



FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE CHILE

**“Evaluación de los planes de manejo forestal como  
herramientas para la conservación: un estudio en la  
provincia de Cauquenes”**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Bióloga con mención en Medio Ambiente.

**Amanda Osorio Carrasco**

Director del Seminario de Título:

Francisco Zorondo-Rodríguez

Codirector:

Javier A. Simonetti

Santiago de Chile



## INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por la Srta. Amanda Osorio

“EVALUACION DE LOS PLANES DE MANEJO FORESTAL COMO HERRAMIENTAS PARA LA CONSERVACIÓN: UN ESTUDIO EN LA PROVINCIA DE CAUQUENES”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con mención en Medio Ambiente

Dr. Francisco Zorondo Rodríguez  
**Director Seminario de Título**

.....

Dr. Javier Simonetti  
**Co-Director Seminario de Título**

.....

### **Comisión Revisora y Evaluadora**

Dr. Ramiro Bustamante  
**Presidente Comisión**

.....

Dr. Enrique Aliste  
**Corrector**

.....

Santiago de Chile, 4 de Enero del 2022

## Biografía



Desde pequeña tuve la oportunidad de relacionarme con la naturaleza, gracias al espíritu aventurero de mi familia. Vi con ojos de niña ríos, montañas, praderas y todas las estrellas en el cielo, y crecí admirando y amando la naturaleza. Eso hizo que posara la atención en la biología de temprana edad, y en las ciencias en general. No fue hasta el convulso momento durante las protestas contra HidroAysén y Alto Maipo que entendí que quería aportar desde mi trinchera a proteger aquello que admiraba, y un poco por eso llegué a Biología Ambiental. En la Universidad conocí personas que tenían el mismo ideal que yo, y a otras que no. Pero gracias a las personas que compartieron su mundo conmigo aprendí y desaprendí sobre distintas cosas que enriquecieron profundamente y en diversas áreas la vida de quien versa este párrafo.

## **Dedicatoria**

*A todas las niñas que quieren  
cambiar el mundo.*

## **Agradecimientos**

Quiero agradecer a mis profesores guía Dr. Francisco Zorondo y Dr. Javier Simonetti por todo el conocimiento entregado, por creer en este trabajo y la inmensa paciencia durante este período. También, a todas las compañeras y compañeros que conocí en mi paso por el laboratorio de Conservación. A Alberto Alaniz por adentrarme al mundo del GIS, a Nico Gómez y Francisco Abasolo por su compañía en el terreno. Y también a Fernando Campos por su hospitalidad.

Agradecer también al proyecto Fondecyt 11160672 que proveyó los fondos para esta investigación y otras anexas.

También, a mi familia por todo el apoyo entregado durante todos estos años. Por darme la curiosidad por el mundo.

Y a ti Cristóbal por tenderme tu mano compañera por tanto tiempo y en tantos lugares. La casualidad que nos hizo toparnos es lo mejor que me ha pasado.

Finalmente agradecer a todas las personas que conocí dentro de universidad como fuera de ella. A mis compañeras de la Guiña, que causalmente se han convertido en mis grandes amigas. Gracias por todo el trabajo, por el sueño colectivo de un mundo distinto. A mis amigas del patín y la calle por enseñarme a vencer el miedo. A todas las mujeres que me enseñaron de feminismo y que me dieron el conocimiento para volver a armarme. A mis amigos de la U con quienes tengo tan buenos recuerdos.

A todas/os quienes se cruzaron con cariño y me abrieron su mundo en este camino que hoy termina y comienza con este escrito.

## Índice de contenidos

Biografía .....	ii
Dedicatoria.....	iii
Agradecimientos.....	vi
Indice.....	v
Indice de tablas.....	vi
Indice de figuras... ..	vii
Resumen.....	1
Abstract.....	2
1. Introducción.....	3
Objetivo generales y específicos.....	8
2. Materiales y métodos.....	9
Sitio de estudio.....	9
Recolección datos.....	10
Variables.....	10
Análisis de datos .....	15
3. Resultados.....	17
Caracterización muestra .....	17
Prácticas de manejo local .....	19
Estado del bosque nativo .....	22
Correlación .....	26
4. Discusión .....	28
5. Bibliografía.....	34

## Índice de tablas

Tabla 1: Prácticas de manejo categorizadas.....	11
Tabla 2: Estadística descriptiva para las variables socioeconómicas incluidas en este estudio. Se incluyen una columna explicitando el análisis estadístico utilizado. N = 28, 14 entrevistados para cada tipo .....	18
Tabla 3: Correlación de Spearman entre los índices satelitales y el número de prácticas aceptadas, y prácticas de corta, para los predios de ambos tipos de propietarios. N = 28, 14 individuos para cada tipo de propietario .....	26

## Índice de figuras

- Figura 1: N° de prácticas utilizadas por propietarios con plan de manejo y propietarios sin plan de manejo según auto reporte. Las letras hacen referencia a: A (Carbón), B (Madera), C (Recolección), D (Limpieza del bosque), E (Raleo), F (Corte en parcelas), G (ganado). N = 28, 14 para cada tipo de entrevistado..... 19
- Figura 2: (a) Número de prácticas aceptadas dentro de los PMF realizadas por propietarios con PMF (Media = 3,28, DE = 1,64) y sin PMF (Media = 1,54, DE = 1,73). (b) Número de prácticas que involucran corta realizadas por propietarios con PMF (Media = 2,5, DE = 1,45), y sin PMF (Media = 1,07, DE = 1,38) ..... 20
- Figura 3: (a) Distribución de frecuencias del número de propietarios vs número de prácticas aceptadas para propietarios con PMF y sin PMF. (b) Distribución de frecuencias del número de propietarios vs número de prácticas que involucran corta para propietarios con PMF y sin PMF. ....21
- Figura 4: Valores para de los índices satelitales NDWI, NDVI y EVI de los fragmentos de bosque nativo pertenecientes a propietarios con PMF y sin PMF. La escala de estos índices es de -1 a 1. Percentiles para índices propietarios con PMF: EVI ( $Q_1= 0,46$ ,  $Q_2=0,52$ ,  $Q_3=0,57$ ), NDWI ( $Q_1= 0,35$ ,  $Q_2=0,42$ ,  $Q_3=0,45$ ) NDVI ( $Q_1= 0,57$   $Q_2=0,6$ ,  $Q_3=0,64$ ). Percentiles índices para propietarios sin PMF: EVI ( $Q_1= 0,43$ ,  $Q_2=0,49$ ,  $Q_3=0,57$ ) NDWI ( $Q_1= 0,34$ ,  $Q_2=0,39$ ,  $Q_3=0,4$ ) NDVI ( $Q_1= 0,56$ ,  $Q_2=0,59$ ,  $Q_3=0,63$ ). n = 28, 14 cada tipo de propietario ..... 22
- Figura 5: (a) Distribución de frecuencia entre el número de predios vs valores índice EVI para fragmentos de propietarios con PMF y sin PMF. (b) Distribución de frecuencia entre el número de predios vs valores índice NDWI para fragmentos de propietarios con PMF y sin PMF. (c) Distribución de frecuencia entre el número de predios vs valores índice NDVI para fragmentos de propietarios con PMF y sin PMF. N = 28, 14 propietarios por tipo ..23
- Figura 6: Valores índice VCF para los fragmentos de bosque nativo de propietarios con PMF y sin PMF. La escala de este índice va desde 0 a 100. Percentil índice VCF para propietario con PMF ( $Q_1= 39,95$ ,  $Q_2=53,33$ ,  $Q_3=60,8$ ) Percentiles índice VCF para propietarios sin PMF ( $Q_1= 37,73$ ,  $Q_2=43,52$ ,  $Q_3=45,6$ ). n=28, 14 para cada tipo de propietario ..... 24
- Figura 7: Histogramas de frecuencia índice VCF para los fragmentos de bosque nativo perteneciente a ambos tipos de propietarios ..... 25
- Figura 8: (a) Correlación de Spearman entre el índice NDWI y el número de prácticas aceptadas, para propietarios con PMF. (b) Correlación de Spearman entre el índice NDVI y el número de prácticas de corta utilizadas por propietarios con PMF. N = 14 ..... 26



## Resumen

La presión antropogénica sobre los ecosistemas terrestres, en un contexto de pérdida de ecosistemas y cambio climático, corresponde a un desafío a nivel regional y de coordinación de esfuerzos a nivel mundial. Para esto, se disponen de instrumentos de gestión para la conservación de la biodiversidad. Estos instrumentos toman diferentes formas (planes de manejo, delimitación de parques nacionales, entre otros), y están normados bajo la legislación de cada país. En Chile, los bosques nativos son manejados por la ley n°20.283, sobre Bosque Nativo y Fomento Forestal. Sin embargo, pocos estudios han dado cuenta sobre la efectividad de estos planes de manejo. Con el objetivo de evaluarlos, se realizó este estudio en la provincia de Cauquenes, donde se encuestó a propietarios de bosque nativo sobre las prácticas que realizaban dentro de sus predios, y si poseían o no PMF. Al mismo tiempo, se analizaron imágenes satelitales de estos predios, extrayendo información del estado del bosque nativo a través de los índices vegetacionales NDWI, NDVI, EVI y VCF, para contrastar el manejo y el estado del bosque nativo. Encontramos diferencias significativas solo en la cantidad de prácticas usadas ( $p = 0,01$ ), y una correlación negativa entre el índice NDWI de los fragmentos de bosque nativo y el número de prácticas aceptadas utilizadas (Correlación de Spearman  $R_s = -0,58$ ,  $p = 0,04$ ) y de este índice y las prácticas de corta utilizadas (Correlación de Spearman  $R_s = -0,7$ ,  $p = 0,001$ ) solo en fragmentos pertenecientes a propietarios con PMF.

### **Abstract**

Anthropogenic pressure over terrestrial ecosystems, in a context of biodiversity loss and climate change, is becoming a challenge at a regional level and is needed of effort coordination worldwide. Instruments for managing biodiversity and conservation are used and they can be management plans (PMF) inside private land or protected areas, and they're regulated by every country legislation. In Chile, native forest are regulated by the Native Forest law N°20.283. However few studies have made an evaluation of their effectiveness. With this objective, we made this work in the province of Cauquenes, where we interviewed native forest owners which practices did they do in their land, and if they had a PMF. At the same time, we analyzed satelital imagery of those fragments, extracting information of the state of native forest using the vegetation indexes NDWI, NDVI, EVI and MODIS VCF, to contrast both mangament and native forest state. We found significant differences only in the amount of practices used ( $p=0,01$ ), and a negative correlation between NDWI index of fragmentos of native forest and the number of accepted management practices used (Spearman correlation  $R_s= -0,58$ ,  $p=0,04$ , and a negativa correlation between this index and cutting management practices (Spearman Correlation  $R_s= -0,7$ ,  $p=0,001$ ) only in fragments belonging to privates with PMF.

