



**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN**  
**FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**  
INGENIERÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES

**VARIACIÓN EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE ÁRBOLES EN BOSQUES**  
**SIEMPREVERDES DEGRADADOS Y DE REFERENCIA**

Habilitación Profesional presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la  
Universidad de Concepción para optar al título profesional de  
Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

POR: Fabiola Alejandra Leal Monsalvez

Profesora Guía: Marcela A. Bustamante Sánchez

Concepción, Chile 2020

© 2020

Fabiola Alejandra Leal Monsalvez

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento

VARIACIÓN EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE ÁRBOLES EN BOSQUES  
SIEMPREVERDES DEGRADADOS Y DE REFERENCIA

Profesora Guía

---

**Marcela Bustamante S.**  
Profesora Asistente  
Bióloga Ambiental, Dra. En Ciencias Biológicas  
mención Ecología

Profesor Guía

---

**Fernando Muñoz S.**  
Profesor Titular  
Ingeniero Forestal, Dr.

Calificación de la Habilitación Profesional:

Marcela Bustamante S. : 6.5

Fernando Muñoz S. : 6.5

**TABLA DE CONTENIDO**

RESUMEN.....	vi
ABSTRACT .....	vii
I. INTRODUCCIÓN .....	1
II. METODOLOGÍA.....	7
2.1 Descripción del área de estudio.....	7
2.2 Datos.....	7
2.3 Métricas de diversidad funcional .....	8
III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	10
IV. CONCLUSIONES .....	19
V. BIBLIOGRAFÍA.....	21
VI. ANEXOS .....	24

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Especies arbóreas, código y área basal para bosques de referencia y bosques degradados.....	9
--	---

## ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Figura 1. Identidad funcional en las condiciones de bosques de referencia (verde) y bosques degradados (naranja). Los círculos representan a las especies, mientras que el tamaño de éstos son proporcionales al área basal relativa de cada especie. Los códigos de cada especie se presentan en la Tabla 1.....	10
Figura 2. Media comunitaria ponderada (CWM sus siglas en inglés) de la masa foliar por área (LMA, por sus siglas en inglés) (gr/cm <sup>2</sup> ). Las líneas de error marcan 1,96 veces el error estándar (N = 3).....	12
Figura 3. Media comunitaria ponderada (CWM sus siglas en inglés) de la densidad de la madera (kg/cm <sup>3</sup> ). Las líneas de error marcan 1,96 veces el error estándar (N = 3).....	13
Figura 4. Valor promedio de los índices de (a) Riqueza funcional, (b) Uniformidad funcional, (c) Originalidad funcional y (d) Divergencia funcional para las condiciones de bosques de referencia y bosques degradados. Los valores de los índices se encuentran restringidos entre 0 y 1, siendo 1 el valor máximo. Las líneas de error marcan 1,96 veces el error estándar .....	15

## RESUMEN

La diversidad funcional de las plantas es reconocida como un impulsor clave capaz de controlar procesos ecosistémicos como la productividad primaria y la tasa de descomposición. La degradación de los bosques ha provocado cambios en el funcionamiento de éstos, poniendo en peligro la provisión de bienes y servicios a la sociedad. En particular, los bosques Siempreverde de la región centro-sur de Chile se encuentran altamente intervenidos, sin embargo, poco se sabe de los efectos de la degradación sobre su diversidad funcional. El presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de la degradación del bosque Siempreverde sobre la diversidad funcional de sus especies arbóreas. Se plantea que en condiciones degradadas la diversidad funcional de estos bosques se verá erosionada, reflejándose en una disminución en el valor de sus índices. Para ello, se describió la diversidad funcional a partir de los índices de media comunitaria ponderada (CWM), riqueza, uniformidad, divergencia y originalidad funcional para los rasgos de masa foliar específica (LMA por sus siglas en inglés) y densidad de la madera. Los rasgos junto a los valores de área basal fueron recolectados para las especies arbóreas presentes en condiciones de referencia y degradadas. Los resultados indican una mantención de los valores de CWM y de los índices de diversidad funcional, a excepción de la divergencia funcional que presentó un aumento en las condiciones de bosques degradados. En consecuencia, la degradación a la que han estado expuestos los sitios de estudio no estaría afectando a la diversidad funcional de estos bosques, los cuales se presume que son altamente resistentes a la erosión de su diversidad funcional, lo cual les permite mantener su funcionalidad en el tiempo.

Palabras clave: diversidad funcional, degradación de bosques, rasgos funcionales, productividad primaria, descomposición, masa foliar específica, densidad de la madera.

## ABSTRACT

Plant functional diversity is recognized as a key driver capable of controlling ecosystem processes such as primary productivity and decomposition rate. Forest degradation has caused changes in forest functioning, jeopardizing the provision of goods and services to the society. In particular, the Evergreen forests of the central-southern region of Chile are highly intervened, however, there is no evidence of the effects of degradation on their functional diversity. The objective of this study is to evaluate the effect of the degradation of Evergreen forest on the functional diversity of its tree species. It is proposed that in degraded conditions the functional diversity of these forests will be eroded, reflecting a decrease in the value of their indices. The functional diversity was described using the weighted community mean (CWM), functional richness, evenness, divergence and originality for the traits of specific leaf mass (LMA) and wood density. Traits and basal area values were collected for the tree species present in reference and degraded conditions. The results indicate a maintenance of the CWM and functional diversity indices, except for functional divergence, which increased in degraded forests. Consequently, degradation does not affect the functional diversity of these forests, which are presumed to be highly resistant to erosion of their functional diversity, which allows them to maintain their functionality over time.

Key words: Functional diversity, forest degradation, functional traits, primary productivity, decomposition, leaf mass per area, wood density.



## I. INTRODUCCIÓN

Actualmente existe amplia evidencia sobre la alarmante pérdida de biodiversidad a nivel mundial, principalmente como consecuencia de las actividades antropogénicas, las cuales han modificado los usos de la tierra y con ello la composición y estructura de las comunidades biológicas, amenazando los procesos que ocurren en los ecosistemas y poniendo en peligro los servicios derivados de éstos (Díaz y Cabido, 2001).

Una de las consecuencias más extendida de las actividades humanas corresponde a la degradación de los bosques. Actualmente, se reconoce que la degradación forestal afecta a cerca de la mitad de los bosques del mundo, constituyendo un grave problema ambiental a nivel mundial (Morales-Barquero *et al.*, 2014). Particularmente en Chile, los bosques nativos han sido fuertemente alterados por acción antrópica, principalmente a través de prácticas como la extracción selectiva o “floreo” de individuos arbóreos (Armesto *et al.*, 2010) y el ingreso de ganado (Zamorano-Elgueta *et al.*, 2014). En especial, los bosques de la región centro-sur de Chile han sido fuertemente intervenidos desde mediados del siglo XIX dado el alto valor comercial de sus especies, siendo los bosques Siempreverdes uno de los tipos forestales más extendidos y con mayor diversidad de especies arbóreas comerciales, razón por la que han sido históricamente floreados (Donoso, 2013).

