



**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN**  
**Dirección De Postgrado**  
**Facultad De Ciencias Forestales**  
**Programa de Magíster en Ciencias Forestales**

**PRIORIZACIÓN MULTI-NIVEL DE SITIOS PARA RESTAURACIÓN EN UN  
PAISAJE SEVERAMENTE TRANSFORMADO EN EL CENTRO-SUR DE CHILE**



Camilo Ignacio Hernández Hernández

CONCEPCIÓN, CHILE

2020

**Profesor guía; Cristian Echeverría Leal**  
**Depto. de manejo de bosques y medio ambiente**  
**Facultad de Ciencias Forestales**  
**Universidad de Concepción**

**Priorización multi-nivel de sitios para restauración en un paisaje severamente transformado en el centro-sur de Chile**

**Comisión Evaluadora:**

Cristián Echeverría L. (Profesor guía)

Ingeniero Forestal, Dr. \_\_\_\_\_

Cara Ritchie Nelson (Profesor co-guía)

Bachillerato mención Ecología, Dra. \_\_\_\_\_



Francisco de la Barrera M. (Comisión evaluación)

Biólogo Ambiental, Dr. \_\_\_\_\_

**Directora de Postgrado:**

Dra. Darcy Ríos L.

Profesora de Biología y Química, Dra. \_\_\_\_\_

**Decano Facultad de Ciencias Forestales:**

Dr. Manuel Sánchez O.

Ingeniero Forestal. Dr. \_\_\_\_\_

## AGRADECIMIENTOS

A mi familia, Julia, Violeta, Ruth, Alejandro y en especial a Edelmira.

A Silvana, Diego, Oscar, Patricia, Cynthia y Jocelyn por el apoyo, guía, conocimientos y oportunidades brindadas; y en especial a Rodrigo por su disponibilidad, disposición y paciencia.



## ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	4
ABSTRACT .....	5
INTRODUCCIÓN GENERAL .....	6
PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.....	9
HIPÓTESIS.....	9
OBJETIVOS.....	10
CAPÍTULO 1. EVOLUTION AND EMERGING RESEARCH TRENDS IN THE ECOLOGICAL CONSEQUENCES OF LANDSCAPE CHANGE: PERSPECTIVES FROM A CHILEAN BIODIVERSITY HOTSPOT .....	11
INTRODUCTION .....	11
METHODS.....	14
RESULTS AND DISCUSSION.....	17
REFERENCES .....	32
CAPÍTULO 2. PRIORIZACIÓN MULTI-NIVEL DE SITIOS PARA RESTAURACIÓN EN UN PAISAJE SEVERAMENTE TRANSFORMADO EN EL CENTRO SUR DE CHILE...	40
INTRODUCCIÓN .....	40
METODOLOGÍA.....	48
RESULTADOS .....	59
CONCLUSIONES .....	78
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79
DISCUSIÓN GENERAL .....	93
CONCLUSIONES GEGERALES.....	95
REFERENCIAS GENERALES .....	96

## ÍNDICE FIGURAS

Capítulo 1. Evolution and emerging research trends in the ecological consequences of landscape change: perspectives from a chilean biodiversity hotspot:

Figure 1. Overview of co-citation network.....	18
Figure 2. Main 14 co-citation Cluster.....	19
Figure 3. Timeline visualization of co-citation clusters.....	23
Figure 4. Most reported attributes by ecological level of organization.....	27

**Capítulo 2. Priorización multi-nivel de sitios para restauración en un paisaje severamente transformado en el centro sur de Chile**

Figura 1. Área de estudio .....	49
Figura 2. Indicador de deforestación.....	60
Figura 3. Indicador de distancia entre parches de bosque nativo.....	61
Figura 4. Indicador del número de fragmentos de bosque nativo.....	62
Figura 5. Indicador de degradación.....	63
Figura 6. Indicador de la frecuencia de incendios de 2002 a 2018.....	64
Figura 7. Indicador de riqueza de flora nativa.....	66
Figura 8. Indicador de riqueza de especies amenazadas.....	67
Figura 10. Indicador de diversidad genética.....	68
Figura 11. Patrón espacial de las prioridades de restauración a nivel de paisaje.....	69
Figura 12. Patrón espacial de las prioridades de restauración a nivel de ecosistema.....	70
Figura 14. Patrón espacial de las prioridades de restauración a nivel genético.....	71
Figura 15. Mapa integrado de sitios prioritarios para restauración.....	74

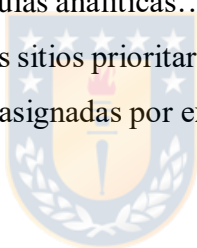
## ÍNDICE TABLAS

### **Capítulo 1. Ecological consequences of landscape change in a Chilean biodiversity hotspot: evolution and emerging trends of research**

Table 1. Co-citation clusters .....	20
Table 2. Most reported impacts on biodiversity.....	28

### **Capítulo 2. Evolution and emerging research trends in the ecological consequences of landscape change: perspectives from a Chilean biodiversity hotspot**

Tabla 1. Impactos más reportados del cambio en el paisaje .....	50
Tabla 2. Criterios e indicadores.....	51
Tabla 3. Escala fundamental de jerarquías analíticas.....	57
Tabla 4. Congruencia espacial entre los sitios prioritarios a través de todos los niveles.....	72
Tabla 5. Ponderaciones por indicador asignadas por expertos.....	73



## RESUMEN

La composición y configuración de los paisajes forestales en Chile ha sufrido drásticas transformaciones a diferentes escalas espaciales y temporales. En las últimas cinco décadas el principal agente de cambio ha sido la expansión de las plantaciones forestales, lo que ha provocado numerosos impactos en la biodiversidad. Producto de este cambio en el paisaje, la degradación y fragmentación del bosque nativo y la disminución de la diversidad de especies, suelen ser los impactos más evidentes. Comprender los impactos ecológicos del cambio en el paisaje, cuáles han sido los atributos más estudiados y a qué nivel jerárquico corresponden, es fundamental para determinar futuras direcciones de investigación y conocer cuáles son las áreas prioritarias de investigación.