1.

## Introducción

Los instrumentos de gestión de la biodiversidad deben ser efectivos si han de asegurar un manejo sostenible de los ecosistemas y sus componentes. Sin embargo, existe poca evidencia empírica que analice la efectividad de estos instrumentos (Ferraro & Pattanayak, 2006; Tengo et al., 2014a). En un contexto mundial de crisis climática y de acuerdos internacionales fallidos por la protección de la biodiversidad y los ecosistemas (IPBES 2019), evaluar la efectividad de los instrumentos de gestión ayudaría a obtener evidencia empírica para cumplir con los objetivos planteados por la Convención de la Biodiversidad (CBD), y las metas Aichi, ambos referidos a la protección de la biodiversidad en todas sus escalas, componentes y consecuencias sociales.

Los instrumentos de gestión corresponden a herramientas para la conservación y manejo sostenible de los ecosistemas, cuya aplicación debería disminuir la presión de la acción humana sobre estos, incidiendo de manera positiva en su conservación (Mickwitz, 2003). Estos instrumentos tomarían forma como leyes reguladoras, objetivos de sostenibilidad aparatos de fiscalización, los cuales regulan mediante permisos, restricciones y multas el manejo de los ecosistemas y sus componentes. Así, la evaluación de la efectividad de los instrumentos de gestión es crucial pero es aún un desafío que no todos los instrumentos contemplan en su ejecución (Mickwitz, 2003). Una correcta evaluación contempla una fase de evaluación *a priori* donde se evalúan los posibles impactos previo a la implementación del instrumento de gestión (Ferraro & Pattanayak 2006; Mickwitz, 2003), y una fase *a posteriori* donde se evalúa el cambio en la variable a gestionar antes y después de la ejecución. Pocos instrumentos de gestión son evaluados luego de su ejecución, y entre las razones que explicarían esta falta de análisis se aduce que suelen ser proyectos a largo plazo y que la evaluación conlleva compromisos políticos y de transparencia, en los cuales no necesariamente todos los actores involucrados en la ejecución están comprometidos

(Ferraro & Pattanayak 2006; Mickwitz, 2003). Por otro lado, evaluar el estado de la biodiversidad puede ser engorroso, ya que en zonas donde se han implementado distintas políticas de conservación a lo largo del tiempo, sin su debida evaluación, puede provocar el solapamiento entre variables medidas y el efecto que tuvieron esas políticas, sin mencionar también la necesidad de tener datos numéricos que permitan el estudio a lo largo del tiempo de los cambios producidos por el manejo, ya que asumir que el pasado predice al presente puede generar sesgos. Esto concluye en la utilización y reutilización a lo largo del tiempo de instrumentos de gestión de la biodiversidad de los cuales no se tiene real certeza de si cumplen los objetivos planteados en su creación, o si su aplicación genera un real impacto en el ecosistema.

Particularmente, los instrumentos de gestión de bosques han sido observados con mayor crítica, debido a que, a pesar de ser cada vez son más usados alrededor del mundo, no necesariamente han revertido las tasas de deforestación. Debido a la baja fiscalización, particularmente en países que dependen del extractivismo como parte central de su economía, este tipo de instrumentos han propiciado un aumento de la tala de los bosques nativos (Brandt et al., 2016 a; Siry et al., 2005). Actualmente quedan alrededor del mundo 40 millones de km<sup>2</sup> de bosques, y durante la década del 2000, aproximadamente 2,3 millones de km<sup>2</sup> fueron talados (Bologna & Aquino, 2020). Además, es difícil determinar con precisión que los bosques remanentes correspondan a ecosistemas prístinos, considerando el nivel de intervención sobre los ecosistemas, la reforestación con especies no nativas y la falta de unificación de criterios de medición (Miranda et al., 2018). En regiones del mundo que aún dependen fuertemente del comercio de recursos naturales, la deforestación y el cambio de uso de suelo ha afectado en mayor medida la superficie de bosques, como lo es el caso de África y América del Sur (Charnley & Poe, 2007; Siry et al., 2005). El manejo de los ecosistemas de bosques debe hacer frente a una fuerte presión sobre los activos

forestales y los servicios ecosistémicos asociados, considerando que sus resultados no solamente deben apuntar hacia la cantidad de bosque nativo que se recupera, sino que a mantener su calidad para poder albergar biodiversidad.

Para Chile, revertir las tasas de pérdida de bosques nativos sigue siendo una importante brecha de gestión. Particularmente en la zona centro-sur de Chile se ha mantenido una tasa promedio de deforestación de 2,1% desde finales del siglo XX (Echeverría et al., 2006; Miranda et al., 2018). A pesar de ser uno de los ecosistemas con mayor pérdida de superficie en Chile, los bosques caducifolios tienen una insuficiente representatividad en las áreas protegidas del Estado (Sierralta et al., 2011). Así, la conservación de los bosques caducifolios depende directamente de la efectividad de los instrumentos de gestión en propiedades privadas, las que usualmente corresponden a propiedad de pequeños y medianos propietarios (Reyes & Nelson, 2014).

El manejo de los bosques en Chile depende de los instrumentos de gestión que pretendan un manejo sostenible del bosque denominados como Planes de Manejo Forestal (Ley N° 20283). Los Planes de Manejo Forestal (PMF) tienen por objetivo la recuperación del bosque nativo y el fomento forestal a nivel de predios, manejados por sus propietarios, y dictamina que previo a la tala del bosque nativo, se debe realizar un PMF específico para cada propietario (Reyes & Nelson, 2014). Estos PMF categorizan las actividades que se pueden realizar dentro de los predios, existiendo prácticas permitidas y no permitidas. Aquellas permitidas por los PMF son raleo (poda selectiva), limpieza del bosque (recolección de madera desechada que queda en el sotobosque), corte en parcelas, recolección de madera y recolección de madera para uso exclusivo de carbón y la recolección de productos forestales no madereros (PFNM), mientras que las prácticas no permitidas dentro de los PMF corresponden a la introducción de ganado al bosque y la tala de árboles no seleccionados dentro del PMF. Sin embargo, a pesar de la prohibición de tala

y corta, los propietarios de bosque nativo que no posee un PMF también hacen uso y manejo del bosque nativo que poseen, lo que se evidencia en la pérdida de bosque nativo anualmente (Altamirano & Lara 2010). No obstante, la reacción esperada a la implementación de los planes de manejo es la recuperación de bosque nativo, expresada en un aumento en cantidad del mismo, y una producción sostenible de madera.

A pesar de que los objetivos de estos planes apuntan a un mejor y más sostenible aprovechamiento de los recursos madereros del bosque (Ley N° 20.283, 2008, artículo 1) en conjunto con la recuperación del mismo, su implementación estaría generando efectos positivos y negativos. En bosques templados lluviosos de la región de Valdivia (Nahuelhual, 2007), el manejo mediado por la ley del bosque ha propiciado en bosques secundarios, una mayor existencia de recursos naturales, en contraposición a aquellos que no se manejan de manera “sostenible”. Pero, por el otro lado, los incentivos económicos asociados a los PMF han motivado el recambio de bosque nativo por plantaciones forestales (Nahuelhual et al., 2007; Reyes & Nelson 2014). Además, un grave problema que enfrenta esta herramienta es el hecho de que un porcentaje menor de personas acceden a ellos, principalmente por desconocimiento sobre el acceso a este (Monrroy-Concha & Pincheira-Ulbrich 2013) No obstante, la evidencia para Chile aún es escasa.<sup>1</sup>

En este marco, el objetivo de este estudio es evaluar la efectividad de los PMF en remanentes de bosques nativo caducifolio en la zona central de Chile bajo tenencia de propietarios privados, evaluando el estado de conservación de los fragmentos de bosque nativo en función de los índices satelitales NDWI, NDVI, EVI y MODIS VCF entre un manejo mediado por PMF y un manejo sin PMF. Si los planes de manejo forestales son efectivos,

<sup>1</sup> Afirmación realizada en base a búsqueda bibliográfica en los servidores <https://www.sciencedirect.com/> y <https://scholar.google.com/> bajo las palabras claves “Sustainable” “Forest Management” “Evaluation”, durante los años 2010 a 2021.

esperaríamos encontrar un mayor valor de los índices reflejando un mejor estado, en relación a aquellos bosques manejados sin PMF

## **Objetivos generales y específicos**

### Objetivo general

Evaluar la efectividad de los planes de manejo forestal (PMF) comparando bosques manejados con PMF y sin PMF, en términos de diferencias en los índices vegetacionales NDWI, NDVI, VCF y EVI.

### Objetivos específicos

1. Caracterizar las prácticas de manejo del bosque nativo utilizadas en la zona, entre aquellas permitidas y no permitidas por PMF. Identificar si existen diferencias en su uso entre propietarios.
2. Evaluar si existen diferencias en el manejo del bosque nativo por parte de propietarios con plan de manejo y sin plan de manejo.
3. Determinar si existen diferencias en el estado del bosque nativo entre bosques manejados con PMF y sin PMF en términos de los índices satelitales NDWI, NDVI, EVI y VCF.

Estimar si existe una relación entre número y tipo de prácticas utilizadas, y el estado del bosque nativo



## 2. Materiales y métodos

### Sitio de estudio

El estudio se realizó en un conjunto de 28 fragmentos de bosque maulino dentro de los terrenos de propietarios privados ubicados en la provincia de Cauquenes (35°57' S 72°19' O), Región del Maule, Chile central. El bosque maulino corresponde a una formación vegetal caracterizada por bosques caducifolios (Pliscoff & Luebert 2006) donde se encuentran especies endémicas amenazadas de Chile, principalmente del género *Nothofagus*, como el hualo (*Nothofagus glauca*) y el ruil (*Nothofagus alessandrii*), las cuales forman una asociación conocida como Roble-Hualo. Particularmente del Ruil, no quedarían más de 352 hectáreas en la región (Grez et al., 1998). Además, acompañando esta asociación se encuentran especies en peligro de extinción y endémicas de la zona como lo son el queule (*Gomortega queule*) y el Pitao (*Pitavia punctuata*), entre otras especies más comunes como lo son el roble (*Nothofagus obliqua*) y el Avellano (*Gevuina avellana*) siendo esta especie de valor económico e importancia debido a los servicios ecosistémicos que entregan para los habitantes rurales del sector (Zorondo-Rodríguez et al., 2019).

