y crecimiento diametral en detalle en especies del bosque esclerófilo en este contexto de cambio climático, tanto en bosques manejados como no manejados, con el fin de incluir estos efectos en la modelación. De esta manera, este estudio provee un análisis potencial de la influencia del POF sobre la estructura del bosque esclerófilo y la configuración en el paisaje en el tiempo, es decir, los resultados obtenidos es el ideal que se podría obtener sin la influencia del cambio climático en el predio.

Respecto al POF del predio, se vislumbra que este tiene una propuesta de enriquecimiento de 20 hectáreas al año, sin embargo, el propietario solo ha ejecutado a razón de 5 hectáreas al año (Cruz, 2017). Si se hubiera seguido la propuesta del plan, la superficie sin efecto borde podría haber sido mayor y podría haber disminuido aún más la fragmentación. No obstante, la superficie de enriquecimiento está condicionada a las posibilidades financieras del ejecutor del plan, dado que el mecanismo actual deja en manos del propietario los costos de las ejecuciones, y solo se bonifica hasta después de acreditar las faenas (Ley N°20.283, 2008; Gutiérrez, 2018). En las encuestas realizadas por Gutiérrez (2018) a expertos en POF de instituciones públicas y privadas, se señala que el problema que presentan los POF es que los incentivos que ofrece la Ley N°20.283 son insuficientes o no son atractivos para implementar la ordenación forestal y necesitan mejorarse para interesar a los propietarios.

Por otro lado, existen aspectos del nuevo modelo de ordenación forestal de bosques mediterráneos aplicado en nuevos planes aprobados durante los años 2020 y 2021, que no se consideran en este plan y por lo tanto no se pudieron incluir dentro del análisis. En primer lugar, no se considera dentro de la cartografía la creación de áreas de corta combustible alrededor de caminos para prevenir incendios forestales (EBP y GEF montaña, 2021). Y, en segundo lugar, no se considera la creación de “zonas de protección de exclusión de intervención” señaladas en el reglamento de suelos, aguas y humedales de la ley N°20.283, que protegen la vegetación aledaña a cursos naturales de agua impidiendo su intervención (Decreto 82, 2011).

De acuerdo con las estadísticas nacionales de CONAF, se han ingresado 120 estudios para ordenación forestal a nivel nacional, desde la puesta en marcha de la Ley N°20.283 hasta marzo de 2018. De ese total, han sido aprobados 44 planes de ordenación hasta esa fecha, siendo el plan de ordenación estudiado uno de los primeros POF aprobados de bosque esclerófilo en un predio privado, y el primero que CONAF promueve a escala operativa (Gutiérrez, 2018; ASCC, 2016). En términos de POF ejecutados, se han manejado 4.930 ha en el país hasta marzo del 2018, de las cuales, sólo 3 ha corresponden a bosque esclerófilo. Lo anterior, dificulta la comparación de los resultados obtenidos en este estudio con otros POF de bosque esclerófilo (Gutiérrez, 2018). Incluso, hay escasez de información respecto al efecto de los planes de ordenación en otros tipos forestales. Solamente se encontró un estudio relacionado, que mide el carbono almacenado ($177,5 \text{ t ha}^{-1}$) en los bosques de la Reserva Nacional Malleco luego de 4 años desde la aprobación de su “POF multifuncional” (Nadler, 2001).

Finalmente, este estudio permite avanzar en el conocimiento sobre los efectos de la ordenación forestal en el bosque esclerófilo, en post de conciliar el uso del bosque con su restauración y conservación. Además, permite proveer datos cuantitativos para futuros estudios y toma de decisiones, por ejemplo, respecto de la productividad o captura de carbono de un bosque esclerófilo versus uno sin manejar. Proporcionando, además, información sobre los plazos en que se obtienen los mayores valores de las variables estudiadas, información sobre el plazo en que un rodal enriquecido alcanza el 50% de cobertura y se puede considerar bosque (Figura 7) y durante cuánto tiempo al menos es recomendable gestionar un bosque. Finalmente, entrega información respecto de la utilidad y desempeño de índices del paisaje, que podría servir para otros estudios.