Producto de estas constantes presiones antrópicas, las crecientes tasas de cambio y la pérdida de la funcionalidad del paisaje, la restauración del paisaje se hace necesaria. Los enfoques de restauración del paisaje requieren ser vistos como un enfoque multi-objetivo, contemplando datos obtenidos a partir de diferentes escalas espaciales y temporales y a través de múltiples niveles ecológicos de la biodiversidad.

El presente estudio realizó una revisión sistemática de la literatura para determinar cuáles son las principales tendencias de investigación sobre las consecuencias ecológicas producidas por el cambio en el paisaje en el hotspot chileno de biodiversidad y reveló cuáles son sus principales impactos sobre la biodiversidad. A partir de los resultados obtenidos se establecieron objetivos de restauración por cada nivel y se diseñó una metodología de priorización sistemática de sitios para restauración a diferentes niveles de organización jerárquica, en un paisaje costero en el centro sur de Chile. El objetivo fue determinar cuáles son los sitios prioritarios para restauración y evaluar la congruencia espacial entre los sitios prioritarios entre los diferentes niveles. Se identificaron criterios y construyeron indicadores desde el nivel de paisaje hasta el nivel genético y se aplicó un enfoque de decisión multi-criterio espacialmente explícito. Los resultados revelaron que la mayoría de los impactos reportados producto del cambio en el paisaje corresponden al nivel de comunidad y especies. Los sitios prioritarios para restauración se concentran en la cordillera de la costa de la región del Maule y existe una congruencia espacial mínima entre los sitios identificados como prioritarios a los diferentes niveles jerárquicos.

## ABSTRACT

The composition and configuration of forest landscapes in Chile have undergone drastic transformations at different spatial and temporal scales. In recent times, the main agent of change has been the expansion of forest plantations, which has caused numerous impacts on biodiversity. The degradation and fragmentation of native forests, and decrease in species diversity are the most evident impacts. A comprehensive understanding of the ecological impacts of landscape change, which attributes have and hierarchical level have been most studied, is essential to determining future directions and determine priority research areas.

As a result of constant anthropic pressures, increasing rates of landscape change and loss of landscape functionality, landscape restoration is needed it. Landscape restoration approaches need to be seen as a multi-objective approach, using data from different spatial and temporal scales and across multiple ecological levels of biodiversity.

The present study conducted a systematic review of the literature to determine, what are the main trends on landscape change consequences research in the Chilean biodiversity hotspot, and revealed what are its main impacts on biodiversity. Based on the results, restoration objectives were established for each level and a methodology was designed for the systematic prioritization of sites for restoration at different levels of hierarchical organization in a coastal landscape in south-central Chile. In order to determine which are the priority sites for restoration and evaluate spatial congruence between priority sites at different levels, criteria were identified and indicators constructed from the landscape level to the genetic level and a spatially explicit multi-criteria decision approach was applied. The results revealed that most of the reported impacts of landscape change are at the community and species level. Priority sites are concentrated in the coastal range of the Maule region and there is minimal spatial congruence between priority sites at different hierarchical levels.



## INTRODUCCIÓN GENERAL

El crecimiento exponencial de la población humana y el uso indiscriminado de los recursos naturales están llevando al planeta por una trayectoria insostenible (Haberl et al. 2007; Steffen et al. 2011). El cambio en la cobertura y uso del suelo es considerado el mayor agente de cambio en el paisaje a nivel global (Son et al. 2018). Constituye una de las principales formas de fragmentación y pérdida de hábitat (Fahrig 2003) y es la principal causa de pérdida de biodiversidad (Sala et al. 2000; Mace et al. 2005). Los impactos de estos cambios del paisaje pueden ocurrir en diferentes niveles de organización ecológica de la biodiversidad. Pueden transformar sustancialmente los patrones espaciales del paisaje (Bennett y Saunders 2010), afectan la diversidad de especies (Bremer y Farley, 2010), alteran las interacciones entre organismos (Hagen et al. 2012) y reducen el flujo génico y la diversidad genética entre poblaciones naturales (Bacles et al. 2004). En consecuencia, el cambio en el paisaje, interfiere en los procesos ecológicos y ecosistémicos (Turner et al. 2013), limitando la provisión de bienes y servicios esenciales para la sociedad (Erbaugh y Oldekop 2018), poniendo en peligro la seguridad alimentaria, los medios de vida y el bienestar humano (Wu 2013). Comprender las múltiples consecuencias ecológicas producidas por los cambios antrópicos en el paisaje es fundamental para determinar futuras direcciones de investigación y también para una apropiada planificación, manejo y restauración de la biodiversidad en paisajes profundamente transformados (Liu and Taylor 2002). Esto, es especialmente urgente en áreas de importancia global para la conservación, donde existen altas tasas de endemismos y biodiversidad, que han, y siguen siendo objeto de numerosas amenazas y donde las iniciativas de restauración se han convertido en prioridad (Aronson y Alexander 2013).