El cambio de paisaje de esta región se debió en un principio al aumento de uso de suelo agrícola y la comercialización de madera nativa hasta finales del siglo XX, y más recientemente debido al reemplazo de bosque nativo por plantaciones forestales facilitado por normativas de fomento forestal (e.g. DL 701). Estas actividades han generado un paisaje fragmentado de bosque nativo en una matriz dominada por plantaciones forestales y predios agrícolas (Nahuelhual et al., 2007, Reyes & Nelson 2014), donde la mayor parte de los fragmentos de bosque nativo mide 100 hectáreas (Echeverría et al., 2006). En la provincia de Cauquenes, una superficie menor de bosque maulino (192 hectáreas, aproximadamente) está albergado en las Reserva Nacional Los Queules y RN Los

Ruiles, mientras que los remanentes más extensos de bosque están en propiedades privadas. Por su parte, las plantaciones de pino (*Pino radiata*) y eucalipto (*Eucalyptus sp*) alcanzaron 98.154,2 hectáreas hasta 2015 (INFOR, 2017). El uso de los remanentes de bosque nativo están regulados por la Ley de Recuperación y Fomento de Bosque Nativo, la cual define el manejo de la composición y estructura del bosque nativo mediante directrices técnicas especificadas en un PMF.

### **Recolección de datos**

#### Selección muestra

Se seleccionaron dos tipos de propietarios con bosque nativo: (i) propietarios con plan de manejo, y (ii) propietarios sin plan de manejo. Los propietarios con planes de manejo fueron previamente identificados mediante una base de datos de la Corporación Nacional Forestal (CONAF). Los propietarios con bosque nativo sin planes de manejo fueron identificados en terreno, bajo un protocolo de referencias que comenzó desde los propietarios con plan de manejo, donde los propietarios con PMF indicaron a aquellos propietarios que no poseían un PMF pero si tenían bosque nativo. Desde la base de datos sólo se logró ubicar a 14 propietarios con planes de manejo, por lo que se entrevistó a la misma cantidad para cada tipo de propietario, dando un total de 28 entrevistados.

### **Variables**

#### Prácticas de manejo locales.

Para identificar las prácticas de manejo utilizadas por los propietarios, se realizó un cuestionario estructurado donde se consultó el uso de las prácticas aceptadas por los PMF como raleo, corta en parcelas, limpieza, corta de madera, corta de madera para uso exclusivo de carbón, recolección de PFNM, y la introducción de ganado al predio de bosque nativo, la cual es una práctica no aceptada dentro de los PMF. Las prácticas incluidas en el

cuestionario fueron documentadas anteriormente en la zona durante el proyecto al que se adscribe esta tesis. El cuestionario fue sometido a revisión del comité de ética de la Universidad de Santiago de Chile. Las prácticas utilizadas en este trabajo corresponden solamente a aquellas que fueron reconocidas por los propietarios entrevistados, a pesar de que se han documentado otras prácticas dentro de los PMF (CONAF 2008).

A través de autoreportes, se le pidió a cada entrevistado responder si utilizaba dicha práctica (si = 1, no = 0). Las prácticas de manejo fueron divididas en dos categorías: *aceptadas*, que incluye a todas las prácticas que están permitidas dentro de los PMF y *no aceptadas*, que corresponden a las prácticas no contempladas dentro de los PMF (Tabla 1), siendo estas categorías un conteo del número de prácticas utilizadas por cada propietario en su predio. Además, dentro de este cuestionario estructurado se contempló un sección de atributos socioeconómicos que propietarios con PMF y sin PMF debían contestar.

Tabla 1: Prácticas de manejo categorizadas.

<b>Prácticas aceptadas</b>	<b>Prácticas no aceptadas</b>
<p>Corte en parcelas: Tala de árboles seleccionados por quienes realizan los PMF, bajo criterios de altura y ancho de árboles.</p> <p>Madera: extracción de madera utilizada para venta de madera luego de la corta o el raleo.</p> <p>Carbón: Se refiere a la extracción de madera para producción exclusiva de carbón luego de la corta o el raleo.</p> <p>Limpieza: Se refiere a la recolección de la madera y ramas que quedan en el suelo del bosque luego de la corta.</p> <p>Raleo: Corta selectivo de ramas de árboles.</p> <p>Recolección: Se refiere a la recolección exclusiva de productos forestales no madereros (PNFM).</p>	<p>Ganado: Se refiere a la introducción de animales de pastoreo en el fragmento de bosque nativo.</p>

Esto, en la lógica de que las practicas aceptadas solamente debiesen ser realizadas por propietarios que posean un PMF, ya que como se menciona anteriormente, los propietarios de bosque nativo que no posean un PMF no puede realizar ninguna práctica dentro del bosque que incluya la tala del mismo.

Dado que existe la posibilidad de que los propietarios sin PMF, realizaran prácticas dentro de su predio, se crearon dos variables que agrupan determinadas prácticas aceptadas por los PMF: La variable prácticas aceptadas, la cual corresponde a la sumatoria de las prácticas aceptadas por lo PMF realizadas por los propietarios, tenga o no un PMF. La otra

variable corresponden a prácticas de corta, que agrupa todas las variables que involucran la corta para producción de madera o carbón (Tabla 1).

Estas variables se crearon bajo la base de que las prácticas que agrupan, debiesen ser beneficiosas para el bosque nativo, cumpliendo los objetivos del instrumento. Escogimos separar las prácticas que involucran corta, ya que corresponderían a las prácticas que estarían modificando activamente la cobertura de bosque nativo.

Estado del bosque nativo.

Para capturar el estado de conservación del bosque nativo se utilizaron imágenes satelitales e índices analizadas a través de la plataforma Google Earth Engine y Software ArcGis. Las imágenes satelitales tienen incorporadas información traducida en índices de vegetación satelital que permite caracterizar la composición vegetal en la tierra (Jiang et al. 2008). Utilizamos estas variables debido a que las prácticas asociadas a los planes de manejo podrían generar cambios en cobertura arborea (corte en parcelas, raleo o corta para madera) y en la calidad de la vegetación presente (introducción de ganado, limpieza del piso del bosque, recolección de PFM), lo que podría ser diagnosticado mediante estos índices. Los índices utilizados fueron:

(1) Índice de vegetación mejorado EVI, el cual posee una mayor sensibilidad a la composición y biomasa vegetal debido al uso de las bandas infrarrojas más una banda azul (Jiang et al. 2008).

(2) Índice vegetacional satelital normalizado (NDVI, normalized difference vegetation index) corresponde a la proporción entre reflectancia roja y cercana al rojo reflejadas por la vegetación. Su valor varía desde -1 a 1, donde valores negativos indican ausencia de vegetación (Pettorelli et al. 2005). Valores cercanos a 0,1 hablan de una vegetación de baja densidad, valores entre 0,1 y 0,3 a formaciones

vegetacionales con una densidad media y valores cercanos y superiores a 0,6 serían traducidos en ecosistemas forestales (Pravalie, Sîrodoev, & Peptenatu 2014)

(3) Índice de diferencia de agua normalizado (NDWI, Normalized Difference Water Index), que capta la reflectancia de la luz con las moléculas de agua dentro del dosel, permitiendo identificar entre vegetación seca y húmeda y es complementario al índice NDVI (Gao 1996). Está relacionado con el estado de salud del bosque (Fagherazzi et al 2019).

(4) MODIS VCF: Índice de cobertura vegetal continua (Vegetation Continuous Field), que corresponde a un conjunto de datos del producto “MOD44B.006 Terra Vegetation Continuous Fields Yearly Global 250 m” que identifica la cobertura de canopy anual, estimándola en porcentaje de 0 a 100. El porcentaje de cobertura es un estimador de riqueza de especies dentro de bosques nativos (Gillespie et al. 2017). Altos valores de este índice indicarían un buen estado de conservación del bosque nativo presente en los fragmentos a estudiar.

Durante el trabajo en terreno se crearon polígonos donde estaban ubicados los predios de bosque nativo de los entrevistados utilizando la plataforma Google Earth. Estos polígonos fueron exportado en formato .KMZ y luego convertidos a polígonos (shapefile) en la plataforma Arcgis. Para estimar el valor de los índices de reflectancia NDWI, NDVI y EVI, se hizo uso de la plataforma Google Earth Engine (GEE), utilizando las colecciones de imágenes “LANDSAT/LC8\_L1T\_8DAY\_NDWI”, “LANDSAT/LC8\_L1T\_8DAY\_EV” y “LANDSAT/LC8\_L1T\_8DAY\_EVI”, respectivamente. El índice VCF se estimó a través de esa plataforma haciendo uso del producto “MOD44B.006 Terra Vegetation Continuous Fields Yearly Global 250m”. La fecha filtrada fue 2017. La información generada se exportó en formato raster (.Tiff), y luego convertido a formato vectorial (shape file) en Arcgis. Sobre

estos mapas se colocaron los polígonos de los fragmentos de bosque nativo, y se estimaron los índices.

La elección de las fechas de las imágenes satelitales está dentro del período (2008 – 2010) en el cual los PMF comienzan a implementarse, ya que estos planes pueden extenderse por un periodo máximo de 15 años.

### **Análisis de datos**

En este estudio evaluamos la variable prácticas de manejo y las variables de estado de conservación del bosque nativo medido en índices satelitales vegetacionales, que corresponden a VCF, NDWI, EVI y NDVI.

La variable práctica de manejo corresponde al uso de cada práctica de manejo para cada entrevistado. Esta variable toma dos valores (0 = no realiza la práctica, 1 = la realiza), correspondiendo a una categórica. Las diferencias del uso de cada práctica entre propietarios con PMF y sin PMF fueron evaluadas utilizando una prueba de Fisher exact, utilizando una matriz 2x2.

Se estimó la normalidad de las variables prácticas aceptadas y la variable prácticas de corta utilizando una prueba Shapiro – Wilkinson, y su homocedasticidad mediante una prueba de Levene. Las diferencias en las medias de estas variables entre ambos tipos de propietarios se estimaron a través de una prueba T de Student.