CONCLUSIONES

En este estudio se evaluaron los efectos de la ordenación forestal de un predio forestal dominado por bosque esclerófilo. Se evaluaron los efectos sobre el área basal, la biomasa, el índice de efecto borde y el índice de continuidad espacial a 30 años, tanto para un escenario con plan como para un escenario sin plan.

Los resultados señalan que la ordenación forestal presenta mayores niveles de biomasa y área basal a nivel predial en 30 años que un escenario sin ordenación forestal.

Respecto a la configuración del paisaje, tanto el ICE como el área con efecto borde no demuestran un buen desempeño, ni relación evidente entre el efecto y lo medido. En contraste, se pueden observar los efectos de los cambios en el paisaje, en el área sin efecto borde o área de hábitat interior y en la cantidad de fragmentos existentes. La ordenación forestal al ir acompañada de una restauración a nivel de paisaje y con un diseño destinado a unir fragmentos de bosque, aumenta el área sin efecto borde y disminuye la fragmentación; mejorando la capacidad de resiliencia y homeostasis del bosque bajo ordenación forestal.

Los resultados permiten plantear que los mejores efectos en la restauración del paisaje forestal se obtienen cuando la planificación incluye tanto la recuperación de bosques, como la silvicultura que considera el rendimiento sostenido; y es llevada a cabo en el largo plazo.

Estos resultados pueden ser entendidos como una contribución al entendimiento de los efectos potenciales de la ordenación forestal sobre las características estructurales y paisajísticas del bosque esclerófilo. Donde la ordenación forestal se presenta como una buena alternativa para conciliar el uso del bosque esclerófilo con su conservación y recuperación, tanto a escala de rodal como a escala de paisaje.

BIBLIOGRAFÍA

Agencia de Sustentabilidad y Cambio Climático. (2016). *Acuerdo de Producción Limpia: Manejo Sustentable del Bosque Nativo Mediterráneo, Región de Valparaíso*. Valparaíso.

Alvis, J. (2009). Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del Municipio Popayan. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 7(1), 115-122.

Aragón, G., Abuja, L., Belinchón, R., & Martínez, I. (2015). Edge type determines the intensity of forest edge effect on epiphytic communities. *European Journal of Forest Research*, 134(3), 443-451.

Arroyo, M., Marquet, P., Marticorena, C., Simonetti, J., Cavieres, L., Squeo, F., . . . Massardo, F. (2006). El Hotspot Chileno, Prioridad Mundial para la Conservación. En CONAMA, *Biodiversidad de Chile: Patrimonios y Desafíos* (págs. 94-97). Santiago.

Atencia, M. (2003). *Densidad de maderas (kg/m³) ordenadas por nombre común*. Buenos Aires, Argentina: INTI-CITEMA.

Barriga, C. (2012). *Acumulación y secuestro de carbono en bosques esclerófilos de la reserva nacional roblaría del cobre de loncha: implicancias para su conservación*. Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Becerra, P., Smith-Ramírez, C., & Arrellano, E. (2018). *Evaluación de técnicas pasivas y activas para la recuperación del bosque esclerófilo de Chile central*. Santiago, Chile: CONAF.

Bell, F., Hunt, S., Dacosta, J., Sharma, M., Larocque, G., Winters, J., & Newmaster, S. (2014). Effects of silviculture intensity on plant diversity response patterns in young managed northern temperate and boreal forests. *Écoscience*, 21(3), 327-339.

Botequilha-Leitão, A., & Ahern, J. (2002). Applying Landscape Ecological Concepts and Metrics in Sustainable Landscape Planning. *Landscape and Urban Planning*, 59, 65-93.

Bravo, J., Roig, S., & Serrada, R. (2008). Selvicultura en montes bajos y medios de encina (*Quercus ilex* L.), rebollo (*Q. pyrenaica* Willd.) y quejigo (*Q. faginea* Lam.): tratamientos tradicionales, situación actual y principales alternativas. En R. Serrada, M. Montero, & J. Reque, *Compendio de selvicultura Aplicada en España*. Madrid, España: INIA y FUCOVASA.

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B., . . . Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177-3190.