Producto de estas constantes presiones antrópicas, las crecientes tasas de cambio (Son et al. 2018; FAO 2020) y la pérdida de la funcionalidad del paisaje, cada vez más iniciativas y esfuerzo están siendo dirigidos hacia la restauración del paisaje (Lamb et al. 2012). La restauración del paisaje se refiere al proceso de asistir a la recuperación de un paisaje que ha perdido parte de sus atributos o ha sido totalmente destruido, con el objetivo de que este vuelva

a ser resiliente y autosustentable, manteniendo la provisión de bienes y servicios en el largo plazo (Gann et al. 2019).

En la actualidad números esfuerzos internacionales se han centrado en la restauración de los ecosistemas degradados, ganando la atención primaria de la agenda global (Aronson y Alexander 2013). El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD), como parte de su Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, trazaron 20 metas, conocidas como las Metas Aichi, donde solicita explícitamente a los gobiernos, restaurar y salvaguardar los ecosistemas que proporcionan servicios esenciales (meta 14) y restaurar al menos 15% de los ecosistemas degradados para el 2020 (meta 15). Otras iniciativas políticas globales de este tipo, han prolongado la base establecida por EL CBD en temas de restauración, como El Desafío de Bonn y La Iniciativa 20 x 20.

Las estrategias de priorización para la restauración están basadas en gran medida en la planificación sistemática (Margules y Pressey 2000; Ferrier y Wintle 2009), la cual provee un marco de trabajo para optimizar la selección de sitios que serán objetivos de las estrategias de restauración. El enfoque de análisis de decisión multi-criterio (MCDA) proporciona una metodología sistemáticamente estructurada para resolver un problema de decisión local al combinar diferentes variables para satisfacer una necesidad en particular, en este caso, seleccionar sitios prioritarios para restauración. Implica un proceso de asignación de valores a diferentes alternativas de restauración que se evalúan mediante la preferencia de expertos, haciendo el proceso de decisión más transparente y la información manejable para todas las partes interesadas (Phua y Minowa 2005).

No obstante, la restauración es un proceso lento y complejo que involucra diferentes disciplinas científicas y numerosos actores, por lo que necesita de la asignación cuantiosa de recursos económicos (Holl et al. 2003). Los recursos mundiales destinados a la restauración ecológica son extremadamente limitados (Watson et al. 2011), por lo tanto, el desarrollo de enfoques de priorización de sitios para llevar a cabo acciones de restauración, se vuelve una tarea fundamental (Watson et al. 2011). Por lo general, las iniciativas de priorización a nivel de paisaje recurren a indicadores que responden a los objetivos de restauración y que al ser combinados entregan un valor de prioridad al área en cuestión, donde la degradación, fragmentación y la diversidad a nivel de ecosistemas y especies suelen ser los indicadores más utilizados para priorizar (Orsi et al. 2011). Sin embargo, a pesar de su importancia para la viabilidad de las

poblaciones y el funcionamiento de los ecosistemas (Booy et al. 2000), la diversidad genética rara vez es considerado como indicador de priorización. Dado que el paisaje puede ser entendido como un sistema jerárquicamente estructurado que anida a los demás niveles ecológicos (Urban et al. 1997), en el cual los procesos que ocurren a nivel de paisaje influyen en los niveles inferiores y viceversa (Turner 1989), priorizar áreas de restauración utilizando indicadores construidos para atributos ecológicos solo a uno o dos niveles, puede entregar resultados espacialmente limitados, debido a que no reflejan la complejidad que caracteriza a un sistema ecológico a diferentes niveles. Por esta razón se hace imprescindible considerar una perspectiva de análisis multi-nivel a partir de datos generados en diferentes escalas espaciales.

Chile central es considerado como un “hotspot” de biodiversidad con prioridad mundial de conservación (Myers et al. 2000). Históricamente ha estado sometido a drásticas modificaciones del paisaje asociadas con extensas pérdidas de bosque nativo. Las principales causas de transformación y fragmentación del paisaje en Chile central fueron, a finales del siglo XIX, la habilitación de terrenos para la agricultura, mediante el uso intensivo del fuego y posteriormente, desde la década de los 70’ en adelante, la expansión de las plantaciones forestales (Camus 2006; Heilmayr et al. 2016). La sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales ha disminuido la conectividad del paisaje, reduciendo el tamaño de los fragmentos de bosque y aumentando la densidad y el borde de los fragmentos. (Echeverría et al. 2006; Miranda et al. 2015). Estos cambios han generado numerosos impactos en los niveles ecológicos inferiores de la biodiversidad. (De Santo et al. 2002; Vergara y Simonetti et al. 2006; De la Vega et al. 2012; Fierro et al. 2017; Alvarez-Garretón et al. 2019). Si bien, múltiples estudios han reportado las consecuencias ecológicas del cambio en el paisaje en el hotspot chileno de biodiversidad, una revisión sistemática que revele cuáles han sido los atributos más estudiados y a qué nivel jerárquico corresponden es necesaria. La síntesis de la investigación actual sobre las consecuencias del cambio en el paisaje es fundamental para determinar futuras direcciones y conocer cuáles son las áreas prioritarias de investigación, y al mismo tiempo es indispensable para el desarrollo de estrategias de conservación e implementación de acciones de restauración.