La degradación de los bosques se define como un proceso de cambio causado por el uso no gestionado o mal regulado de estos ecosistemas, lo cual afecta de forma negativa a sus características, pudiendo llevar a cambios en su estructura, composición de especies y sus funciones, disminuyendo así su capacidad de suministrar bienes y/o servicios (Simula, 2009). Si bien está ampliamente estudiado cómo la degradación de los bosques afecta a los componentes estructurales y composicionales de su biodiversidad, poco se ha estudiado de los efectos sobre su diversidad funcional (Carreño-Rocabado *et al.*, 2012). Este último punto toma una gran importancia dado que existe un creciente consenso de que la diversidad funcional, considerando los rasgos de las especies,

determina e impacta fuertemente el funcionamiento y los procesos que ocurren en los ecosistemas (Díaz y Cabido, 2001).

La diversidad funcional se define como el valor, rango y abundancia relativa de rasgos funcionales de los organismos presentes en una comunidad (Díaz *et al.*, 2007). Distintos estudios han demostrado, para una gran variedad de ecosistemas, que las tasas a la que ocurren los procesos ecosistémicos están asociadas de manera consistente con este componente de la biodiversidad, en especial con la composición y riqueza funcional más que con la riqueza de especies (Díaz y Cabido, 2001).

Un índice ampliamente utilizado para describir la diversidad funcional corresponde a la media comunitaria ponderada (CWM por sus siglas en inglés) (Garnier *et al.*, 2004), el cual entrega un valor promedio para un rasgo a nivel comunitario. Este índice fue desarrollado siguiendo la “hipótesis de la relación de biomasa” propuesta por Grime (1998), la cual indica que la medida en que los rasgos de las especies afectan las propiedades del ecosistema depende de la contribución de cada especie a la biomasa total de la comunidad (Grime, 1998). La CWM ha demostrado una alta sensibilidad a las perturbaciones, por ende funciona como un buen indicador al cambio ambiental (Vandewalle *et al.*, 2010).

Para utilizar este enfoque es necesario identificar rasgos funcionales relevantes de respuesta al cambio ambiental o que tengan efectos sobre los procesos ecosistémicos (Suding *et al.*, 2008). Esto se puede realizar mediante la identificación de caracteres continuos ecológicamente significativos y fáciles de medir, conocidos como caracteres “blandos” (Díaz *et al.*, 2003). Por ejemplo, se considera que rasgos como la masa foliar por área (LMA por sus siglas en inglés) y la densidad de la madera corresponden a rasgos clave que representan estrategias de captura y utilización de recursos, y que a su vez tienen repercusiones en los procesos del ecosistema (Malhi *et al.*, 2004).

Por ejemplo, Cornwell *et al.* (2008) comprobaron que las tasas de descomposición de la hojarasca a nivel mundial se correlacionan consistentemente con los valores de los rasgos de las especies y su estrategia ecológica. Entre los principales resultados

encontraron que el LMA tiene una correlación negativa con la descomposición, lo cual sugiere que en ecosistemas dominados por especies de altos valores de LMA, la velocidad de descomposición es menor (Cornwell *et al.*, 2008). También se ha encontrado que existe una fuerte correlación entre este rasgo y la productividad primaria. Cornelissen *et al.* (1999) documentaron que las especies que producen hojas con menor LMA se descomponen más rápido, lo cual aumenta el ciclo del carbono y los nutrientes, acelerando la productividad de los ecosistemas en diferentes biomas (Cornelissen *et al.*, 1999).

En cuanto a la densidad de la madera, estudios señalan que existe una correlación significativa e inversa entre la velocidad de descomposición y este rasgo (Chambers *et al.*, 2000), es decir, maderas de bajas densidades se descomponen más rápido que aquellas de altas densidades. También se ha demostrado que la densidad de la madera está asociada a los procesos de productividad dentro de los ecosistemas, específicamente, se ha descubierto que una disminución en la densidad de la madera promedio coincide con un aumento en la producción de biomasa aérea en bosques húmedos (Malhi *et al.*, 2004; Chave *et al.*, 2009).

Recientemente se han reconocido a la riqueza funcional, uniformidad funcional y divergencia funcional como componentes principales de la diversidad funcional (Mason *et al.*, 2005). A pesar de que los índices para cuantificar estos componentes fueron originalmente descritos para un enfoque de un solo rasgo, Villéger *et al.* (2008) propusieron un enfoque multidimensional para su evaluación y cuantificación a partir de múltiples rasgos. Este nuevo enfoque tiene la ventaja de que al considerar varios rasgos entrega una imagen más completa de la diversidad funcional (Villéger *et al.*, 2008). Bajo este enfoque, el espacio funcional se forma a partir de un espacio euclidiano, donde cada eje corresponde a los valores de un rasgo y las especies son representadas por coordenadas. Al trazar las especies en este espacio es posible describir cuánto espacio se llena y cómo se distribuyen sus abundancias, obteniendo así los componentes de riqueza, uniformidad y divergencia funcional.

La riqueza funcional representa el espacio de nicho funcional ocupado por las especies (Mason *et al.*, 2005), bajo el enfoque de múltiples rasgos, la riqueza representa el volumen del espacio ocupado que une a las especies de los puntos más extremos (Villéger *et al.*, 2008). Por otra parte, la uniformidad funcional busca describir si los rasgos de las especies se distribuyen de forma regular dentro del espacio de rasgos, considerando abundancias iguales entre vecinos más cercanos (Mason *et al.*, 2005). Finalmente, la divergencia funcional mide la varianza de la posición de las especies y sus abundancias en el espacio (Mason *et al.*, 2005), en un contexto de múltiples rasgos, este índice determina un valor central para cada rasgo a partir del cual se calculan las desviaciones ponderadas por la abundancia de cada especie hacia el centro de gravedad (Villéger *et al.*, 2008), así, la divergencia será alta cuando las especies más abundantes presenten rasgos funcionales de valores extremos.

Existen una serie de otros índices complementarios para evaluar los cambios en la diversidad funcional, entre ellos, uno ampliamente utilizado es el de originalidad funcional. Este índice cuantifica la redundancia funcional existente dentro de una comunidad, en otras palabras, indica la rareza promedio de los rasgos de las especies (Mouillot *et al.*, 2013), así, una comunidad será menos original cuando sus especies compartan sus valores de rasgos más estrechamente entre sí.

Se ha demostrado que la utilización de estos componentes complementarios representan un marco significativo para la cuantificación de la diversidad funcional, y que juntos tienen la capacidad de dilucidar el papel de la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas (Villéger *et al.*, 2008). Por otro lado, el uso del espacio funcional basado en los rasgos de las especies se considera como una forma particularmente útil de evaluar y caracterizar los cambios en la diversidad funcional de las comunidades después de una perturbación (Mouillot *et al.*, 2013).