A las variables de estado de conservación del bosque nativo se les realizó una prueba Shapiro – Wilkinson, y se comprobó la homocedasticidad mediante una prueba de Levene. Estas variables no provenían de una distribución normal, por lo que se evaluaron diferencias de estos índices entre los bosques de ambos tipos de propietarios utilizando una prueba de Mann – Whitney. Debido a la aparición de casos extremos en la variable VCF, se realizó

una prueba Kolmogorov – Smirnov para estimar si las distribuciones de frecuencias diferían entre ambos tipos de propietarios.

Para estimar una relación entre el número de prácticas utilizadas, y el estado del bosque nativo, se realizó una correlación de Spearman entre las variables prácticas aceptadas y las variables de estado de bosque nativo (Indices NDWI, NDVI, EVI y VCF), para los predios de cada tipo de propietario. Luego se repitió el mismo proceso utilizando la variable prácticas de corta.

Todos los análisis estadísticos fueron realizados en el programa Stata 11.



### 3. Resultados

#### **Caracterización de la muestra.**

Durante Septiembre del 2017 se realizaron las encuestas mediante un cuestionario semi estructurado, donde se identificaron a 14 propietarios con PMF y 14 propietarios sin PMF. Todos los entrevistados fueron caracterizados según las variables socio económicas elegidas para este estudio (Tabla 2). El 86% de los entrevistados que poseían PMF tenían edades superiores a 50 años, existiendo dos casos de entrevistados que poseían entre 29 y 30 años. Para propietarios sin PMF, el 79% de los entrevistados eran mayores de 50 años, con solo dos entrevistados que tenían 40 y 45 años, respectivamente. En cuanto al ingreso trimestral percibido, un 79% de los propietarios con PMF recibían un ingreso menor a \$200.000 (pesos chilenos), 2 individuos recibían un ingreso entre \$200.000 y \$500.000, y solo uno un ingreso de \$1.500.000. En el caso de propietarios sin PMF, el 71% de los entrevistados percibía un ingreso menor a \$200.000, y el restante percibía entre \$200.000 y \$500.000 pesos chilenos.

Respecto de la superficie total del predio y el bosque nativo que poseían, un 86% de los propietarios con PMF declararon poseer una superficie total del predio menor a 50 hectareas, y un propietario declaró poseer 1000 ha de terreno. En esta misma línea, un 43% de los entrevistados declaró poseer menos de 10 ha de bosque nativo, y un 50% de los propietarios poseían entre 20 y 30 hectáreas de bosque. Solo un propietario declaró poseer más de 100 ha de bosque nativo (Tabla 2). Sumado a esto, el 93% de los propietarios con PMF, poseían menos de 10 ha de plantación de pino, a excepción de un entrevistado que declaró poseer 950 ha. En relación a los predios de los propietarios sin PMF, un 93% de los entrevistados declaró poseer menos de 30 ha de superficie total del predio, y solo un propietario declaró poseer 1000 ha. En cuanto al bosque nativo, un 71% de los entrevistados declaró poseer menos de 10 ha de bosque nativo, un 21% poseía entre

10 y 30 ha, y solo un entrevistado poseía 80 ha, el cual correspondía al entrevistado sin PMF que poseía la superficie de predio más extensa (1000 ha). En cuanto a las plantaciones de pino, al igual los propietarios con PMF, solo un entrevistado declaró poseer más de 10 ha de pino (900 ha). A pesar de que la mediana de superficie del bosque nativo de los propietarios con PMF, era por lo menos 4 veces superior a su contraparte sin PMF, no existieron diferencias significativas entre ellas (Tabla 2), ni tampoco en su distribución de frecuencias (Prueba Kolmogorv – Smirnov  $D_{k-s} = 0,43$ ,  $p = 0,95$ ). Así también, no existieron diferencias significativas entre las medianas para las variables de edad, ingreso económico trimestral, superficie total y superficie de plantación de pino (Tabla 2). En general, la superficie de bosque nativo representaba un 73% de la superficie total de los entrevistados con PMF, en contraposición de los entrevistados sin PMF, donde representaba un 24%.

Tabla 2: Estadística descriptiva para las variables socioeconómicas incluidas en este estudio. Se incluyen una columna explicitando el análisis estadístico utilizado. N = 28, 14 entrevistados para cada tipo.

Variable	Definición	Propietario con PMF		Propietario sin PMF		Diferencias entre propietarios Prueba U Mann Whitney U (p)
		Mediana	Min - Max	Mediana	Min - Max	
Edad	<i>Edad del o la entrevistada medido en años.</i>	60	29 – 76	61,5	46- 93	33 (0,7)
Superficie total	<i>Corresponde a toda la superficie que le pertenece al entrevistado. Medido en hectáreas</i>	17	1,5 – 1000	12,5	1- 1000	56 (0,2)
Bosque	<i>Cantidad de bosque nativo en hectáreas perteneciente al entrevistado</i>	12,5	1 – 157	3	1 – 80	78 (0,1)
Pino	<i>Cantidad de pino plantado en el terreno de cada propietario. Medido en Hectáreas.</i>	1,8	0 – 950	1,5	0 – 900	10 (0,8)
Ingreso trimestral	<i>Ingreso en promedio trimestral para cada entrevistado. Medido en pesos chilenos.</i>	\$175.000	\$90000 – \$1500000	\$200.000	\$10000 - \$500000	18 (0,7)

### Prácticas de manejo local

Las prácticas de manejo más utilizadas por propietarios con PMF fueron recolección de productos forestales no madereros (78,6%), el raleo (64,3%), y la recolección de madera (64,3%), mientras que las declaradas con menor uso fueron la limpieza del bosque luego de la tala y la introducción de ganado en el bosque nativo (21,4%) (Fig 1). A su vez, la práctica de manejo más utilizada por propietarios sin PMF fue la recolección de productos forestales no madereros (58,9%), seguida por el raleo y recolección de madera (35,4%) (Fig 1).

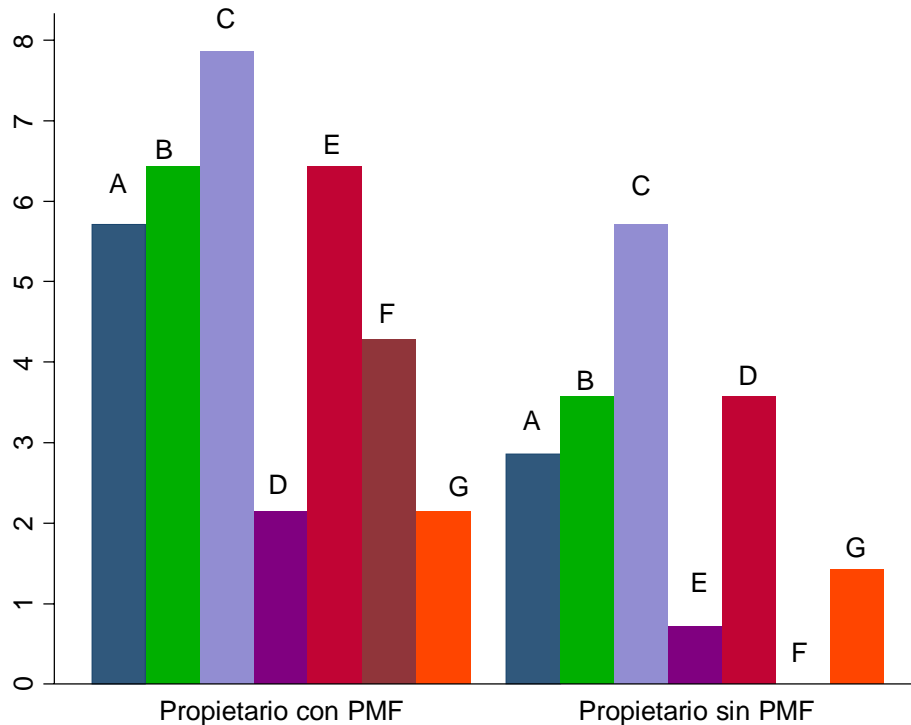


Figura 1. N° de prácticas utilizadas por propietarios con plan de manejo y propietarios sin plan de manejo según auto reporte. Las letras hacen referencia a: A (Carbón), B (Madera), C (Recolección), D (Limpieza del bosque), E (Raleo), F (Corte en parcelas), G (ganado). n = 28, 14 para cada tipo de entrevistado.

Ningún propietario sin PMF declaró hacer uso de la práctica corte en parcelas (Fig 1), a diferencia de los propietarios con PMF, donde 6 individuos declararon realizarla. Las prácticas extracción de madera para carbón (Prueba de Fisher,  $p = 0,44$ ), extracción de madera (Prueba de Fisher,  $p = 0,26$ ), recolección PFM (Prueba de Fisher,  $p = 0,42$ ), limpieza del bosque (Prueba de Fisher,  $p = 0,33$ ), introducción de ganado (Prueba de Fisher,  $p = 0,99$ ) y raleo (Prueba de Fisher,  $p = 0,26$ ) no presentaron diferencias significativas en el autoreporte entregado por los propietarios con PMF y sin PMF.

En torno a la variable prácticas aceptadas dentro de los planes de manejo, los propietarios con PMF realizaban en promedio más prácticas que su contraparte sin PMF (Prueba T de

Student,  $t = 2,64$ ;  $gl = 26$ ;  $p = 0,01$ ), realizando entre 1 a 5 prácticas distintas dentro de sus predios, con un promedio de 3 prácticas, mientras que los propietarios sin PMF realizan entre 0 y 5 prácticas, con una media de 1 práctica (Figura 2a).

Sobre la variable prácticas de corta, que involucran exclusivamente corte o tala de bosque nativo, ambos tipos de propietarios realizan entre 0 a 4 prácticas, con la diferencia de que los propietarios con PMF realizan en promedio 2 y los propietarios sin PMF en promedio 1 (Prueba T de Student,  $t = 2,66$ ;  $gl = 26$ ;  $p = 0,01$ ) (Figura 2b).