Considerando que, las priorizaciones de sitios para restauración existentes en Chile no abordan de manera sistemática todos los niveles de organización de la biodiversidad; que el paisaje es

un sistema jerárquicamente estructurado donde priorizar utilizando indicadores solo a uno o dos niveles puede entregar resultados espacialmente limitados; y que las consecuencias de la fragmentación y pérdida de hábitat en los componentes de la biodiversidad pueden verse reflejadas décadas después de la ocurrencia de dichos procesos, se plantean las siguientes preguntas de investigación e hipótesis:

## **PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.**

**P.1** ¿Cuáles son las áreas prioritarias y futuras direcciones de investigación sobre los impactos ecológicos del cambio en el paisaje?

**P.2** ¿Existe congruencia espacial entre los sitios identificados como prioritarios en los diferentes niveles jerárquicos de organización ecológica en un paisaje donde los patrones espaciales han sido severamente transformados?



## **HIPÓTESIS.**

**H.1** Bajo el escenario de un paisaje donde los patrones espaciales han sido extensamente modificados, es fundamental abordar, cómo la pérdida de biodiversidad afecta los procesos ecosistémicos y a su vez como estos repercuten en los beneficios que los ecosistemas proveen a la sociedad.

**H.2** No existe congruencia espacial entre los sitios priorizados en los diferentes niveles de organización jerárquica dentro del área de estudio, debido a que los objetivos de restauración establecidos a diferentes niveles buscan recuperar patrones y procesos que operan a diferentes escalas espaciales. No obstante, en aquellos sitios sometidos a una fuerte transformación histórica de los patrones espaciales del paisaje, existe congruencia espacial entre los sitios priorizados a los diferentes niveles, debido a que las consecuencias de dicha transformación ya se han manifestado a nivel de especies y a nivel genético.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo general**

El objetivo del presente trabajo fue identificar y sistematizar las principales tendencias de investigación sobre los impactos ecológicos del cambio en el paisaje en el hotspot chileno de biodiversidad. A partir de estos resultados, se definieron objetivos de restauración por cada nivel de organización ecológica para identificar sitios prioritarios de restauración y evaluar la congruencia espacial entre niveles de un paisaje costero severamente transformado dentro del hotspot chileno de biodiversidad.

### **Objetivos específicos**

- (i) Realizar una revisión bibliográfica sistematizada para identificar las principales tendencias de investigación y consecuencias ecológicas de la transformación antrópica de los patrones y procesos del paisaje en el hotspot chileno de biodiversidad
- (ii) Identificar y espacializar criterios e indicadores para la priorización multi-nivel de sitios de restauración
- (iii) Aplicar herramientas de planificación sistemática y de jerarquía analíticas para identificar sitios prioritarios de restauración de la biodiversidad.

## **CAPÍTULO 1. EVOLUTION AND EMERGING RESEARCH TRENDS IN THE ECOLOGICAL CONSEQUENCES OF LANDSCAPE CHANGE: PERSPECTIVES FROM A CHILEAN BIODIVERSITY HOTSPOT**

### **INTRODUCTION**

Change is an inherent characteristic of natural landscapes, nevertheless, human-induced landscape change (LC) has increased exponentially in the last decades (Steffen et al., 2011; Hansen et al., 2013; Son et al., 2018). In fact, about half of the earth's surface has been modified directly or indirectly by human intervention (Haberl et al., 2007; Steffen et al., 2011). Large-scale changes in land use and land cover, triggered by agricultural expansion (Laurence et al., 2014) and urbanization (Deng et al., 2009), have been recognized as primary drivers of LC (Foley et al., 2005; Son et al., 2018). Additionally, LC is one of the main threats to global biodiversity (Newbold et al., 2015). It interferes with ecological processes that in turn affect ecosystem processes and restricts the goods and services provided by ecosystems, endangering food security, livelihoods and human well-being (Diaz et al., 2006; Erbaugh and Oldekop, 2018). For this reason, LC induced by human pressure has become a major focus within diverse fields of research over the last 30 years (Zonneveld and Forman 1990; Wu and Hobbs 2002; Tilman et al., 2017).

From the landscape ecology perspective, a “landscape” is defined as a hierarchically structured and spatially nested system (Urban, 1987; Liu and Taylor, 2002). Accordingly, consequences of LC can occur and affect multiple levels of ecological organization. At the landscape level, LC may modify substantially landscape spatial patterns, i.e., the composition and structure of components within a landscape (Forman and Godron, 1986), in terms of the extent, number, form and size of both natural habitats and human-modified areas (Bennett and Saunders, 2010). The ecological consequences on biodiversity can differ depending on the type and intensity of LC, how it varies over time and space (Saunders et al., 1991; Cushman and Wallin, 2000), and individual species responses to the resulting spatial pattern (Lindborg, 2007). For instance, at the community-ecosystem level, LC affects species richness, (Bremer and Farley, 2010), and