Chaves, E., & Rosero, L. (2001). Valoración del riesgo de deforestación futura en Costa Rica. *Uniciencia*, 18(1), 29-38.

Centro de agricultura y mediambiente . (2017). *Atlas agroclimático de Chile. Tomo III: Regiones de Valparaíso, Metropolitana, O'higgins y Maule*. Santiago: Universidad de Chile

Centro de Información de Recursos Naturales. (1997). *Estudio Agrológico de la V Región* (Vol. I y II). Santiago.

Comité científico de cambio climático. (2021). *Documento de alcances: Soluciones basadas en la naturaleza*. Santiago, Chile: Ministerio del Medio ambiente.

Corporación Nacional Forestal. (2016a). *Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales 2017-2025* (Primera ed.). (J. Moraga, & A. Sartori, Edits.) Santiago, Chile.

Corporación Nacional Forestal. (2016b). *Análisis de emisiones y absorciones de carbono forestal en el bosque mediterráneo de Chile, Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales*. Nota informativa N°3, Santiago, Chile.

Corredor, S. (2019). *Revisión y comparación del índice de fragmentación de coberturas naturales para cuatro cuencas hidrográficas en estudio*. Bogotá, Colombia: Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Cruz, P. (2017). *Plan de Manejo Bajo el Criterio de Ordenación Forestal, Predio Santa Luisa del Tránsito*. Valparaíso, Chile: CONAF.

Cruz, P. (2018). *Plan de ordenación bajo el criterio de ordenación: Bitácora de gestión de la ordenación Predio Santa Luisa del Tránsito*. Valparaíso, Chile: CONAF.

Cruz, P. (2020). *Principios de ordenación forestal para Chile*. (P. Cruz, Ed.) Santiago, Chile.

Cruz, P., Bascuñan, A., Velozo, J., & Rodriguez, M. (2015). Funciones alométricas de contenido de carbono para quillay, peumo, espino y litre. *Revista bosque*, 36(3), 375-381. Obtenido de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=173143347005>

Cruz, P., Bascuñán, A., & Velozo, J. (2014). *Funciones alométricas para el bosque mediterráneo chileno*. Santiago, Chile: U. Mayor.

Cruz, P., Carrasco, B., & Bustos, G. (2021). Análisis de los Efectos de la Ordenación Forestal en 30 Años. Caso del Bosque Mediterráneo de la Región de Valparaíso Chile. *Ciencia & Investigación Forestal*, 27(1), 3-18. doi:10.52904/0718-4646.2

Cruz, P., Honeyman, P., & Caballero, C. (2005). Propuesta metodológica de Ordenación Forestal, aplicación a bosques de lenga de la XI Región. *Bosque*, 2(26), 57-70.

Cruz, P., & Gorospe, M. (2019). Propuesta de Paisaje de referencia para evaluar desempeño de índices del paisaje. Caso del parque Tagua Tagua Chile. *Madera y bosques*, 25(1).

Danserau, P. (1957). *Biogeography. An ecological perspective*. New York, United States: Ronald Press Company.

Decreto 82. Aprueba reglamento de suelo, agua y humedales. Diario Oficial de la República de Chile, Santiago, Chile, de 11 de febrero de 2011.

Díaz, P. (2020). La alarmante pérdida de resistencia del bosque esclerófilo: al menos un tercio ha disminuido su verdor por la megasequía en la zona central. *Ladera Sur*.

Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T., & Pretzsch, H. (2017). Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *Eur J Forest Res*, 136, 739-766. doi:10.1007/s10342-017-1056-1

Dirección General de Aguas. (s.f.). *Inventario Público de Cuencas Hidrográficas y Lagos*. Obtenido de http://www.dga.cl/administracionrecursoshidricos/inventario_cuencas_lagos/Paginas/default.aspx

Donoso, C. (1981). *Tipos Forestales de los bosques nativos de Chile*. Doc de trabajo N° 38. Santiago: CONAF-PNUD-FAO.

Donoso, C. (2013). *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología* (Segunda ed.). (C. Donoso, Ed.) Valdivia, Chile: Marisa Cuneo Ediciones.