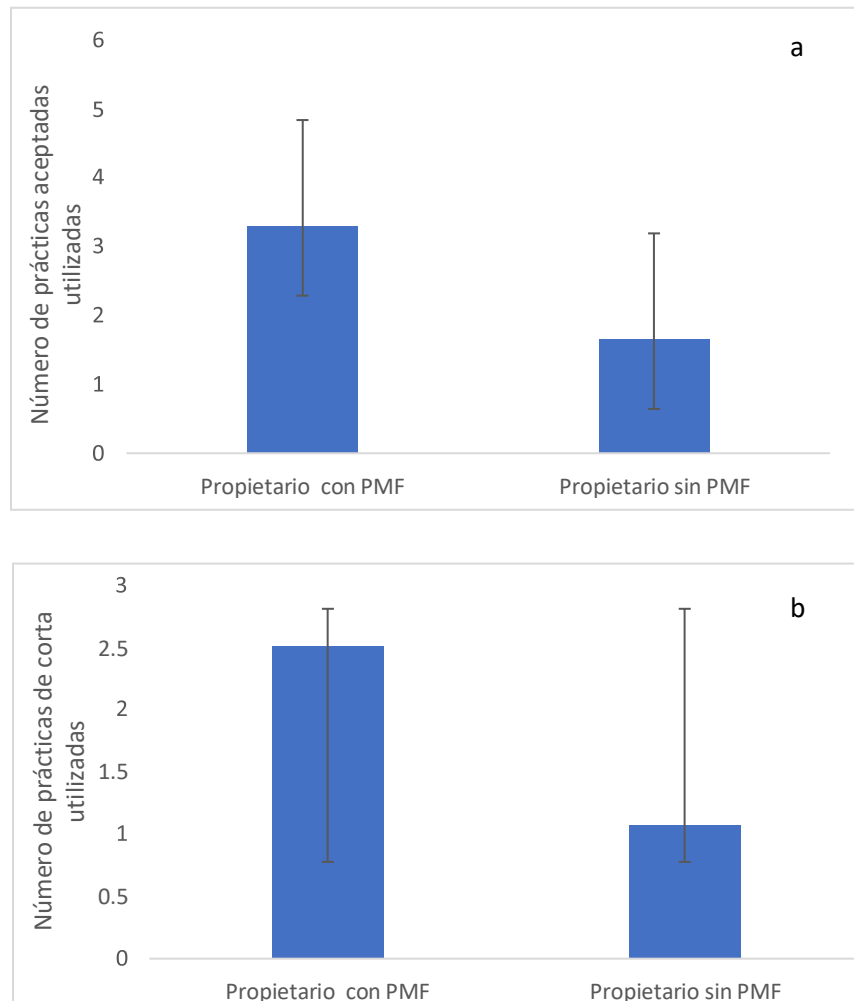


Figura 2: (a) Número de prácticas aceptadas dentro de los PMF realizadas por propietarios con PMF (Media = 3,28, DE = 1,64) y sin PMF (Media= 1,54, DE =1,73). (b) Número de prácticas que involucran corta realizadas por propietarios con PMF (Media = 2,5, DE = 1,45), y sin PMF (Media = 1,07, DE = 1,38).

Todos los propietarios con PMF declararon realizar al menos un tipo de práctica aceptada dentro del bosque nativo, a diferencia de aquellos que no poseían PMF, donde 1/3 de la muestra declaró no realizar ninguna práctica de manejo (Figura 3a).

En relación a aquellas prácticas que involucran la corta o tala del bosque nativo, 3 propietarios con PMF declararon no realizar ninguna actividad que involucrara corta, a diferencia de los propietarios sin PMF, donde 5 entrevistados volvieron a declarar no realizar ninguna práctica de corta (Figura 3b).

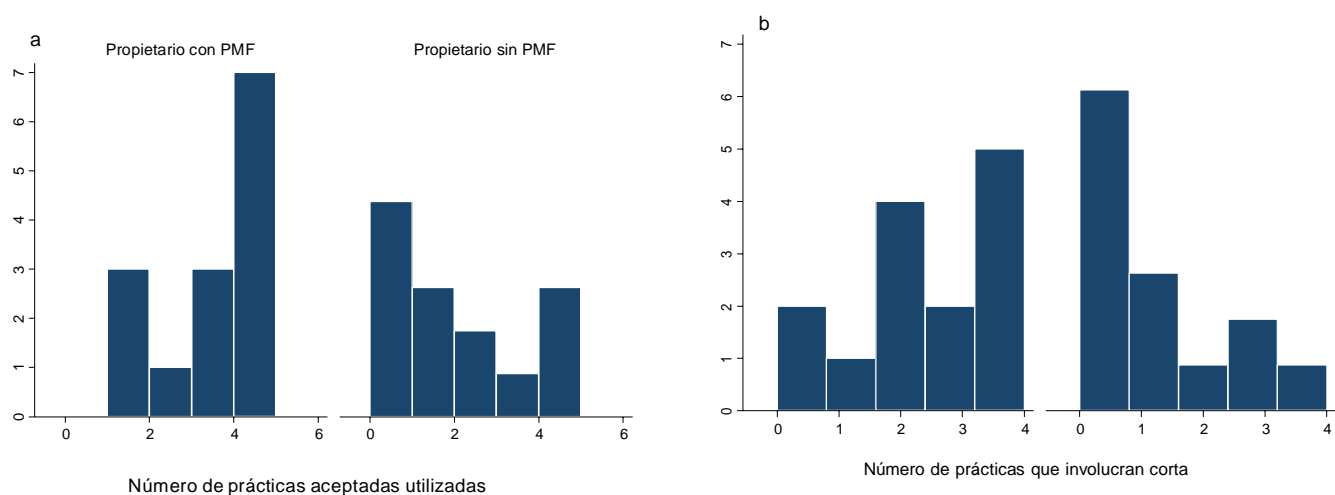


Fig. 3: (a) Distribución de frecuencias del número de propietarios vs número de prácticas aceptadas para propietarios con PMF y sin PMF. (b) Distribución de frecuencias del número de propietarios vs número de prácticas que involucran corta para propietarios con PMF y sin PMF.

### Estado del bosque nativo

Todos los fragmentos de bosque nativo presentan valores positivos para los índices NDVI, NDWI y EVI, independiente si pertenecen o no a un propietario con PMF (Figura 4). No existieron diferencias significativas entre las medianas de estos índices entre bosques de propietarios con PMF y sin PMF (Prueba U de Mann – Whitney, NDWI  $U = 54$ ;  $p = 0,21$ ; NDVI  $U = 18$ ;  $p = 0,67$ ; EVI  $U = 18,5$ ;  $p = 0,66$ ). Para los índices NDVI y EVI, sobre el 50%

de la muestra toma valores sobre 0,5, independiente de si los fragmentos corresponden a propietarios con PMF o sin ellos (Fig 5a y 5b). En relación al índice NDWI, propietarios con PMF y sin PMF tenían en general fragmentos de bosques que tomaron valores menores a 0,5 para este índice (Fig 5c). Aún así, no existieron diferencias significativas entre las frecuencias de estos tres índices para los fragmentos manejados con PMF y sin PMF. (Prueba Kolmogorov – Smirnov; EVI  $D_{K-S} = 0,21$ ;  $P = 0,86$ ; NDWI  $D_{K-S} = 0,35$ ,  $P = 0,21$ ; NDVI  $D_{K-S} = 0,21$ ,  $P = 0,86$ ).

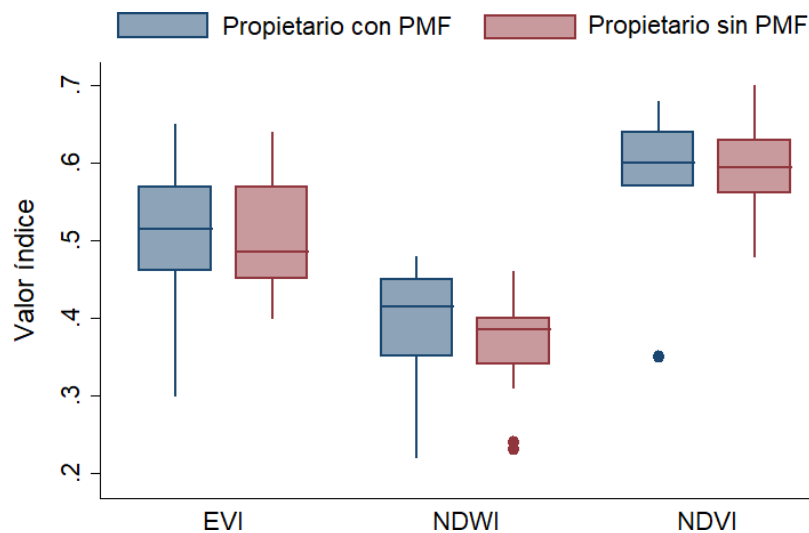


Figura 4: Valores para de los índices satelitales NDWI, NDVI y EVI de los fragmentos de bosque nativo pertenecientes a propietarios con PMF y sin PMF. La escala de estos índices es de -1 a 1. Percentiles para índices propietarios con PMF: EVI ( $Q_1= 0,46$ ,  $Q_2=0,52$ ,  $Q_3=0,57$ ), NDWI ( $Q_1= 0,35$ ,  $Q_2=0,42$ ,  $Q_3=0,45$ ) NDVI ( $Q_1= 0,57$   $Q_2=0,6$ ,  $Q_3=0,64$ ). Percentiles índices para propietarios sin PMF: EVI ( $Q_1= 0,43$ ,  $Q_2=0,49$ ,  $Q_3=0,57$ ) NDWI ( $Q_1= 0,34$ ,  $Q_2=0,39$ ,  $Q_3=0,4$ ) NDVI ( $Q_1= 0,56$ ,  $Q_2=0,59$ ,  $Q_3=0,63$ ).  $n = 28$ , 14 cada tipo de propietario.