modifying biotic interactions between and among species (Hagen et al., 2012), restricts the connectivity and recolonization of patches (Fahrig and Nettle, 2005) and modifies the provision of different ecosystem services (ES), such as carbon capture and storage (Schlesinger and Bernhardt, 2013), soil erosion and water quality (Issaka and Ashraf, 2017), among others (Turner et al., 2013). At the species-population level, LC may cause changes in species abundance and recruitment (Watson et al., 2004) by restricting native species dispersion (Brooker and Brooker, 2002), and causing declines in late-seral and sensitive native species and increases in the abundance of non-native species (Money and Hobbs, 2000). At the genetic level, LC decreases genetic flow and genetic diversity and increases genetic differentiation between natural populations (Bacles et al., 2004). Thus, there is a need for research at each of these levels of the ecological hierarchy, as well as studies that span levels. There is also a need to understand specific effects on composition, structure, and function within each level of the hierarchy. Given the importance of understanding the consequences of LC, it is critical to assess the evolution and emerging trends in research on this topic in order to determine gaps in information and priorities for future research. A comprehensive understanding of the multiple ecological consequences of LC is essential to determine future directions of this field of research and for appropriate conservation planning, management and recovery of biodiversity in deeply human transformed landscapes (Liu and Taylor, 2002; Pressey et al., 2007). This is especially urgent in landscapes of global conservation importance, with extraordinary biodiversity that has been subjected to numerous threats and where restoration initiatives are being prioritized (Liu and Taylor, 2002). One such landscape is the Chilean Winter Rainfall Valdivian Forests which is considered both a biodiversity hotspot with global conservation priority (Myers et al., 2000) and one of the most threatened eco-regions in the world (Underwood et al., 2009). It ranges from the Pacific coast to the Andean peaks between 25 and 47°S, including far western edge of Argentina, but it is mainly located in Chile (Arroyo et al., 2004). The Chilean biodiversity hotspot has undergone historical landscape transformations associated with a substantial loss of native forests (Neira et al., 2002) from intentional fires to clear forested land for agriculture and pasture in the beginning of 20th century (Donoso and Lara, 1996) to the expansion of exotic forest tree plantations in last five decades (Heilmayr et al., 2016). Although multiple studies have reported the ecological consequences of LC in The Chilean hotspot (Bustamante and Grez, 1995; Vergara and Simonetti 2004; Schulz et al., 2010; Moreira-Arce et al., 2015; Alvarez-

Garretón et al., 2019), a systematic review is required to reveal the levels of the ecological hierarchy and ecological attributes that have been studied, the evolution and connection of scientific concepts, and priority research needs. A synthesis of original research that assess the most representative body of scientific evidence related to the consequences of LC is fundamental to determine future directions of this field research and also indispensable to developing conservation strategies for biodiversity hotspots. Unlike qualitative classic methods to summarize scientific researches, bibliometric methods present an objective, systematic, clear and reproducible review process (Tartaglione et al., 2019), making them more reliable than conventional qualitative methods for summarizing scientific research. In particular, science mapping tools are able to generate an overview of the most important topics of research, temporal evolution and influential works of a specific scientific field through quantitative indicators (Popescul et al., 2000). A systematic review of the consequences of LC in the Chilean biodiversity hotspot throughout a bibliometric analysis will allow to identify temporal patterns and abrupt changes in the literature of this research field providing a clear picture of main research topics, pivotal investigations, and emerging trends.

Towards that end, the purpose of this study was to conduct a bibliometric analysis of the literature on the consequences of LC in the Chilean biodiversity hotspot to identify temporal patterns in the main research topics, pivotal investigations, and emerging trends. Specifically, we conducted a bibliometric analysis using CiteSpace (Chen, 2006) to answer the following questions: (1) what are the main research topics? (2) What are emerging research trends and future directions? and (3) what are the main impacts of LC on biodiversity attributes (composition, structure, and function) at different ecological levels (landscapes to genes) in the Chilean biodiversity hotspot? Although our research was limited to literature with study sites in the Chilean biodiversity hotspot, findings should be of interest to those working on LC research in other regions or at global scales



## METHODS

### Bibliometric analysis and data collection

Quantitative bibliometric analysis can be used to find and visualize general trends in the study of a particular subject (Van Leeuwen, 2006) and paired with science mapping tools to generate spatially representations of the temporal evolution and connectivity of influential works within specific scientific fields (Popescul et al., 2000). CiteSpace, a Java free tool developed to represent knowledge domains (Chen, 2006), allows for the visualization and analysis of structural and temporal patterns in the scientific literature identifying critical transitions, emerging trends and temporal evolutions of a particular topic research (Chen, 2006). It also incorporates algorithms that enable a more comprehensive analysis of co-citation cluster than other similar tools (Chen, et al., 2010).

We used Web of Science (WoS) to identify publications that report the LC consequences in the Chilean biodiversity hotspot over the last decades. We used the following key words to identify literature on the impacts of LC: [(chang\* OR replac\* OR deforest\* OR fragment\* OR degrad\*) AND (consequenc\* OR impact\* OR effect\* OR affect\* OR influenc\*) AND Chile\* AND forest\*]. We searched in the title, abstract, author keywords and keywords PLUS. There was not a language or year filter. Although it is recommended to use short search sentences for CiteSpace to detect those topics that have less cohesion with the most relevant trends in the discipline of interest (Chen, 2006), we used a relative long list of terms to capture the many different consequences of LC.