Donoso, C. (2015). *Estructura y dinámica de los bosques del cono sur de América*. (P. Cruz, Ed.) Santiago: Universidad Mayor.

Drake, F., Emanuelli, P., & Acuña, E. (2003). *Compendio de funciones dendrométricas del Bosque Nativo*. Santiago, Chile: GTZ.

EBP y "Global Environment Facility" montaña. (2021). *Perfil de proyecto para la generación de créditos de carbono en la gestión forestal de los propietarios privados del APL forestal, región de Valparaíso. Informe final*. Santiago.

Echeverry, M., & Rodríguez, M. (2006). Análisis de un paisaje fragmentado para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical en el municipio de Pereira, Risarala, Colombia. *Scientia et Technica*(30), 405-410.

Ellis, E. (2017). *Manual de mejores prácticas de manejo forestal para la conservación de la biodiversidad en ecosistemas tropicales de la región sureste de México. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo*. Obtenido de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/49/6317Manual%20de%20Mejores%20Pr%C3%A1cticas.pdf>

Figuroa-Navarro, C., Ángeles-Pérez, G., Velázquez-Martínez, A., & Santos-Posadas, H. M. (2010). Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Rev. Mex. Cien. For.*, 1(1), 1-8.

Foster, N., & Bhatti, J. (2006). Forest ecosystems: nutrient cycling. En L. R (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science* (Vol. 1, págs. 718-721). New York, USA.

Gajardo, R. (1994). *La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica* (166 p. ed.). Santiago: Editorial Universitaria.

Gangas, R. (2015). Una mirada al Matorral y Bosque Esclerófilo de Chile: Importancia, transformación y desafíos. *Bosque Nativo*(54), 29-34.

García, F., & Abad, J. (2014). Los corredores ecológicos y su importancia ambiental: Propuestas de actuación para fomentar la permeabilidad y conectividad aplicadas al entorno del río Cardeña (Ávila y Segovia). *Observatorio medioambiental*, 17, 253-298. doi:10.5209/rev_OBMD.2014.v17.47194

Garfias, R., Castillo, M., Vita, A., Bown, H., Zúñiga, P., & Ruiz, F. (2019). *Funciones de biomasa y estimación de carbono fijado por las principales especies del bosque esclerófilo de las Regiones de O'Higgins y del Maule*. Santiago, Chile: Universidad de Chile.

Gayoso, J., Guerra, J., & Alarcón, D. (2002). *Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial: Contenido de carbono y funciones de biomasa en especies nativas y exóticas*. Valdivia, Chile: Universidad Austral de Chile.

“Global Environment Facility” Montaña. (2018). *Conservación de bosques aplicando modelos de ordenación forestal, piloto Casablanca*. Santiago, Chile.

“Global Environment Facility” Montaña. (2019). Alianza público-privada sumará 10 mil hectáreas de bosque nativo con manejo forestal sustentable. Obtenido de <http://gefmontana.cl/alianza-publico-privada-sumara-10-mil-hectareas-de-bosquenativo-con-manejo-forestal-sustentable/>

Gehlhausen, S. M., Schwartz, M. W., & Augspurger, C. K. (2000). Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, 147(1), 21-35.

Granados, C., Serrano, D., & García-Romero, A. (2014). Edge effect on composition and structure of temperate forest, Sierra de Monte Alto, Central Mexico. *Caldasia*, 36(2), 269-287.

Gustafson, E. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, 1(2), 143-156.

Gutiérrez, A., & Huth, A. (2012). Successional stages of primary temperate rainforests of Chiloé Island, Chile. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(4), 243-256.

Gutiérrez, D. (2018). *Identificación de riesgos socioambientales y brechas para la implementación de la Ordenación Forestal en Chile, en el marco del compromiso de manejo forestal sostenible adquirido*. Universidad Mayor, Santiago.

Gutiérrez, M., Karsulovic, T., Torres, P., & León, A. (1989). *Estudio sobre el secado y algunas propiedades de trabajabilidad y usos de la madera de algarrobo, espino y tamarugo. Investigación y desarrollo en zonas áridas y semiáridas*. Santiago, Chile: CONAF, PNUD.

Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, O., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E., González-Tagle, M., . . . Domínguez-Pereda, A. (2018). Dinámica del crecimiento de un bosque templado bajo manejo en el noroeste de México. *Madera bosques*, 24(2). doi:10.21829/myb.2018.2421767

Hoffmann, A., & Kummerow, J. (1978). Roots studies in the Chilean Matorral. *Oecologia*, 32, 57-69. doi:10.1007/BF00344689

Honeyman, P., Cruz, P., Schulze, C., Hube, C., Urrutia, J., & Ravanal, C. (2009). Modelo de Gestión Forestal para el Uso Sustentable de los Bosques Mediterráneos Chilenos. *REDESMA*, 3(2).

Honeyman, P., Cruz, P., Fleury, M., Cano, J., Torralba, J., Pérez, W., . . . Urbina, F. (2014). *Elaboración de Insumos Técnicos y Metodológicos para el Desarrollo de la Tipología de Proyectos Forestales de Captura de Carbono por medio de la Restauración de Bosques Mediterráneos*. Santiago, Chile: Oterra, Universidad Mayor, CONAF.

Hurtado, F. (2013). *Funciones Locales de Volumen de especies nativas de bosques naturales y plantaciones. Región de Valparaíso*. Valparaíso, Chile: CONAF.

Instituto Forestal. (2012). *Monografía de Peumo Cryptocarya alba. Programa de investigación de productos forestales no madereros*. Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile: Susana Benedetti.

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2003). LUCF Sector Good Practice Guidance: Forest land. (cap. 3, pp. 69-115). En *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry* (pág. 632). Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES).

Jaeger, J. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape ecology*, 2(15), 115-130. doi:10.1023/A:1008129329289

Kapos, V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 5(2), 173-185.

Kershaw, K. (1973). *Quantitative and Dynamic Plant Ecology*. London, United Kingdom: Edward Arnold.

Laborde, J., Guevara, S., & Cadavid-Florez, L. (2016). La conectividad del paisaje. En P. Moreno-Casasola, *Servicios ecosistémicos de las selvas y bosques costeros de Veracruz* (págs. 96-108). Veracruz, México.

Lidio, L., Villalba, R., & Pena-Claros, M. (2012). Ritmos de crecimiento diamétrico en los bosques secos tropicales: aportes al manejo sostenible de los bosques de la provincia biogeográfica del Cerrado Boliviano. *Bosque*, 33(2), 211-219.

Ley N°20.283, sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal. Diario Oficial de la República de Chile, Santiago, Chile, de 30 de julio de 2008. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=274894>

López-Barrera, F. (2004). Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas*, 13(1), 67-77.

Lozano, L. A., Gómez Aguilar, F. A., & Valderrama, S. (2011). Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento de Tolima-Colombia. *Tumbaga*, 1(6), 125-140.

Malcom, J. R. (1994). Edge effects in central Amazonian forest fragmetns. *Ecology*, 75(8), 2438-2445.

Martínez, D., Solís, S., Hernández, F. J., & Graciano, J. d. (2016). Ecuaciones para estimar biomasa aérea y subterránea en áreas reforestadas de Pinus cooperi blanco en Durango, México. *Foresta Veracruzana*, 18(1), 25-32.

Miranda, A., Lara, A., Altamirano, A., Bella, C. D., González, M., & Camarero, J. J. (2020). Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological indicators*(115).

Montoya, J., & Mesón, G. (2004). *Selvicultura* (1141 ed., Vol. II). Madrid, España: Mundiprensa.

Mosquera, H., Rengifo, R., & Ramos., Y. (2009). Mortalidad y reclutamiento de árboles en un bosque pluvial tropical de chocó (Colombia). *Rev. Fac. Nat. Agr.*, 62(1), 4855-4868.

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10(2), 58-62.

Murcia, C. (2016). *Ordenación forestal y recuperación de formaciones vegetacionales degradadas. IV Curso Internacional en el marco de la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (ENCCRIV) de Chile*. Santiago, Chile: UCCSA.

Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Fonseca, G. d., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.

Nadler, C., Meza, A., Torres, R., & Jara, M. (2001). Medición del carbono almacenado en los bosques de la Reserva Nacional Malleco, IX región, Chile. *Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*, (pág. 13). Valdivia.