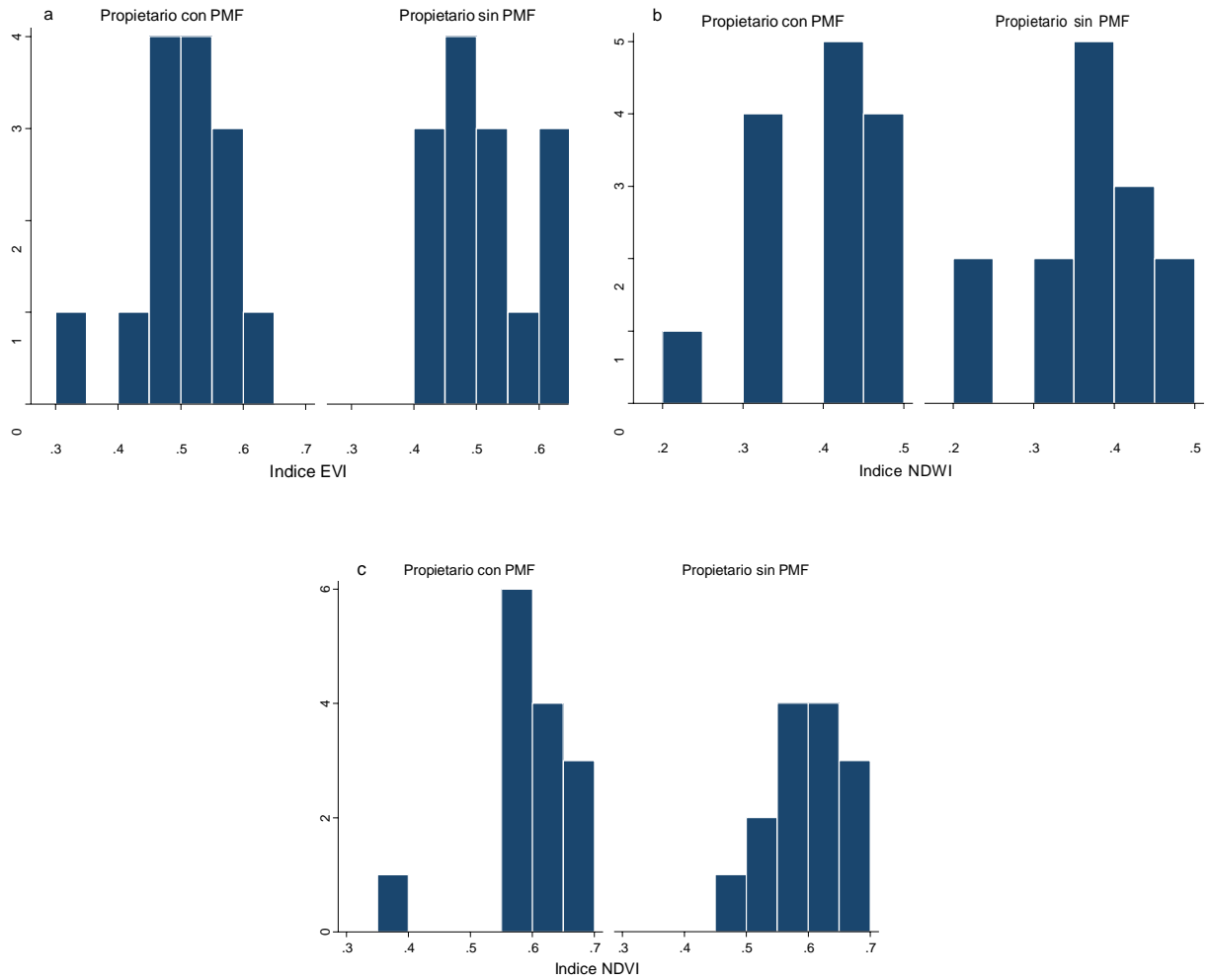


Fig. 5: (a) Distribución de frecuencia entre el número de predios vs valores índice EVI para fragmentos de propietarios con PMF y sin PMF. (b) Distribución de frecuencia entre el número de predios vs valores índice NDWI para fragmentos de propietarios con PMF y sin PMF. (c) Distribución de frecuencia entre el número de predios vs valores índice NDVI para fragmentos de propietarios con PMF y sin PMF. n = 28, 14 propietarios por tipo.

La mediana del índice VCF para propietarios con PMF fue de 53,33, mientras que para propietarios sin PMF fue de 43,52. (Figura 6). El 79% de los fragmentos de bosque nativo perteneciente a propietarios con PMF se encuentra en el intervalo del índice VCF 32,83 a 63,3. El mismo porcentaje se encuentra en los fragmentos de propietarios sin PMF, pero concentrando un 43% de la frecuencia en el intervalo 32,83 - 40,45 (Fig. 7). No encontramos



ESQUEMA DE PREGRADO, FACULTAD DE CIENCIAS, UNIVERSIDAD DE CHILE  
diferencias significativas entre las medianas de este índice en los fragmentos de ambos

tipos de propietarios (Prueba U Mann – Whitney,  $U = 60$ ,  $p = 0,17$ ), ni entre sus frecuencias (Prueba Kolmogorov – Smirnov,  $D_{K-S} = 0,43$ ;  $P = 0,12$ ).

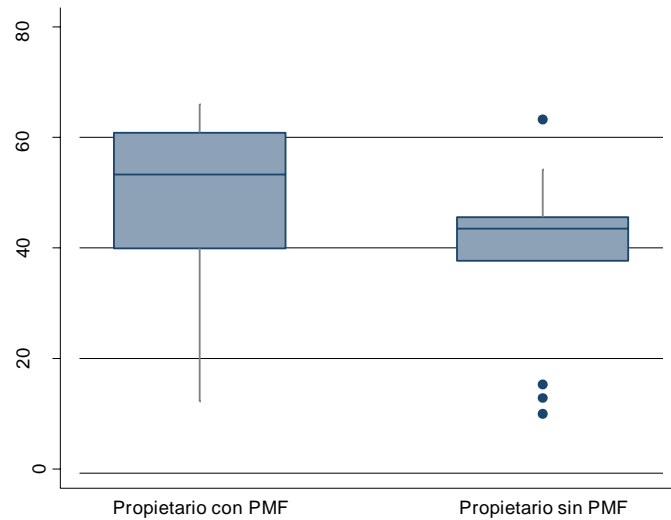


Figura 6: Valores índice VCF para los fragmentos de bosque nativo de propietarios con PMF y sin PMF. La escala de este índice va desde 0 a 100. Percentiles índice VCF para propietario con PMF ( $Q_1= 39,95$ ,  $Q_2=53,33$ ,  $Q_3=60,8$ ) Percentiles indice VCF para propietarios sin PMF ( $Q_1= 37,73$ ,  $Q_2=43,52$ ,  $Q_3=45,6$ ).  $n=28$ , 14 para cada tipo de propietario.

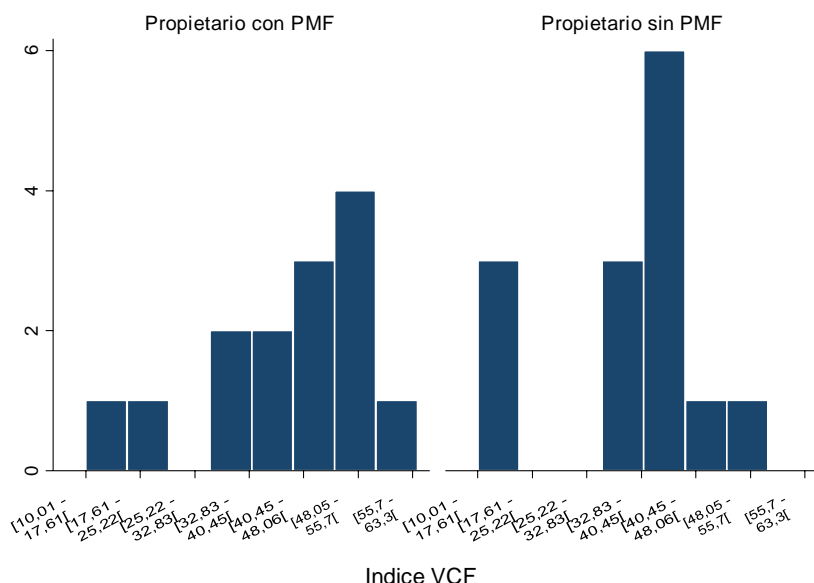


Figura 7: Histogramas de frecuencia índice VCF para los fragmentos de bosque nativo perteneciente a ambos tipos de propietarios.

La ausencia de diferencias significativas entre propietarios, para el tamaño del bosque nativo, y los índices satelitales, debe ser tomada con cautela debido al bajo número de casos de estudio. Al realizar un prueba de poder, se estimó que para los índices EVI, NDVI y NDWI era necesaria una muestra de 230 fragmento de bosque nativo, 115 para cada propietario, En el caso del índice VCF, era necesario tener una muestra de 136 fragmentos de bosque nativo, 68 de cada propietario, y para el tamaño del bosque nativo, era necesaria una muestra de 196 fragmentos para cada propietario.

### Correlación Estado bosque nativo y practicas de manejo

Solo encontramos correlaciones negativas en el caso de los predios de propietarios con PMF, entre el índice NDWI y el número de prácticas aceptadas (Fig 8a, Correlación de Spearman  $R_s = -0,58$ ,  $p=0,04$ ), y de este índice y el número de prácticas que involucran corta (Fig. 8b, Correlación de Spearman  $R_s = -0,7$ ,  $p=0,001$ ). Por lo tanto, a mayor número de prácticas aceptadas y de corta realizadas, existe un menor índice NDWI asociado a

los predios de bosque de propietarios con PMF. No encontramos correlaciones significativas para el resto de los índices y el número de prácticas aceptadas o de corta realizadas (Tabla 3).

Tabla 3: Correlación de Spearman entre los índices satelitales y el número de prácticas aceptadas, y prácticas de corta, para los predios de ambos tipos de propietarios. n=28, 14 individuos para cada tipo de propietario.

Variable	Propietario con PMF		Propietario sin PMF	
	Prácticas aceptadas	Prácticas de corta	Prácticas aceptadas	Práctica de corta
	$R_s$	$R_s$	$R_s$	$R_s$
Indice VCF	-0,12	-0,07	0,21	0,01
Indice NDVI	-0,13	-0,24	-0,37	-0,5
Indice NDWI	-0,58*	-0,7**	-0,2	-0,24
Indice EVI	0,003	-0,12	-0,18	-0,3

p valor para la correlación de Spearman: \* < 0,05; \*\*<0,01.

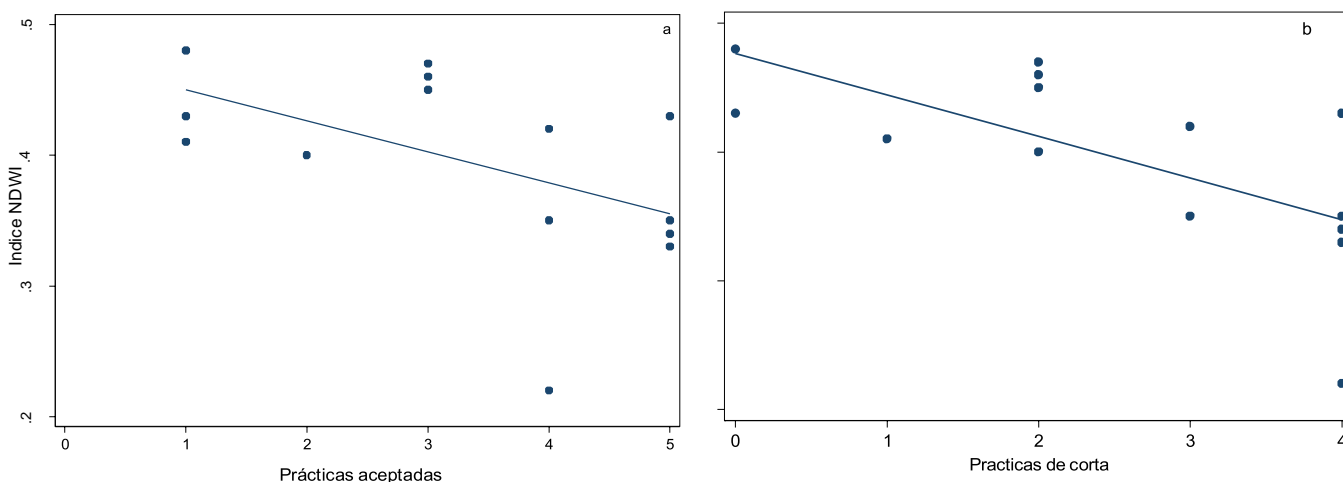


Fig 8: (a) Correlación de Spearman entre el índice NDWI y el número de prácticas aceptadas, para propietarios con PMF. (b) Correlación de Spearman entre el índice NDVI y el número de prácticas de corta utilizadas por propietarios con PMF. n= 14.