### Knowledge structure mapping with CiteSpace

We used three analyses to define the knowledge structure of LC research consequences: co-citation network, co-citation clusters analysis, and timeline mapping. First, we created a *co-citation network* to reveal how research in this field is organized and identify the most noteworthy investigations. The following parameters in CiteSpace were used: (1) time slice = from 1990 to 2019; (2) term source = title / abstract / author / keywords / keywords plus; (3)

node type = cited reference; (4) pruning = no pruning; (5) top 50 most cited references in each year. The structure of the network was determined by two measures: the Modularity (Q), a measure of the network ability to decompose in multiple cluster (Newman, 2006); and the Average Silhouette (S), an indicator of homogeneity and consistence of the resulting clusters (Rousseeuw, 1987). Q values range from 0 to 1, with values close to 0 suggesting a network that cannot be divided into clusters with clear defined boundaries, whereas values close to 1 denote a well-structured network (Chen et al., 2010). S values range from -1 to 1, with values close to 1 representing perfect cluster separation. The co-citation network is composed of nodes, which represent cited references. Nodes are depicted as a series of tree-rings with the size of a node indicating the number of citations to a reference. The connections (links) among the nodes represent co-citations and the thickness of the links shows the frequency of co-citations. There are three metrics that determine the relative importance of the nodes: betweenness centrality, citation burst and sigma value. Betweenness centrality measures the extent to which one node connects two or more large groups of nodes with the node itself (Brandes, 2001). Nodes with high betweenness centrality are denoted with a purple ring, with the thickness indicating the degree of its centrality. Centrality values  $\geq 0.1$  indicate potentially revolutionary scientific publications (Chen, 2005). Citation burst (red rings) measures the acceleration of citation within a short time period and provides a useful approach to trace the development of research focus (Kleinberg, 2002). Sigma value is defined in terms of betweenness centrality and citation burst; therefore, it is a more consistent metric than the previous two. It describes research that is likely to include novel ideas or revolutionary investigations in a particular field (Chen, 2009).

Second, we conducted a *co-citation clusters analysis* to identify major research topics. CiteSpace divides the co-citation network into a specific number of clusters, which are composed of closely related publications. The cluster analysis includes two different types of publications, the co-cited publications (cited references) that constitute a cluster and the publications that cite members of a cluster (citing publications), both of which define the consistency of the clustering. *Cluster function* allows assignment of label terms to each cluster, according to terms or phrases frequently used in the title, abstract and keywords of citing publications. The quality of a cluster is measured in terms of two variables: the size of the cluster (i.e. the number of references contained in a cluster); and the silhouette (S), which measures homogeneity in terms of content of each publication within a cluster.

Third, we mapped the main paths in the temporal evolution of knowledge using the *timeline view* tool (Chen et al., 2010). The timeline view provides a framework to organize a wide variety of information of different times displaying a network by arranging clusters along horizontal timelines and indicates the origin, historical development and current state of research topics related to the consequences of LC

#### Ecological impacts of LC on Chilean Biodiversity hotspot

The search parameters mentioned above may have selected publications that were not related to the main search objective. This is because KeyWords Plus are words assigned by WoS based on an algorithm that searches for words or phrases that appear frequently in the titles of cited references of a publication, but do not necessarily appear in the title or abstract of the publication itself. This may improve the input for a bibliometric analysis, but it is less effective in representing the content of a publication, so it may generate biases in a specific search (Zhang et al., 2016). Therefore, to select those publications conducted only in the Chilean biodiversity hotspot, we applied a filter to the original WoS database. We excluded all publications in which the study area was not the Chilean hotspot as well as did not report any ecological consequences on biodiversity as result of LC. Then, we organized all the registered impacts of LC according to the three biodiversity attributes: composition, structure and function (Franklin et al., 1981). Similarly, the ecological impacts were classified according to the hierarchical level of ecological organization reported by the publications: landscape, community-ecosystem, species-population and genetic level (Noss, 1990).