Navarro, C., Pinares, J., Salas, C., & Donoso, P. (2017). *Desarrollo de diagramas de manejo de la densidad para bosques de segundo crecimiento del tipo forestal siempreverde*. Temuco, Chile: Universidad Católica de Temuco.

Nuñez, Y. (2006). *Crecimiento de un bosque raleado de Quillaja saponaria Mol., en la VI Región*. Santiago, Chile: Facultad de Ciencia Forestales, Universidad de Chile.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2004). *Ordenación Forestal en 17 Países de América Latina*. Roma, Italia: Consultores Forestales Asociados de Honduras. Obtenido de <https://www.fao.org/3/j2628s/J2628S00.htm>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura . (2015). *Documento de trabajo de la evaluación de los recursos forestales N° 180. Términos y definiciones*. Roma, Italia: FAO.

Ortega, M. (2007). *Análisis de la estructura del paisaje en la VI Región del Libertador General Bernardo O'Higgins*. Universidad Austral de Chile, Valdivia.

Otavo, S., & Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad . *Rev. Mex. Biodiv*, 88(4), 924-935.

Oterra, Ernst Basler + Partner, Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo, Centro de Información en Recursos Naturales. (2016). *Apoyo en la generación y análisis de las causas de la deforestación, degradación forestal y no aumentos de existencias de carbono forestal, identificándose opciones estratégicas para enfrentarlas en el marco de la ENCCRV*. Santiago, Chile: Sartori, A.

Parra, D., Pérez-Quezada, J., & Gutiérrez, Á. (2017). Evaluación de los patrones de mortalidad de Quillaja saponaria Mol. en el borde y núcleo de su distribución biogeográfica. *Reunión Anual Sociedad de Ecología*. Puerto Varas.

Peña, J., Monroy, F., Álvarez, F., & Socorro, M. (2005). Uso del efecto borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 8(2), 91-98.

Prodan, M., Peters, R., & Cox, F. (1997). *Mensura Forestal*. San José, Costa Rica: Instituto Iberoamericano de cooperación para la agricultura (IICA).

Ramírez, R., Ángeles, G., Hernández, P., Cetina, V., Plascencia, O., & Clark-Tapia, R. (2019). Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera bosques*, 25(3), 1-12.

Reynolds, M., Burk, T., & Huang, W. (1988). Goodness-of-fit test and model selection procedures for diameter distribution model. *Forest Science*, 34(2), 373-399.

Rivera, H., Rudloff, A., & Cruz, P. (2002). *Plan de ordenación de la reserva nacional Valdivia. Una visión para el manejo ecológicamente sustentable de los ecosistemas forestales costeros de la X Región de los Lagos*. Santiago, Chile: CONAF, GTZ.

Schlegel, B., Guerra, J., & Gayoso, J. (2000). *Manual de procedimientos y muestreos de biomasa forestal. Proyecto Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial*. Valdivia, Chile: UACH.

Schulze, C., Urrutia, J., & P., H. (2008). *Generación de valor agregado y encadenamiento productivo para la especie Peumo (Crytocarya alba)*. U Mayor.

Turner, M., & Wearm, D. F. (1996). Land ownership and land-cover change in the southern Appalachian Highlands and the Olympic Peninsula. *Ecological Applications*, 6(4), 1150-1172.

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2011). *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal. Estudios de caso en las zonas secas de América Latina*. (A. Newton, & N. tejedor, Edits.) Gland, Suiza: Fundación internacional para la restauración de ecosistemas.