Actualmente, se reconoce que la desmedida intervención humana sobre los ecosistemas ha ocasionado su degradación y en muchos casos su pérdida. En particular, los bosques Siempreverde han sido históricamente intervenidos, llegado a considerarse como uno de

los ecosistemas forestales más afectados por la degradación (Rojas Ponce *et al.*, 2011), principalmente debido a su alta diversidad de especies arbóreas comerciales (Donoso, 2013). La corta desmedida de leña se reconoce como una de las principales causas de su degradación, siendo acentuada por la inclusión del ganado (Rojas Ponce *et al.*, 2011). Por otra parte, estos bosques presentan una gran importancia ya que representan ecosistemas únicos dada su especial composición florística y alto porcentaje de endemismo (Armesto, 1995). De forma particular, los bosques de este tipo forestal ubicados en las regiones de Los Ríos y Los Lagos han sufrido distintos procesos de degradación, por lo cual actualmente se encuentran fuertemente intervenidos (Muñoz *et al.*, 2018).

Ante esta realidad surge la necesidad de cuantificar y evaluar los efectos de la degradación de los bosques sobre su diversidad funcional, para lo cual en esta tesis se plantea la siguiente pregunta de investigación: ¿Cómo afecta la degradación forestal a la diversidad funcional de especies arbóreas en bosques Siempreverdes, presentes en las regiones X y XIV de Chile?

Para responder a la pregunta de investigación se plantearon los siguientes objetivos:

**Objetivo general:** Evaluar el cambio en la diversidad funcional de especies arbóreas en condiciones de bosques degradados y de referencia.

**Objetivos específicos:**

1. Cuantificar y comparar la media comunitaria ponderada (CWM) para los rasgos de LMA y densidad de la madera en condiciones de bosques degradados y de referencia.
2. Comparar los índices de riqueza, uniformidad, divergencia y originalidad funcional en condiciones de bosques degradados y bosques de referencia.

Como hipótesis se plantea que en condiciones de bosques degradados los valores de CWM para los rasgos de LMA y densidad de la madera presentarán una disminución.

Por otro lado, la diversidad funcional en condiciones degradadas se verá erosionada, por lo cual sus índices disminuirán con respecto a la condición de referencia.

## II. METODOLOGÍA

### 2.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio abarca superficies de bosques del tipo forestal Siempreverde ubicados en la cordillera de la Costa, entre las regiones de Los Ríos y Los Lagos del sur de Chile. Este tipo forestal se extiende desde los 38°30' hasta 47° latitud sur para la cordillera de la Costa, y por debajo de los 1.000 m.s.n.m. (Donoso, 1993). Según el Catastro de Recursos Vegetacionales Nativos de Chile de CONAF (2011), la superficie de este tipo forestal es de 3.505.545 ha, de las cuales un 5,9% se encuentran en la región de Los Ríos y un 36,6% en la región de Los Lagos (Rivera *et al.*, 2011). Estos bosques se caracterizan por presentar una alta diversidad de especies arbóreas comerciales, entre las cuales destacan: Ulmo (*Eucryphia cordifolia* Cav.), Tapa (*Laureliopsis philippiana* Schodde), Mañío hembra (*Saxegothaea conspicua* Lindl.) y Coihue (*Nothofagus dombeyi*) (Donoso, 2013).

### 2.2 Datos

Para el desarrollo de este estudio se utilizaron los datos obtenidos a partir de los resultados del proyecto “Guía técnica para caracterizar bosques adultos del tipo forestal Siempreverde degradados y de referencia en las regiones de Los Ríos y Los Lagos”, desarrollado a través del Fondo de investigación del Bosque Nativo de CONAF, proyecto 009/2016.

En este estudio se caracterizó la estructura y composición de especies para las condiciones de bosques degradados y bosques de referencia, para lo cual se realizaron tres réplicas por cada condición (D<sub>1</sub>, D<sub>2</sub>, D<sub>3</sub>, R<sub>1</sub>, R<sub>2</sub> y R<sub>3</sub>). Cada uno de estos sitios fue caracterizados mediante cinco parcelas de 50 m x 50 m, completando un total de 30 parcelas en toda el área de estudio. En cada caso se colectó información sobre la composición y abundancia de la flora vascular, junto a los valores de cobertura y área basal de cada especie. Para este estudio sólo se utilizaron los datos de la flora arbórea.

Se consideró bosques de referencia aquellos bosques multiestratificados con presencia de ejemplares emergentes e individuos adultos de altura superior a los 20 m y con amplia cobertura de dosel. En contraste, se definieron tres niveles de degradación: bosques degradados nivel 1, los cuales fueron considerados como bosques semialterados con ausencia de algunos estratos y presencia de claros, con regeneración y bajo grado de afectación por ramoneo; bosques degradados nivel 2, fueron considerados como aquellos bosques donde se encuentra ausente más de un estrato, con árboles dominantes residuales de intervenciones pasadas, presencia de claros con alta abundancia de *Chusquea quila* y algún grado de afectación por ramoneo. Finalmente, los bosques degradados nivel 3 se consideraron como áreas muy alteradas producto de la tala, con presencia de tocones y escasos individuos adultos, con poca regeneración de individuos jóvenes producto del alto grado de afectación por ramoneo y abundante presencia de *Chusquea quila*. Para la realización de este estudio, los tres niveles de degradación fueron unidos formando una sola condición de degradación ( $D_1$ ,  $D_2$ ,  $D_3$ ).

Para la cuantificación de la diversidad funcional se colectaron los rasgos de masa foliar por área o LMA y densidad de la madera por considerarse como rasgos de efecto ecológicamente relevantes para los procesos de descomposición y productividad primaria (Cornelissen *et al.*, 1999; Chave *et al.*, 2009). Los valores de estos rasgos fueron recopilados a partir de la revisión de distintas fuentes bibliográficas publicadas para todas las especies arbóreas presentes (Anexo 1 y 2).

### 2.3 Métricas de diversidad funcional

Se calculó el valor medio de cada rasgo mediante el índice de media comunitaria ponderada (CWM) para cada sitio perteneciente a las condiciones de bosques degradados y bosques de referencia. Éste índice corresponde a una métrica de nivel comunitario que pondera el valor de los rasgos medios de la especie por la contribución relativa de cada una (Garnier *et al.*, 2004) de acuerdo a la siguiente fórmula:



$$CWM_{aj} = \sum_{i=1}^n p_{ij} \times t_i$$

Donde  $CWM_{aj}$  corresponde al valor medio del rasgo  $a$  en el sitio  $j$ ,  $p_{ij}$  es la contribución relativa de la especie  $i$  a la máxima biomasa del sitio  $j$ ,  $n$  es el número total de especies en cada sitio y  $t_i$  representa el valor del rasgo para la especie  $i$ .