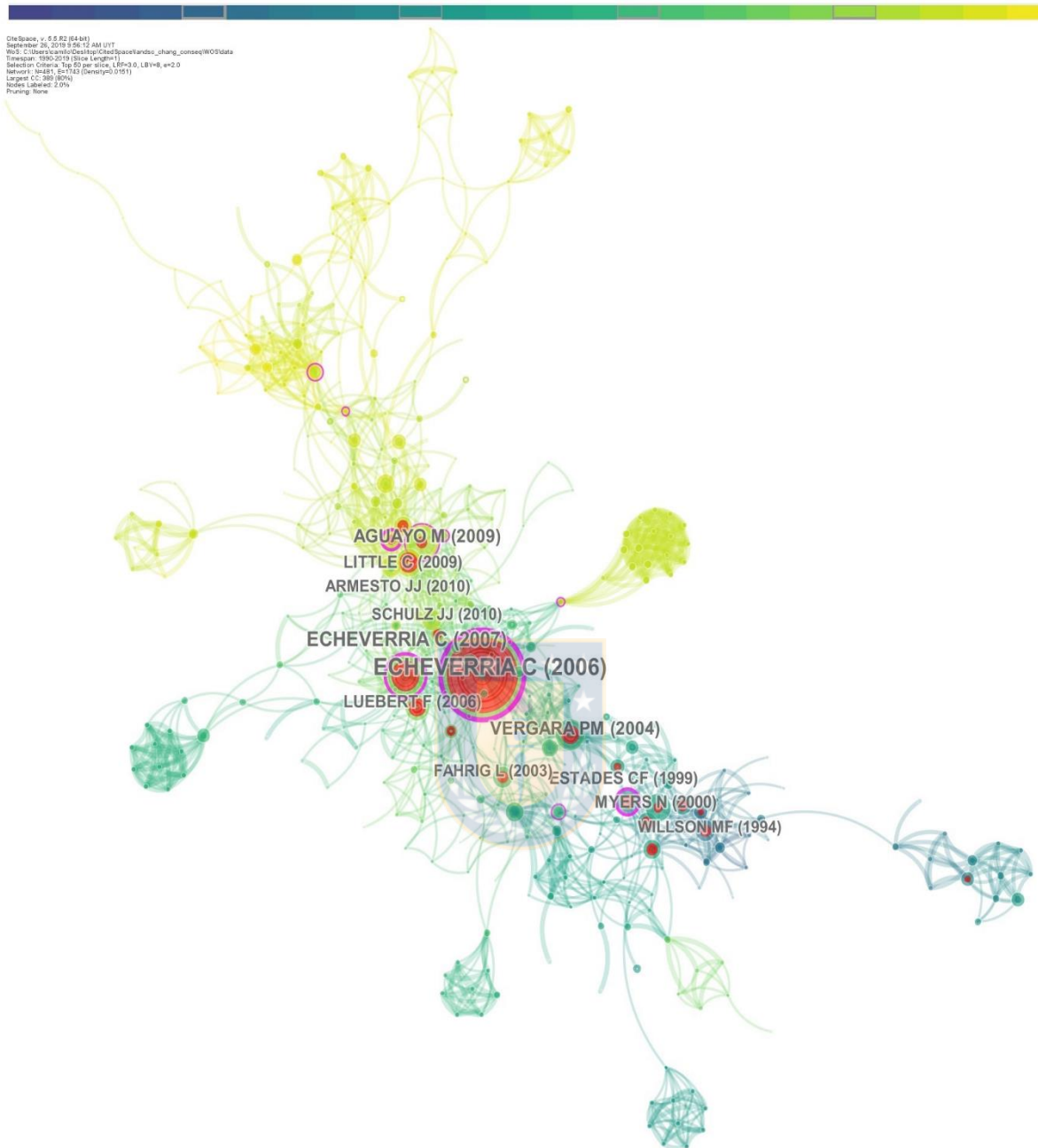
## RESULTS AND DISCUSSION

### Knowledge structure of research on the impact of LC

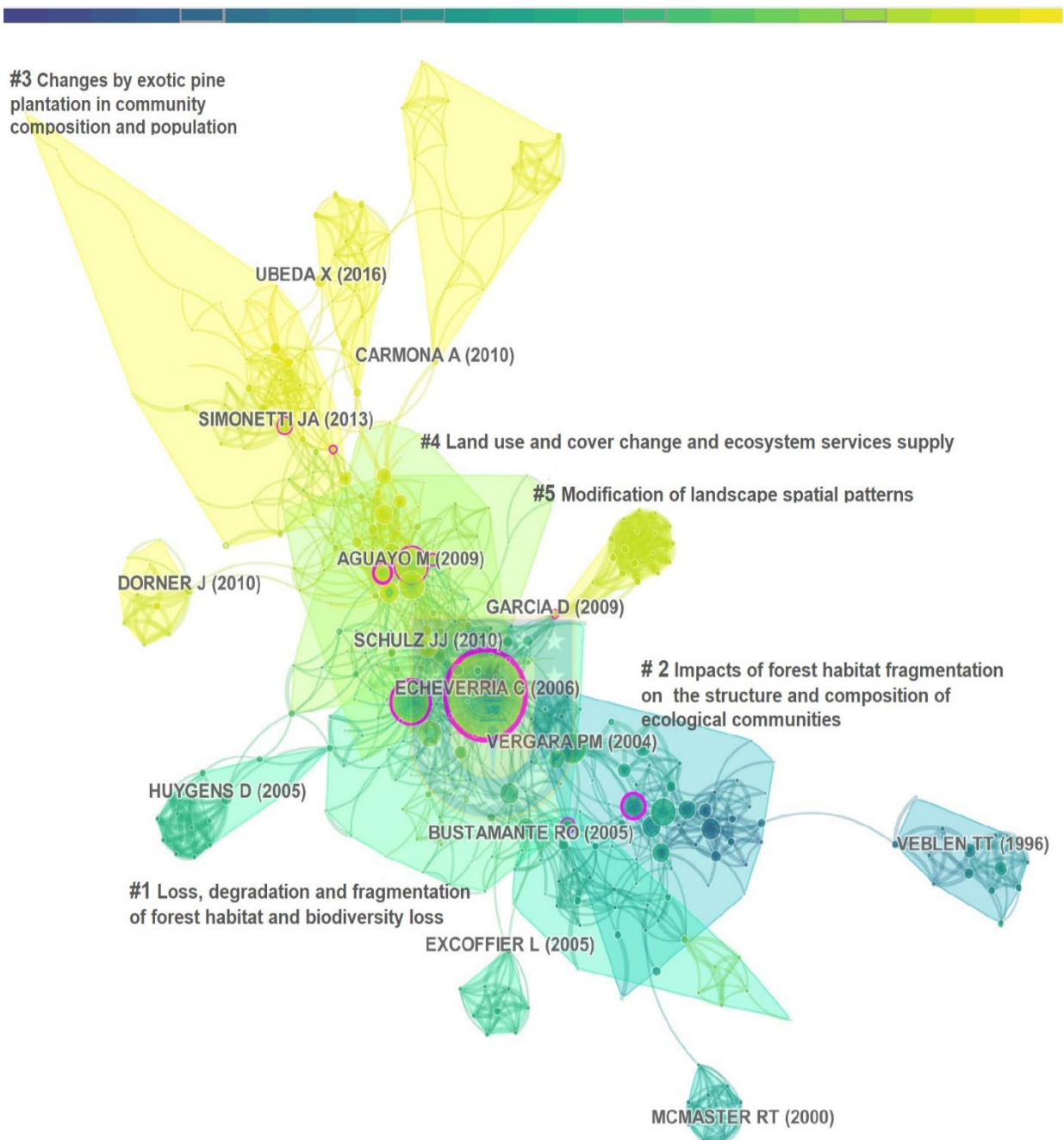
We found a total of 555 publications along with 22683 cited references from the WoS. These records were used to build the co-citation network on CiteSpace. The setting configuration of CiteSpace, 50 most cited references in each year, resulted in a network of 481 nodes (references). The largest connected component (CC, or main network) of the network had 389 nodes (Fig. 1), representing 80% the entire network. The overall network had a Q score of 0.897 into a large group of clusters. The network had a medium-high S value, 0.487, which indicates acceptable cluster separation (Chen et al., 2010).