## 4.

**Discusión**

La pérdida y fragmentación del bosque nativo debido a la deforestación y cambio de uso de suelo continúa siendo un desafío global y nacional (MMA 2019; Thompson et al., 2009). Esto es particularmente cierto en la zona centro sur de Chile, donde la superficie remanente de bosques nativos es menor al 50% de la superficie total del territorio, y aún se experimenta pérdida de bosque nativo, con una tasa de deforestación de 2,4% de pérdida de bosque al año (Miranda et al., 2015; MMA, 2019). En contraste, aproximadamente el 67% de la superficie remanente de bosque nativo está en manos de pequeños y medianos propietarios (Reyes & Nelson 2014). Lo anterior enfatiza la necesidad de gestión sostenible de estos de estos ecosistemas terrestres en las propiedades privadas. A partir de los resultados de este estudio, la discusión se estructura en tres aspectos relevantes: (1) Los propietarios con PMF y sin PMF realizan las mismas prácticas, pero con distinta incidencia, (2) La falta de evidencia para detectar diferencias significativas en los índices satelitales utilizados entre fragmentos de bosques manejados con y sin PMF, y (3) La existencia una correlación negativa entre el número de prácticas utilizadas por propietarios con PMF y el índice NDWI de sus fragmentos de bosque.

Los propietarios sin PMF estarían manejando el bosque nativo, existiendo la posibilidad de que la fase de fiscalización del marco regulatorio sea débil. Esto no es extraño, debido a que estudios anteriores han mencionado que la falta de fiscalización es una debilidad de la Ley del bosque nativo (Lara et al., 2015; Reyes y Nelson, 2014), y esta falta de fiscalización puede traducirse en que lo estimado por CONAF sea una subestimación de la tala ilegal (Abasolo, 2019). Las prácticas utilizadas por propietarios con PMF y sin PMF difieren solamente en el uso de la práctica corte en parcelas, la cual declara explícitamente la tala de bosque nativo. Es posible que los propietarios mintieran u ocultaran información en este

caso, para evitar ser descubiertos realizando una acción para la cual no tienen autorización, siendo que propietarios sin PMF declararon realizar otras prácticas que involucran explícitamente (raleo), o implícitamente (limpieza del bosque luego de la tala) la corta del bosque nativo. Como fue mencionado anteriormente, en la zona existe extracción ilegal de bosque nativo dentro de predios de propietarios con PMF (Abasolo, 2019) y contribuyendo a este hecho, nuestro estudio apunta a que esta misma situación está ocurriendo en predios no manejados con PMF.

La homogeneidad de los valores obtenidos en cuanto a los índices satelitales utilizados es un reflejo de que los planes de manejo no están cumpliendo su objetivo en cuanto a una gestión sostenible del bosque nativo. Como es planteado dentro de los objetivos de la Ley del Bosque Nativo, además del fomento a la producción también está contemplada la recuperación del bosque, lo que debiese verse traducido en un mayor valor de índices como el de cobertura (VCF) en comparación a aquellos bosques que no están siendo manejados con PMF. Por ejemplo, la corta de un árbol genera claros de bosque, lo que se traduce como una menor cantidad de píxeles de vegetación y por tanto un menor índice VCF debido a la pérdida de biomasa vegetal (Poulain et al., 2011; Sexton et al., 2013). Esto también es de esperar en los índices NDWI, NDVI y EVI, que apuntarían a un mejor estado del bosque, en términos de estrés de la vegetación, agua acumulada y verdor, donde el manejo del bosque debiese propiciar que el bosque pueda mantenerse en buen estado. Siguiendo el ejemplo anterior, la pérdida de biomasa debería verse reflejada en un descenso de estos índices.

En torno a la correlación entre el índice NDWI y las prácticas de manejo, este índice ha sido descrito como un indicador del estado de salud del bosque luego de periodos de estrés, donde este índice tiende a la baja cuando hay condiciones que afectan de manera negativa al bosque. Un ejemplo es la disminución de este índice en bosques costeros luego de

tormentas tropicales, donde el aumento de la salinidad del suelo produce una disminución de la cantidad de agua presente dentro de la vegetación (Fagherazzi et al 2019), así también la menor disponibilidad de agua en las hojas debido a la sequía puede verse reflejada en este índice (Barbache et al., 2018). Mientras que los valores similares de NDWI entre propietarios, cercanos y menores a 0,5, podrían estar apuntado al escenario de sequía que vive la zona (Garreaud et al., 2017), solo aquellos con PMF presentaron una correlación negativa entre el número de prácticas utilizadas y este índice. El hecho de que los propietarios con PMF realizan más prácticas en promedio que su contraparte sin PMF, podría dar cuenta de que a mayor cantidad de prácticas, mayor estrés sobre los fragmentos de bosque nativo. Esto rompería con el mito de las “buenas prácticas” o las “mejores prácticas”, las cuales aparecen documentadas en la legislación forestal de diferentes países, pero que difícilmente son definidas (Schmithüsen et al., 2002). La aplicación de un conjunto de prácticas conllevaría a un impacto acumulativo negativo en los fragmentos.

Otra forma de entender por qué esta correlación negativa se está dando en predios manejados con PMF, es que aunque un propietario con PMF tenga permiso para manejar su bosque, no necesariamente lo esté haciendo dentro de lo definido dentro del PMF otorgado por la CONAF, propiciando un aumento de la extracción de biomasa vegetal e impactando negativamente sobre el estado del bosque traducido en el índice NDWI. Esta hipótesis hace sentido con lo planteado por Abasolo en (2019), donde las personas que poseen un mayor conocimiento sobre la ley de bosques, o que poseían un PMF, eran más proclives a realizar tala ilegal.

En torno a las razones detrás de un mal uso de los PMF, un estudio realizado en Brasil determinó que las políticas públicas pueden no ser respetadas debido a que la información de éstas no se transmite de tal forma que sus usuarios puedan comprenderla (Faggin & Behangel 2017), aumentando la posibilidad de que el bosque sea manejado de una forma

diferente a lo estipulado por el PMF. Esto es precisamente lo que ha ocurrido en la zona centro sur del país, donde la implementación de los PMF no necesariamente lleva de inmediato a una menor deforestación, ya que permite la tala de bosque nativo y el cambio de uso de suelo desde bosque hacia plantaciones exóticas o para agricultura (Brandt, Nolte & Agrawal 2016b; Nahuelhual et al., 2012).

Si embargo, existen casos exitosos de gobernanza ambiental en el país. Un ejemplo es el caso de las áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos, donde por el interés y la participación entre las comunidades de pescadores artesanales e investigadores, construyeron en conjunto conocimiento sobre las dinámicas del ecosistema o el tiempo de reposición del stock de recursos marinos bentónico, pudiendo aplicarse esta información para delinear un posible manejo para la conservación de estos recursos en zonas de extracción (Gelcich et al., 2010). Por otro lado, participar activamente de este co-manejo permite que sus actores sean proclives a preocuparse por el ecosistema (Gelcich et al., 2008). Esto requiere de un involucramiento de todos los sectores, desde la ciencia, el área pública y los privados. Sin embargo, en el caso del manejo del bosque nativo en áreas privadas, la interacción con la ley es distinta. En un estudio realizado anteriormente en la zona da cuenta de que el conocimiento sobre la ley en esta zona es bajo, donde un 72% de los individuos entrevistados que poseían un PMF no sabía que actividades dentro del bosque se podían realizar al tener un plan (Monrroy-Concha y Pincheira-Ulbrich, 2013), y un 81% no sabía cómo postular a un PMF. Además, no necesariamente al postular a un PMF, este se obtendrá, y la bonificación entregada no suele ser superior a lo que ganaría el propietario extrayendo y vendiendo bosque nativo. Estos antecedentes, sumados a lo evidenciado por este estudio, dan cuenta de que desde la implementación de la Ley de Bosque Nativo, la incidencia de esta no ha sido la esperada en la zona centro sur de Chile. Esto hace sentido con lo planteado por Ferraro & Pattanayak en (2003) sobre la inversión



de dinero en conservación, donde gran parte de este dinero se pierde en políticas en pos de la biodiversidad que no tienen el impacto esperado, o que nunca evalúan ese impacto. Si bien los resultados del estudio son novedosos, estos deben ser comprendidos considerando algunas limitaciones propias de estudios con diseño basado en observación. Primero, la ausencia de diferencias entre los índices satelitales, la superficie de bosque nativo, e inclusive las prácticas de manejo es el bajo número entrevistados con fragmentos de bosque para las comparaciones. En el caso de las prácticas de manejo, se debió a la baja cantidad de propietarios con PMF que poseía el registro de CONAF, imposibilitando aumentar el número de entrevistados con esta característica y por ende la cantidad de fragmentos a estudiar. Un desafío además para aumentar este número de fragmentos es que el paisaje de la provincia de Cauquenes y la región donde se encuentra inserta se encuentra en un avanzado estado de fragmentación, existiendo en su mayoría fragmentos menores a 100 ha (Altamirano et al., 2010). Inclusive, referidos solamente a bosque nativo con presencia de Ruil, existirían menos de 100 fragmentos (Grez et al., 1998). Estudios en la zona afirman que la fragmentación del bosque nativo afecta la biodiversidad en términos de riqueza de especies de aves (Grez, Simonetti & Bustamante 2007), así como aumenta el aislamiento entre comunidades afectando la población de estas, afectando directamente la biodiversidad (Echeverría et al., 2006). En segundo lugar, como fue mencionando es posible que existieran sesgos de complacencia a la hora de contestar las encuestas, entendiendo que ciertas respuestas que aludieran a la tala de bosque nativo podrían traer perjuicio al entrevistado.