Este índice se representó por medio de la identidad funcional para cada condición, donde se muestran los valores medios de los rasgos para cada especie junto a la contribución relativa de cada una. Como medida de contribución relativa se utilizó el área basal relativa dado que es un mejor indicador de la biomasa y rendimiento que la abundancia de especies (Prado-Junior *et al.*, 2016).

Por otra parte, se calcularon otras cuatro métricas complementarias de diversidad funcional: riqueza funcional (FRic), uniformidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) (Villéger *et al.*, 2008) y originalidad funcional (FOri) (Mouillot *et al.*, 2008). Estos cálculos se realizaron mediante el software R v.1.2.5 (RStudio, 2019) por medio de la función FSECchange propuesta por Muillot *et al.* (2013), la cual calcula distintas métricas de diversidad funcional y las compara para condiciones con y sin perturbación (Mouillot *et al.*, 2013). Para el caso particular de este estudio, las métricas fueron calculadas para cada sitio perteneciente a las condiciones de bosques degradados y bosques de referencia.

Para determinar si los valores diferían entre las condiciones de estudio, las métricas de diversidad funcional junto al valor medio de los rasgos (CWM) se analizaron por medio de un ANOVA utilizando el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2011). Los supuestos de distribución normal y homogeneidad de varianza se evaluaron por medio de los test correspondientes, entre ellos el test de normalidad de Shapiro Wilk y test de homogeneidad de varianza de Levene.

### III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La riqueza de especies arbóreas total fue de 19 especies, de las cuales 18 se encontraron en bosques de referencia y 18 en bosques degradados. Las especies presentes en cada condición junto a sus valores de área basal se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Especies arbóreas, código y área basal para bosques de referencia y bosques degradados.

Especie	Código	Área basal (m <sup>2</sup> /ha)	
		Referencia	Degradado
<i>Austrocedrus chilensis</i>	AC	0,06	-
<i>Amomyrtus luma</i>	AL	3,82	2,05
<i>Amomyrtus meli</i>	AM	1,92	2,63
<i>Aextoxicon punctatum</i>	AP	23,25	9,68
<i>Caldcluvia paniculata</i>	CP	0,67	0,03
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	DD	5,31	1,27
<i>Drimys winteri</i>	DW	11,91	7,43
<i>Eucryphia cordifolia</i>	EC	3,42	2,90
<i>Gevuina avellana</i>	GA	0,73	1,30
<i>Luma apiculata</i>	LA	0,66	0,33
<i>Lomatia dentata</i>	LD	-	0,08
<i>Lomatia ferruginea</i>	LF	0,14	0,62
<i>Laurelia philippiana</i>	LP	6,72	2,46
<i>Myrceugenia planipes</i>	MP	0,89	0,42
<i>Nothofagus dombeyi</i>	ND	0,46	18,10
<i>Nothofagus nitida</i>	NN	25,79	12,48
<i>Podocarpus nubigenus</i>	PN	2,81	0,45
<i>Saxegothaea conspicua</i>	SC	9,20	3,09
<i>Weinmannia trichosperma</i>	WT	1,64	0,06

Las especies de mayor área basal en las condiciones de referencia fueron *Nothofagus nitida*, *Aextoxicon punctatum* y *Drimys winteri*, las cuales representan un 61% del área basal total en estas condiciones. En contraste, las especies de mayor área basal para las

condiciones de bosques degradados fueron *Nothofagus nitida*, *Nothofagus dombeyi* y *Drimys winteri*, las cuales representan un 58% del total.

En la Figura 1 se representa la identidad funcional para las condiciones de estudio, donde se muestra la posición de cada especie en el espacio de rasgos funcionales junto a su área basal relativa.

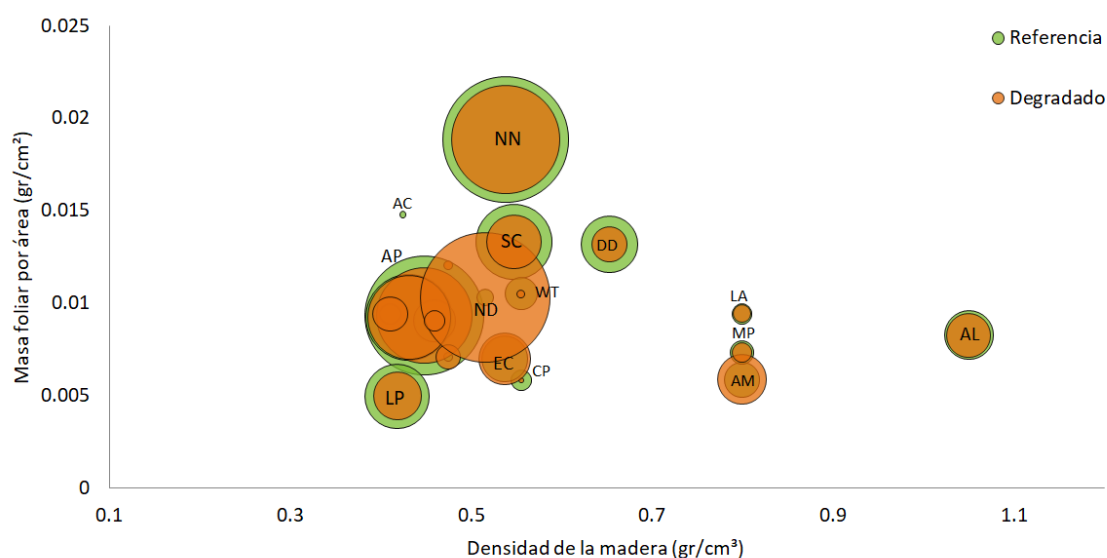


Figura 1. Identidad funcional en las condiciones de bosques de referencia (verde) y bosques degradados (naranja). Los círculos representan a las especies, mientras que el tamaño de éstos son proporcionales al área basal relativa de cada especie. Los códigos de cada especie se presentan en la Tabla 1.

Como se aprecia en la Figura 1, al pasar de la condición de referencia a la degradada algunas especies aumentan y otras disminuyen sus valores de área basal. Del total de 19 especies arbóreas, 14 de ellas disminuyeron en su contribución relativa a la biomasa total. Las principales disminuciones se observaron en *Aextoxicon punctatum*, *Nothofagus nitida*, *Saxegothaea conspicua*, *Drimys winteri*, *Laureliopsis philippiana* y *Dasyphyllum diacanthoides*. Esto se atribuye a que algunas de éstas especies tienen un alto valor

maderero y comercial, entre ellas destacan *Laureliopsis philippiana*, *Saxegothaea conspicua* (Vásquez-Grandón *et al.*, 2018), *Aextoxicon punctatum* y *Drimys winteri* (INFOR, 2006), razón por la que suelen ser taladas con fines productivos. Además, *Nothofagus nitida* normalmente presenta altos valores de área basal en bosques de referencia, lo que la convierte en un recurso atractivo para su extracción.