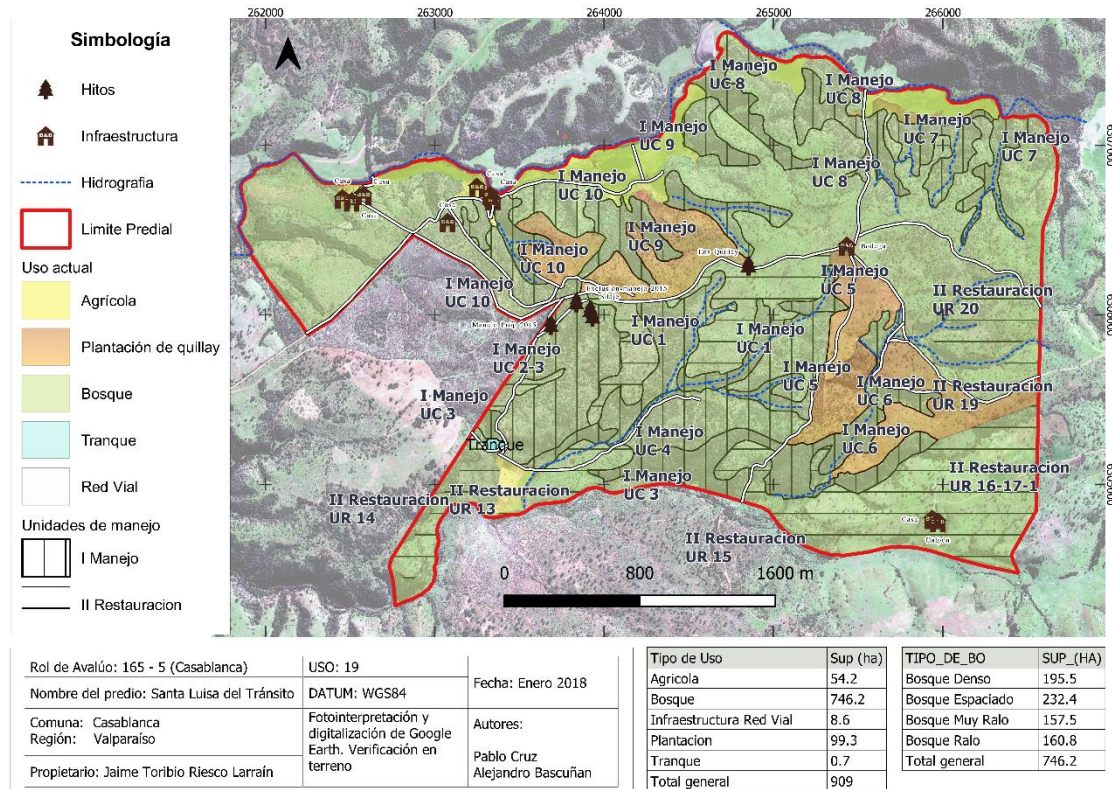
Venegas-González, A., Roig, F., Gutiérrez, A., Peña-Rojas, K., & Tomazello, M. (2018). Efecto de la variabilidad climática sobre los patrones de crecimiento y establecimiento de *Nothofagus macrocarpa* en Chile central. *Bosque*, 39(1), 81-93. doi:10.4067/S0717-92002018000100081

Villablanca, J., Hernández, C., J.Smith-Ramírez, & Schulz, J. (2011). Cambios en la cubierta vegetal de las cadenas montañosas del centro de Chile (1955-2008). En A. Newton, & N. Tejedor, *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina* (pág. 409). Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina: UICN.

Vogelmann, J. E. (1995). Assesment of forest fragmentation in southern New England using remote sensing and geographic information systems technology. *Conservation Biology*, 9(2), 439-449.

ANEXOS

Anexo I. Cartografía completa del plan de ordenación forestal predial



Anexo II. Tabla de rodal original bosque denso

Clase (DAT)	Densidad Inicial Bosque Denso (árboles ha ⁻¹)						Total
	<i>Acacia caven</i>	<i>Lithraea caustica</i>	<i>Peumus boldus</i>	<i>Schinus latifolius</i>	<i>Quillaja saponaria</i>	<i>Cryptocarya alba</i>	
2,5		73	1.130	97		23	1.323
7,5	7	53	1.090	167	3	70	1.390
12,5	7	30	520	113		30	700
17,5		17	110	57	3	23	210
22,5			20	13	7	10	50
27,5				13	7	10	30
32,5					7	3	10
37,5			7		7		13
42,5					3		3
47,5							
52,5			10				10
57,5					13		13
Total	13	173	2.887	460	50	170	3.753