El cambio de uso de suelo para plantaciones forestales o agricultura es de preocupación por las implicancias socioambientales (Echeverría et al., 2006, Nahuelhual et al., 2012) además de la importancia que poseen los ecosistemas terrestres en el ciclo del carbono (Bologna & Aquino 2020; Canadell & Raupach 2008), y por tanto a la mitigación del cambio

climático y su impacto en la biodiversidad. En Chile, estamos adscritos a las metas AICHI, y dentro de los objetivos está la protección y recuperación de los ecosistemas terrestres, por lo que el manejo de estos ecosistemas posee un rol fundamental para la protección de estos. En ese sentido, nuestro estudio sugiere que las personas sin PMF están explotando el bosque nativo con las mismas prácticas que los propietarios sin PMF pero con una menor incidencia, lo que se vería reflejado en que las prácticas realizadas por los propietarios con PMF están afectando negativamente el estado del bosque nativo medido en términos del índice NDWI. Así como también evidenciamos una inexistencia de fragmentos de bosque nativo necesarios para evaluar el impacto de los PMF sobre estas formaciones vegetacionales de manera significativa. Debido a esto, vemos necesaria una reevaluación de este instrumento en la zona, colocando un énfasis tanto en la fiscalización como en la participación de los involucrados. Además, debido a la alta fragmentación del bosque, creemos necesario replantear los objetivos de explotación del recurso hacia uno con un enfoque en la biodiversidad dentro de los bosques y el estado actual de estos.

## Bibliografía

- Abasolo, F. (2019). Corte ilegal del bosque nativo y el nivel de conocimiento de la Ley Forestal en la Región del Maule, Chile. Seminario de Título Biología en Medio Ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- Altamirano, A., & Lara, A. (2010). Deforestación en ecosistemas templados de la Precordillera andina del centro – sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 31(1), 53-64
- Barbache, A., Beghami, Y., & Benmessaoud, H. (2018). Study and diachronic analysis of forest cover changes of Belezma-Algeria. *Geographica Pannonica*, 22(4).
- Blair, G., Imai, K., Zhou, Y., Lair, G. B., Mai, K. I., & Hou, Y. Z. (2017). Design and Analysis of the Randomized Response Technique Design and Analysis of the Randomized, 1459(December). <https://doi.org/10.1080/01621459.2015.1050028>
- Bologna, M., & Aquino, G. (2020). Deforestation and world population sustainability: a quantitative analysis. *Scientific reports*, 10(1), 1-9.
- Brandt et al., 2016 Jodi S. Brandt, Christoph Nolte, Arun Agrawal. Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable forest management policy Land Use Policy, 52 (2016), pp. 15-2
- Canadell, J. G., & Raupach, M. R. (2008). Managing forests for climate change mitigation. *science*, 320(5882), 1456-1457.
- Charnley, S., & Poe, M. R. (2007). Community forestry in theory and practice: Where are we now?. *Annu. Rev. Anthropol.*, 36, 301-336.
- CONAF (2008). Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal. Reglamentos.
- Dominguez, P., Zorondo-Rodríguez, F., & Reyes-García, V. (2010). Relationships between religious beliefs and mountain pasture uses: a case study in the High Atlas mountains of Marrakech, Morocco. *Human Ecology*, 38(3), 351-362.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological conservation*, 130(4), 481-494.

- Faggin, J. M., & Behagel, J. H. (2017). Translating Sustainable Forest Management from the global to the domestic sphere: The case of Brazil. *Forest policy and economics*, 85, 22-31.
- Fagherazzi, S., Nordio, G., Munz, K., Catucci, D., & Kearney, W. S. (2019). Variations in persistence and regenerative zones in coastal forests triggered by sea level rise and storms. *Remote Sensing*, 11(17).
- Ferraro, P. J., & Pattanayak, S. K. (2006). Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS biology*, 4(4), e105.
- Gao, B. C. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote sensing of environment*, 58(3), 257-266.
- Garreaud, R. D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., ... & Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and earth system sciences*, 21(12), 6307-6327.
- Gelcich, S., Kaiser, M. J., Castilla, J. C., & Edwards-Jones, G. (2008). Engagement in co-management of marine benthic resources influences environmental perceptions of artisanal fishers. *Environmental Conservation*, 35(1), 36-45.
- Gelcich, S., Hughes, T. P., Olsson, P., Folke, C., Defeo, O., Fernández, M., ... & Castilla, J. C. (2010). Navigating transformations in governance of Chilean marine coastal resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(39), 16794-16799.
- Gillespie, T. W., de Goede, J., Aguilar, L., Jenerette, G. D., Fricker, G. A., Avolio, M. L., & Pataki, D. E. (2017). Predicting tree species richness in urban forests. *Urban Ecosystems*, 20(4), 839-849.
- Grez, A.; Bustamante, R.; Simonetti, J. & Fahrig, L. Landscape ecology, deforestation, and forest fragmentation: the case of the Ruil forest in Chile. In: Salinas, E. & Middleton, J. *La ecología del paisaje como base para el desarrollo sustentable en América Latina*. 1998. Disponible en Internet: <http://www.brocku.ca/epi/lebk/lebk.html>
- Grez, A. A., Simonetti, J. A., & Bustamante, R. O. (2007). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. *Ciencia e investigación agraria*, 34, 159-159.
- INFOR (Instituto Forestal). 2015. Anuario forestal 2015. Boletín estadístico N° 128. 134 p.

- IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. Díaz S, Settele J, Brondizio ES, Ngo HT, Guèze M, Agard J, Arneth A, Balvanera Brauman KA, Butchart SHM, et al., editors. Bonn (Germany): IPBES secretariat.
- Jiang, Z., Huete, A. R., Didan, K., & Miura, T. (2008). Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote sensing of Environment*, 112(10), 3833-3845.
- Ley N° 20283 año 2008. Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal. 30 de julio de 2008.
- Lara, A., Little, C., Nahuelhual, L., & Díaz, I. (2015). Lecciones, desafíos y recomendaciones de política para el manejo, conservación y restauración de los bosques nativos en Chile. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4746.0961>
- Mickwitz, P. (2003). A framework for evaluating environmental policy instruments: context and key concepts. *Evaluation*, 9(4), 415-436.
- Miranda, Alejandro, Antonio Lara, Adison Altamirano, Carlos Zamorano-Elgueta, Jaime Hernández, Mauro E. González, Aníbal Pauchard, and Álvaro Promis. 2018. "Monitoreo de La Superficie de Los Bosques Nativos de Chile: Un Desafío Pendiente Monitoring Chilean Native Forest Area: A Pending Challenge." *BOSQUE* 39(2):265–75.
- Ministerio del Medioambiente. 2020. Sexto informe nacional de biodiversidad en Chile.
- Monrroy-Concha, S., & Pincheira-Ulbrich, J. (2013). Nivel de conocimiento de la nueva Ley de bosque nativo y fomento forestal: el caso de los pequeños propietarios forestales de la Cordillera de Nahuelbuta (Chile). *Mundo agrario*, 13.
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Lara, A., Echeverría, C., & González, M. E. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and urban planning*, 107(1), 12-20.
- Nahuelhual, L., Donoso, P., Lara, A., Nuñez, D., Oyarzun, C., & Neira, E. (2007). Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability*, 9(4), 481-499.

- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in ecology & evolution*, 20(9), 503-510.
- Poulain, M., Peña, M., Schmidt, A., Schmidt, H., & Schulte, A. (2012). Aboveground biomass estimation in intervened and non-intervened *Nothofagus pumilio* forests using remotely sensed data. *International journal of remote sensing*, 33(12), 3816-3833.
- Pravalié, R., Sîrodoev, I., & Peptenatu, D. (2014). Detecting climate change effects on forest ecosystems in Southwestern Romania using Landsat TM NDVI data. *Journal of Geographical Sciences*, 24(5), 815-832.
- Reyes, R., & Nelson, H. (2014). A tale of two forests: why forests and forest conflicts are both growing in Chile. *International Forestry Review*, 16(4), 379-388.
- Reyes-García, V., Fernández-Llamazares, Á., Aumeeruddy-Thomas, Y., Benyei, P., Bussmann, R. W., Diamond, S. K., ... & Brondizio, E. S. (2021). Recognizing Indigenous peoples' and local communities' rights and agency in the post-2020 Biodiversity Agenda. *Ambio*, 1-9.
- Rist, S., Chidambaranathan, M., Escobar, C., Wiesmann, U., & Zimmermann, A. (2007). Moving from sustainable management to sustainable governance of natural resources: The role of social learning processes in rural India, Bolivia and Mali. *Journal of rural studies*, 23(1), 23-37.
- Rodríguez Ossa, M. T. (2006). Influencia del ganado caprino en el sotobosque del ecosistema bosque seco de la comunidad Cabeza de Toro-cantón Zapotillo (Loja-Ecuador) (Bachelor's thesis, Universidad del Azuay).
- Sexton, J. O., Song, X. P., Feng, M., Noojipady, P., Anand, A., Huang, C. & Townshend, J. R. (2013). Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS vegetation continuous fields with lidar-based estimates of error. *International Journal of Digital Earth*, 6(5), 427-448.
- Sierralta, L., Serrano, R., Rovira, J., & Cortés, C. (2011). Las áreas protegidas de Chile, antecedentes, institucionalidad, estadísticas y desafíos.
- Siry, J. P., Cabbage, F. W., & Ahmed, M. R. (2005). Sustainable forest management: global trends and opportunities. *Forest policy and Economics*, 7(4), 551-561.

Slobodian, L., Vidal, A., & Saint-Laurent, C. (2020). Policies that support forest landscaperestoration: What they look like and how they work.

Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., & Mosseler, A. (2009). Forest resilience, biodiversity, and climate change. In *Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43. 1-67.* (Vol. 43, pp. 1-67).

Zorondo-Rodríguez, F., Carrasco-Oliva, G., Alfonso, A., & Simonetti, J. A. (2019). Vinculando bienestar humano y servicios ecosistémicos: ganancias y pérdidas de bienestar de comunidades rurales por cambios ecosistémicos. *Naturaleza en Sociedad: Una mirada a la dimensión humana de la conservación de la biodiversidad.* Ocho Libros, Santiago, 207-239.