Por otra parte, solamente cinco especies presentaron un aumento en sus áreas basales, las cuales correspondieron a *Nothofagus dombeyi*, *Amomyrtus meli*, *Gevuina avellana*, *Lomatia dentata* y *Lomatia ferruginea*. Se presume que estas especies se vieron beneficiadas por las nuevas condiciones ambientales generadas a partir de la degradación, principalmente por la apertura del dosel y la entrada de luz, principalmente para el caso de *N. dombeyi*, el cual corresponde a una especie pionera demandante de luz.

Los cambios en la contribución relativa de cada especie provocaron variaciones, aunque no significativas, en el valor de la CWM de cada rasgo, observándose una leve tendencia a la disminución en condiciones de bosques degradados en comparación con los bosques de referencia. Para el caso de la densidad de la madera, ésta presentó una disminución de un 1% entre la condición de referencia y la degradada (Fig. 3,  $F_{(1,5)} = 0,63$ ;  $P = 0,47$ ). Mientras que el LMA presentó una disminución de un 18% entre ambas condiciones (Fig. 2,  $F_{(1,5)} = 2,19$ ;  $P = 0,21$ ).

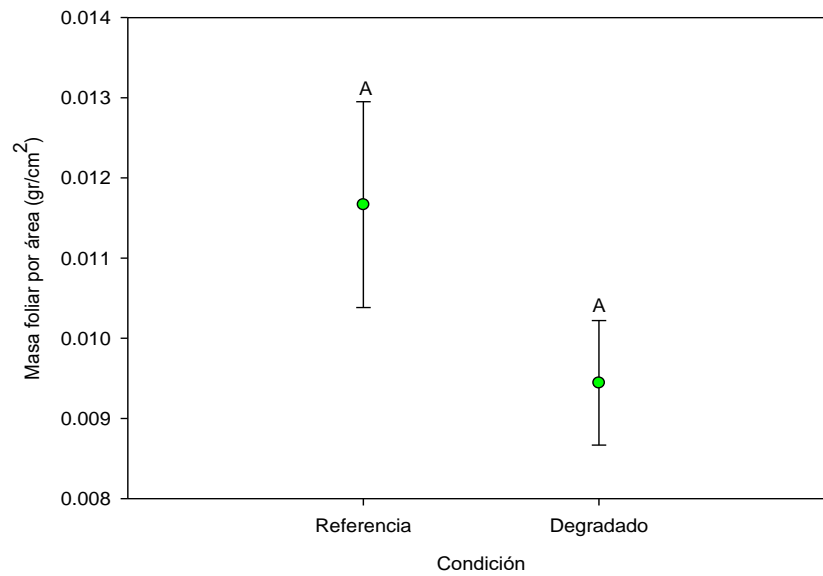


Figura 2. Media comunitaria ponderada (CWM por sus siglas en inglés) de la masa foliar por área (LMA, por sus siglas en inglés) ( $\text{gr/cm}^2$ ). Las líneas de error marcan 1,96 veces el error estándar ( $N = 3$ ).

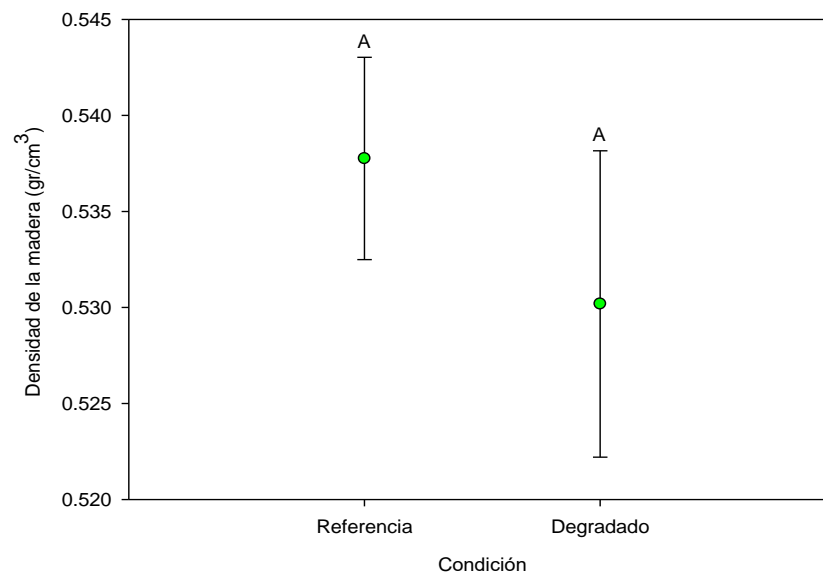


Figura 3. Media comunitaria ponderada (CWM por sus siglas en inglés) de la densidad de la madera ( $\text{kg/cm}^3$ ). Las líneas de error marcan 1,96 veces el error estándar ( $N = 3$ ).

En este estudio se planteó como hipótesis una disminución del LMA en las condiciones de bosque degradado, lo que de acuerdo con distintos autores, puede tener un impacto positivo sobre los procesos de productividad primaria y descomposición de la hojarasca, lo cual implica un aumento en la tasa a la que ocurren estos procesos (Cornelissen *et al.* 1999, Cornwell *et al.* 2008, Poorter *et al.* 2009). Una disminución en el valor del LMA, indica que las especies dominantes presentan densidades más bajas en su tejido foliar, por lo cual destinan menores recursos a sus tejidos y crecen más rápido que aquellas con valores altos (Poorter *et al.*, 2009). Sin embargo, en los sitios de bosques degradados no se observó esta disminución significativa en relación a los bosques de referencia, por lo tanto en las condiciones degradadas se estarían manteniendo los procesos de productividad primaria y descomposición de la hojarasca.

Por otro lado, también se esperaba encontrar una disminución en el valor de la densidad de la madera en condiciones de bosques degradados, lo que implicaría un cambio de rasgos conservadores en la condición de referencia a rasgos adquisitivos en sitios degradados, provocando una transición hacia especies con baja densidad de la madera. Según distintos estudios una disminución en la densidad de la madera conlleva a un aumento en la productividad primaria y en la velocidad del proceso de descomposición del ecosistema (Malhi *et al.*, 2004), lo cual podría provocar un aumento en el ciclo del carbono y acelerar los procesos de productividad. No obstante, en la condición degradada no se observó una disminución en el valor de este rasgo, por lo cual se estarían manteniendo los procesos de productividad primaria y descomposición de la hojarasca.

Los resultados de este estudio contrastan con los resultados obtenidos por Carreño-Rocabado *et al.* (2012), quienes mediante un experimento de campo en bosques tropicales evidenciaron que en aquellos bosques perturbados los valores de CWM cambiaron de rasgos conservadores a adquisitivos, provocando un cambio hacia especies con baja densidad de la madera. También encontraron que a mayores intensidades de

perturbación se promueven especies con bajos costos de construcción de hojas, lo cual implicaría una disminución en el LMA (Carreño-Rocabado *et al.*, 2012). Estas diferencias se pueden deber al hecho de que los autores evaluaron el cambio en la diversidad funcional a través de distintos niveles de menor a mayor intensidad de perturbación de forma independiente. En contraste, en este estudio los niveles de degradación fueron más bajos y se juntaron en una sola condición de degradación.