Anexo III. Tabla de rodal original bosque ralo

Densidad Inicial Bosque Ralo (árboles ha ⁻¹)							
Clase DAT (cm)	<i>Acacia caven</i>	<i>Lithraea caustica</i>	<i>Peumus boldus</i>	<i>Schinus latifolius</i>	<i>Quillaja saponaria</i>	<i>Cryptocarya alba</i>	Total
2,5	367	773	2.005	40	2	57	3.243
7,5	120	263	565	57	2	23	1.030
12,5	68	52	125	37	2	22	305
17,5	8		2	2		7	18
22,5	2	2			2	2	7
27,5							
32,5	2						2
37,5					2		2
42,5					2		2
47,5							
52,5							
57,5					3		3
Total	567	1.090	2697	135	13	110	4.612

Anexo IV. Tabla de rodal residual bosque denso

Densidad Residual Bosque Denso (árboles ha ⁻¹)							
Clase DAT (cm)	<i>Acacia caven</i>	<i>Lithraea caustica</i>	<i>Peumus boldus</i>	<i>Schinus latifolius</i>	<i>Quillaja saponaria</i>	<i>Cryptocarya alba</i>	Total
2,5		67	773	87		23	950
7,5	7	40	740	157	3	60	1007
12,5	7	20	370	100		30	527
17,5		13	90	50	3	20	177
22,5			20		7	10	37
27,5					7	10	17
32,5					3	3	7
37,5			7		7		13
42,5							
47,5							
52,5			10				10
57,5					10		10
Total	13	140	2010	393	40	157	2753

Anexo V. Tabla de rodal residual bosque ralo

Clase DAT (cm)	Densidad Residual Bosque Ralo (árboles ha ⁻¹)						Total
	<i>Acacia caven</i>	<i>Lithraea caustica</i>	<i>Peumus boldus</i>	<i>Schinus latifolius</i>	<i>Quillaja saponaria</i>	<i>Cryptocarya alba</i>	
2,5	265	422	900	38	2	57	1683
7,5	108	200	398	40	2	17	765
12,5	65	43	107	32	2	13	262
17,5	8		2	2		7	18
22,5	2	2			2	2	7
27,5							
32,5	2						2
37,5					2		2
42,5					2		2
47,5							
52,5							
57,5					3		3
Total	450	667	1407	112	13	95	2743

Anexo VI. Resultados de las intervenciones en bosque mediterráneo después de 7 años. La comparación del testigo a la edad de 22 años se hace con las condiciones iniciales de las dos parcelas de 15 años que fueron intervenidas.

Año 2008. Edad del bosque 15 años aproximadamente.						
Condiciones Iniciales	Densidad		Área Basal		DMC	
	árboles ha ⁻¹		m ² ha ⁻¹		cm	
	inicial	residual	inicial	residual		
Parcela 1	7.120	2.110	27	8,3	6,9	
Parcela 2	8.398	2.110	12	8,3	4,3	
Año 2015. Edad del bosque 22 años aproximadamente, post intervención						
	Densidad	AB	DMC	Mortalidad anual	Crecimiento total	
	árboles ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	cm	%	total	anual
Testigo	5.290	17,0	6,4	3,0	-0,5	-0,07
				5,3	2,1	0,30
Manejado (promedio)	2.984	25,0	10,3	0,1	3,4	0,49
Diferencias (%)	56	147	161		162%	

APÉNDICES

Apéndice I. Densidad básica de la madera de las especies presentes en el predio

Especie	Densidad básica de la madera	Fuente
	$t\ m^{-3}$	
<i>Cryptocarya alba</i>	0,46	Homologación Persea lingue (Gayoso <i>et al.</i> , 2002)
<i>Quillaja saponaria</i>	0,45	(Gutiérrez y Huth, 2012)
<i>Lithraea caustica</i>	0,46	Homologación Persea lingue (Gayoso <i>et al.</i> , 2002)
<i>Acacia caven</i> (Mol.)	0,83	(Gutiérrez <i>et al.</i> , 1989)
<i>Peumus boldus</i>	0,46	Homologación Persea lingue (Gayoso <i>et al.</i> , 2002)
<i>Schinus latifolius</i>	0,68	(Atencia, 2003)