En cuanto a los índices complementarios de diversidad funcional, éstos se representan a continuación en la Figura 4.

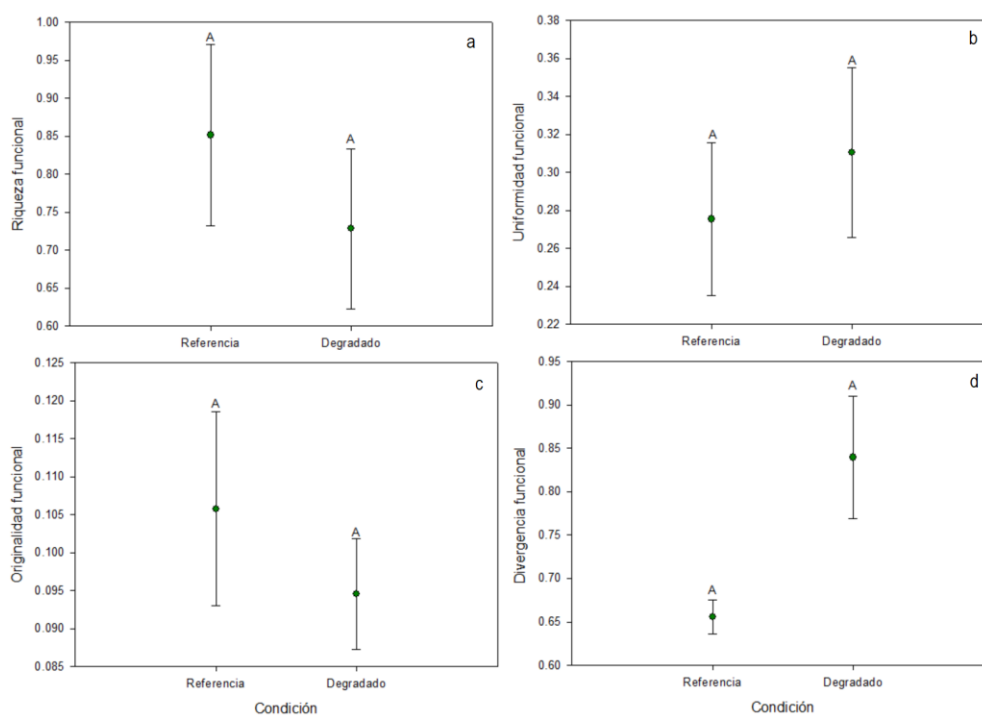


Figura 4. Valor promedio de los índices de (a) Riqueza funcional, (b) Uniformidad funcional, (c) Originalidad funcional y (d) Divergencia funcional para las condiciones de bosques de referencia y bosques degradados. Los valores de los índices se encuentran restringidos entre 0 y 1, siendo 1 el valor máximo. Las líneas de error marcan 1,96 veces el error estándar.

De los cuatro índices complementarios de diversidad funcional evaluados, tres no presentaron diferencias significativas entre las condiciones degradadas y de referencia (riqueza, uniformidad y originalidad funcional). La riqueza funcional mostró altos valores para ambas condiciones de estudio (Fig. 4a), presentando una disminución, no significativa, de sólo un 6% en sitios degradados ( $F_{(1,5)} = 0,60$ ;  $P = 0,48$ ), lo cual indica un bajo grado de erosión en el espacio funcional ocupado por la comunidad (Mouillot *et al.*, 2013). Este resultados indica que la gran mayoría de los recursos están siendo utilizados por las especies de la comunidad tanto en condiciones de referencia como degradadas, lo cual se traduce en un mantenimiento de la productividad del ecosistema (Mason *et al.*, 2005). En este sentido, la degradación presente en estos sitios no estaría afectando mayormente a este proceso a través de la riqueza funcional. Adicionalmente, según lo estudiado por Dukes (2001), estos sitios degradados aún estarían manteniendo su capacidad de resistencia a la invasión, ya que la baja erosión funcional observada se traduce en una baja presencia de espacios de nicho vacíos que pudiesen ser colonizados por especies exóticas (Dukes, 2001).

En cuanto a la uniformidad funcional, ésta fue baja ( $<0.5$ ) (Mason *et al.*, 2005) tanto para los bosques de referencia como los bosques degradados (Fig. 4b), mostrando un leve aumento, no significativo, para esta última condición ( $F_{(1,5)} = 0,17$ ;  $P = 0,70$ ). Esto indica que la regularidad con la que se distribuyen las abundancias de las especies en el espacio funcional es baja, lo cual se ve reflejado en la Figura 1, donde valores altos de área basal se concentran en pocas especies. Dado que este índice representa la utilización efectiva de los recursos disponibles dentro del espacio de nicho, su bajo valor indica una baja ocupación de los recursos en el total de éste espacio y por ende, una baja productividad tanto en condiciones de referencia como degradadas (Mason *et al.*, 2005).

Por otro lado, la originalidad funcional también presentó bajos valores ( $<0.5$ ) en ambas condiciones, mostrando una ligera disminución no significativa en sitios degradados ( $F_{(1,5)} = 0,59$ ;  $P = 0,48$ ) (Fig. 4c). Esto indica que las especies tienden a ser similares



funcionalmente, por lo que los valores de sus rasgos se mantienen cercanos (Mouillot *et al.*, 2013). Esto se traduce en una alta redundancia funcional dentro de la comunidad (Mouillot *et al.*, 2008), lo cual ayuda a mantener una alta capacidad de respuesta y adaptación de las comunidades ante perturbaciones y cambios ambientales (Hooper *et al.*, 2005), por lo que se considera especialmente relevante para mantener los procesos que ocurren en el ecosistema.

La divergencia funcional mostró altos valores ( $>0.5$ ) en las dos condiciones de estudio, y a diferencia de los índices anteriores, ésta presentó un aumento marginalmente significativo en sitios degradados ( $F_{(1,5)} = 6,32$ ;  $P = 0,06$ ) (Fig. 4d), lo que sugiere que en estas condiciones suele haber una mayor concentración de especies con valores de rasgos más extremos (Villéger *et al.*, 2008). Esto indica una alta diferenciación de nicho y por ende, una baja competencia por recursos, lo cual puede conllevar al uso más eficiente de éstos y consecuentemente, al aumento en la productividad del ecosistema (Mason *et al.*, 2005), aunque también puede indicar una mayor competencia por recursos específicos (Mason *et al.*, 2003). En consecuencia, en condiciones degradadas existe un dominio de especies que ocupan posiciones más extremas en el espacio de rasgos, lo que conduce a una mayor diferenciación de nicho, a diferencia de la condición de referencia donde existe una mayor redundancia funcional. Estos resultados concuerdan con lo estudiado por Carreño-Rocabado *et al.* (2012), quienes documentaron un aumento, aunque no significativo, en el valor de éste índice en bosques perturbados.

La baja variación en los índices analizados se puede deber a que este estudio sólo consideró individuos adultos, los cuales no mostraron diferencias notorias en su diversidad funcional entre bosques degradados y de referencia. En contraste, según lo estudiado por Carreño-Rocabado *et al.* (2012), los cambios en la diversidad funcional después de una perturbación son impulsados principalmente por los individuos en regeneración, por lo cual, si se considerara la regeneración podría haber un cambio más contrastante en la diversidad funcional, especialmente para los valores medios de cada

rasgo a nivel comunitario. Finalmente, es importante considerar que estos resultados pueden acrecentarse o cambiar si se llegara a considerar un período de tiempo más largo desde la degradación de los bosques y a medida que avanza la sucesión. Esto queda como una pregunta abierta que es necesario explorar y analizar.

#### IV. CONCLUSIONES

A través de este estudio se evaluó el efecto de la degradación forestal sobre la diversidad funcional en bosques de tipo forestal Siempreverde. Se esperaba encontrar una disminución de los valores de CWM para los rasgos de LMA y densidad de la madera en condiciones de bosques degradados en relación a los de referencia. Por otra parte, se esperaba que la diversidad funcional en condiciones degradadas se viera erosionada, por lo cual sus índices disminuirían con respecto a la condición de referencia. Los resultados de este estudio no mostraron diferencias significativas en los índices analizados entre las condiciones estudiadas, a excepción de la divergencia funcional (FDiv). En cuanto a la CWM para los rasgos de LMA y densidad de la madera, la ausencia de diferencias entre sitios degradados y de referencia indica que se estaría manteniendo la tasa a la que ocurren algunos procesos como la productividad primaria y la descomposición del ecosistema a corto plazo.

Por otro lado, la riqueza, uniformidad y originalidad funcional no presentaron diferencias entre sitios degradados y de referencia, lo cual indica que no ha habido una erosión de la diversidad funcional en condiciones degradadas (Mouillot *et al.*, 2013). Sin embargo, si se observó un aumento significativo en la divergencia funcional, lo cual indica una alta diferenciación de nicho en sitios degradados, pudiendo conllevar al uso más eficiente de los recursos y consecuentemente, al aumento en la función del ecosistema. Por consiguiente, es posible afirmar que a pesar de la degradación forestal, estos bosques mantienen en gran medida su diversidad funcional y con ello su funcionalidad original.

Agregado a esto, los bajos valores de originalidad funcional para ambas condiciones de estudio demuestran que estas comunidades de bosque presentan una alta redundancia funcional, lo que las hace particularmente resistentes a los cambios y a la erosión de su

diversidad funcional (Hooper *et al.*, 2005). En consecuencia, a pesar de la degradación ocurrida, los bosques Siempreverde estudiados presentan una alta capacidad de respuesta y adaptación frente a los cambios, lo cual actúa como un seguro contra la erosión de su diversidad funcional, ayudando a mantener su funcionalidad en el tiempo.

## VI. BIBLIOGRAFÍA

- Armesto, J.J., 1995. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: una isla biogeográfica. *Ecología de los bosques nativos de Chile*, 23-28.
- Armesto, J.J., Manuschevich, D., Mora, A., Smith-Ramirez, C., Rozzi, R., Abarzúa, A.M., Marquet, P.A., 2010. From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy* 27, 148-160.
- Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Alarcón, A., Licona, J.C., Poorter, L., 2012. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology* 100, 1453-1463.
- Chambers, J.Q., Higuchi, N., Schimel, J.P., Ferreira, L.V., Melack, J.M., 2000. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia* 122, 380-388.
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G., Zanne, A.E., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology letters* 12, 351-366.
- CONAMA, 2003. Compendio de directrices para enseñanza de Ingeniería. Proyecto CORFO-FONTEC.
- Cornelissen, J.H.C., Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Grime, J.P., Marzano, B., Cabido, M., Vendramini, F., Cerabolini, B., 1999. Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras on two continents. *New Phytologist* 143, 191-200.
- Cornwell, W.K., Cornelissen, J.H., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T., Godoy, O., Hobbie, S.E., Hoorens, B., Kurokawa, H., Pérez-Harguindeguy, N., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology letters* 11, 1065-1071.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W., 2011. InfoStat. In. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Díaz-Vaz, J.E., 1988. Anatomía de madera de *Laurelia sempervirens* (R. et Pav.) TUL. *Bosque* 9, 123-124.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution* 16, 646-655.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., Robson, T.M., 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 20684-20689.
- Díaz, S., Symstad, A.J., Chapin III, F.S., Wardle, D.A., Huenneke, L.F., 2003. Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology & Evolution* 18, 140-146.
- Diehl, P., Mazzarino, M.J., Fontenla, S., 2008. Plant limiting nutrients in Andean-Patagonian woody species: effects of interannual rainfall variation, soil fertility and mycorrhizal infection. *Forest Ecology and Management* 255, 2973-2980.
- Donoso, C., 1993. Estructura, variación y dinámica de bosques templados de Chile y Argentina: *Ecología Forestal*. Santiago, Chile. Universitaria.
- Donoso, P., 2013. Necesidades, opciones y futuro del manejo multietáneo en el centro-sur de Chile. *Silvicultura en Bosques Nativos: Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda* 1, 55-85.
- Dukes, J.S., 2001. Biodiversity and invasibility in grassland microcosms. *Oecologia* 126, 563-568.

- Fajardo, A., Siefert, A., 2016. Temperate rain forest species partition fine-scale gradients in light availability based on their leaf mass per area (LMA). *Annals of botany* 118, 1307-1315.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85, 2630-2637.
- Gayoso, J., 2001. Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques nativos y plantaciones de Chile. *Revista Forestal Iberoamericana* 1, 1-13.
- Gayoso, J., Guerra, J., Alarcón, D., 2002. Contenido de carbono y funciones de biomasa en especies nativas y exóticas. Valdivia (Chile): Universidad Austral de Chile, Proyecto medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. Informe Final, Documento 53.
- Grime, J., 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86, 902-910.
- Hernández, C., Pinilla Suárez, J.C., 2010. Propiedades de la madera de especies forestales nativas y exóticas en Chile.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs* 75, 3-35.
- INFOR, 2006. Estadísticas Forestales Chilenas 2005. *Boletín Estadístico* 111, 165.
- INFOR, 2009. Los recursos forestales en Chile. Informe final: Inventario continuo de bosques nativos y actualización de plantaciones forestales. Instituto Forestal. Chile.
- Lusk, C.H., 2001. Longevidad foliar de algunas coníferas de los bosques templados de Sudamérica. *Revista chilena de historia natural* 74, 711-718.
- Malhi, Y., Baker, T.R., Phillips, O.L., Almeida, S., Alvarez, E., Arroyo, L., Chave, J., Czimczik, C.I., Fiore, A.D., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Montoya, L.M.M., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Patiño, S., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomão, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Martínez, R.V., Terborgh, J., Vinceti, B., Lloyd, J., 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology* 10, 563-591.
- Mason, N.W., MacGillivray, K., Steel, J.B., Wilson, J.B., 2003. An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science* 14, 571-578.
- Mason, N.W., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112-118.
- Morales-Barquero, L., Skutsch, M., Jardel-Peláez, E.J., Ghilardi, A., Kleinn, C., Healey, J.R., 2014. Operationalizing the definition of forest degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forests* 5, 1653-1681.
- Mouillot, D., Culioli, J., Pelletier, D., Tomasini, J., 2008. Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biological Conservation* 141, 1569-1580.
- Mouillot, D., Graham, N.A., Villéger, S., Mason, N.W., Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution* 28, 167-177.
- Muñoz, F., Hasbún, R., Alarcón, D., 2018. Guía técnica para caracterizar bosques adultos del tipo forestal Siempreverde degradados y de referencia en las regiones de Los Ríos y Los Lagos. Fondo de Investigación del Bosque Nativo Proyecto 009/2016.
- Poorter, H., Niinemets, Ü., Poorter, L., Wright, I.J., Villar, R., 2009. Causes and consequences of variation in leaf mass per area (LMA): a meta-analysis. *New phytologist* 182, 565-588.

- Prado-Junior, J.A., Schiavini, I., Vale, V.S., Arantes, C.S., van der Sande, M.T., Lohbeck, M., Poorter, L., 2016. Conservative species drive biomass productivity in tropical dry forests. *Journal of Ecology* 104, 817-827.
- Rivera, H., Gómez, C., Sánchez, T., 2011. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Monitoreo de cambios y actualizaciones. Periodo 1997-2011.
- Rojas Ponce, Y.V., Bahamóndez, V., Loguercio, G.A., Nieto, V., 2011. Análisis de la degradación forestal en el marco de REDD+.
- RStudio, T., 2019. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Salgado Negret, B.E., 2016. Efectos de la fragmentación sobre la distribución de especies arbóreas en el Parque Nacional Fray Jorge: importancia de los atributos ecofisiológicos.
- Simula, M., 2009. Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. *Forest Resources Assessment Working Paper* 154.
- Suding, K.N., Lavorel, S., Chapin Iii, F., Cornelissen, J.H., DIAz, S., Garnier, E., Goldberg, D., Hooper, D.U., Jackson, S.T., NAVAS, M.L., 2008. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology* 14, 1125-1140.
- Vandewalle, M., De Bello, F., Berg, M.P., Bolger, T., Doledec, S., Dubs, F., Feld, C.K., Harrington, R., Harrison, P.A., Lavorel, S., 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation* 19, 2921-2947.
- Vásquez-Grandón, A., Donoso, P.J., Gerding, V., 2018. Degradación de los bosques: Concepto, proceso y estado—Un ejemplo de aplicación en bosques adultos nativos de Chile. *Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos*, 175-196.
- Villéger, S., Mason, N.W., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290-2301.
- Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D.D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J.H., Diemer, M., 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428, 821-827.
- Zamorano-Elgueta, C., Cayuela, L., Rey-Benayas, J.M., Donoso, P.J., Geneletti, D., Hobbs, R.J., 2014. The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: a landscape approach. *Ecosphere* 5, 1-17.

## VII ANEXOS

Anexo 1. Densidad de la madera por especie y la fuente bibliográfica a partir de la cual se obtuvo el dato.

Especie	Densidad de la madera (gr/cm <sup>3</sup> )	Fuente
<i>Aextoxicon punctatum</i>	0,45	(CONAMA, 2003)
<i>Amomyrtus luma</i>	1,05	(CONAMA, 2003)
<i>Amomyrtus meli</i>	0,80	(INFOR, 2009)
<i>Austrocedrus chilensis</i>	0,42	(Hernández y Pinilla Suárez, 2010)
<i>Caldcluvia paniculata</i>	0,56	(INFOR, 2009)
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	0,65	(Gayoso <i>et al.</i> , 2002)
<i>Drimys winteri</i>	0,43	(Gayoso <i>et al.</i> , 2002)
<i>Eucryphia cordifolia</i>	0,54	(CONAMA, 2003)
<i>Gevuina avellana</i>	0,41	(CONAMA, 2003)
<i>Laurelia philippiana</i>	0,42	(Diaz-Vaz, 1988)
<i>Lomatia dentata</i>	0,47	(INFOR, 2009)
<i>Lomatia ferruginea</i>	0,47	(INFOR, 2009)
<i>Luma apiculata</i>	0,80	(INFOR, 2009)
<i>Myrceugenia planipes</i>	0,80	(INFOR, 2009)
<i>Nothofagus dombeyi</i>	0,52	(CONAMA, 2003)
<i>Nothofagus nitida</i>	0,54	(Gayoso, 2001)
<i>Podocarpus nubigenus</i>	0,46	(CONAMA, 2003)
<i>Saxegothaea conspicua</i>	0,55	(Gayoso <i>et al.</i> , 2002)
<i>Weinmannia trichosperma</i>	0,56	(CONAMA, 2003)



Anexo 2. Masa foliar por área por especie y la fuente bibliográfica a partir de la cual se obtuvo el dato.

Especie	LMA (gr/cm <sup>2</sup> )	Fuente
<i>Aextoxicon punctatum</i>	0,009	(Salgado Negret, 2016)
<i>Amomyrtus luma</i>	0,008	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Amomyrtus meli</i>	0,006	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Austrocedrus chilensis</i>	0,015	(Diehl <i>et al.</i> , 2008)
<i>Caldcluvia paniculata</i>	0,006	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	0,013	(Wright <i>et al.</i> , 2004)
<i>Drimys winteri</i>	0,009	(Salgado Negret, 2016)
<i>Eucryphia cordifolia</i>	0,007	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Gevuina avellana</i>	0,009	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Laurelia philippiana</i>	0,005	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Lomatia dentata</i>	0,012	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Lomatia ferruginea</i>	0,007	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Luma apiculata</i>	0,009	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Myrceugenia planipes</i>	0,007	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Nothofagus dombeyi</i>	0,010	(Diehl <i>et al.</i> , 2008)
<i>Nothofagus nitida</i>	0,019	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Podocarpus nubigenus</i>	0,009	(Fajardo y Siefert, 2016)
<i>Saxegothaea conspicua</i>	0,013	(Lusk, 2001)
<i>Weinmannia trichosperma</i>	0,011	(Fajardo y Siefert, 2016)