Cluster analysis identified 53 co-citation clusters in the entire network. The 53 clusters varied considerable in terms of Q and size. The main network was formed only by 14 clusters (Fig. 2), which represented 81% of the entire set of 481 cited references. The five largest clusters represented 52.5% of the total cited references (Table 1). The remaining clusters are either relatively small or short in terms of the length of their duration. We will particularly focus on these five largest clusters which represent the intellectual base of research on the consequences of LC research. Our analysis on cluster labels terms revealed that the words and sentences phrases frequently used in the title, abstract and keywords of citing publications, did not coverage a significant percentage on cited references (18%), unlike other studies where the coverage reached more than 50% (Chen, et al., 2012). Therefore, the label option may not reflect the thematic nature of the clusters (Chen, et al., 2012). Hence, we assessed the five largest clusters and assign labels according to the main topic of the citing publications and cited references for each cluster (Table 1). Within the five major clusters (Table 1), we found one references with outstanding betweenness centrality (0.6) and nine with high betweenness centrality ( $\geq 0.1$ ) (Fig. 1). In addition, there were 21 references with strong citation burst ( $> 3.5$ ; Fig. 1). Details of five major cluster are summarized in Table 1.

The cluster #1 titled “*Loss, degradation and fragmentation of forest habitat and biodiversity loss,*” is the largest cluster with 69 references (14.3 % of the total cited references), published



**Figure 1. Main co-citation network had 389 nodes.** Red rings indicate citation burst and purple ring denote betweenness centrality. Colors of the links indicate the time when co-citation in those areas appeared for the first time (oldest co-citations appears in dark blue passing for green and finally most recent are in yellow links).



**Figure 2. The 14 co-citation clusters.** Purple ring denote betweenness centrality, polygons denote the limits of the cluster and the color corresponds to the average year of cluster formation, oldest one appears in dark blue passing for green and finally most recent are in yellows polygons. The most co-cited publication in each cluster is labeled in in black.

Table 1. Attributes of the five largest clusters including, total number of articles (size), Silhouette value (S), mean year in which all references of the cluster were published, five most impactful references in each cluster reporting consequences of LC and summary statistics from Cite-space.

Cluster	Size	S	Mean Year	Prominent references	Co-Citation Frequency	Citation Burst	Centrality	Sigma
1. Loss, degradation and fragmentation of forest habitat and biodiversity loss	69	0.68	2006	Echeverría et al., 2006	38	9.02	0.60	68.34
				Echeverría et al., 2007	19	6.58	0.21	3.55
				Bustamante and Simonetti, 2005	7	3.78	0.02	1.08
				Grez et al., 2006	4	0	0.01	1
				Saavedra and Simonetti, 2005	3	0	0.01	1
2. Impacts of forest habitat fragmentation on the structure and composition of ecological communities	51	0.88	1999	Vergara and Simonetti, 2004	15	4.96	0.06	1.31
				Estades and Temple, 1999	11	5.61	0.21	2.92
				Wilson et al., 1994	10	6.36	0.03	1.21
				Bustamante and Castor, 1998	9	5.57	0.01	1.06
				Sieving et al., 1996	9	3.85	0.09	1.40
3. Changes by exotic pine plantation in community composition and population dynamics	49	0.86	2012	Simonetti et al., 2013	8	0	0.13	1
				Rojas et al., 2011	7	0	0.01	1
				Heilmayr et al., 2016	6	0	0.01	1
				Cerda et al., 2015	5	0	0.02	1
				Becerra and Simonetti, 2013	4	0	0.16	1

Table 1. Attributes of the five largest clusters including, total number of articles (size), Silhouette value (S), mean year in which all references of the cluster were published, five most impactful references in each cluster reporting consequences of LC and summary statistics from Cite-space (continuation)

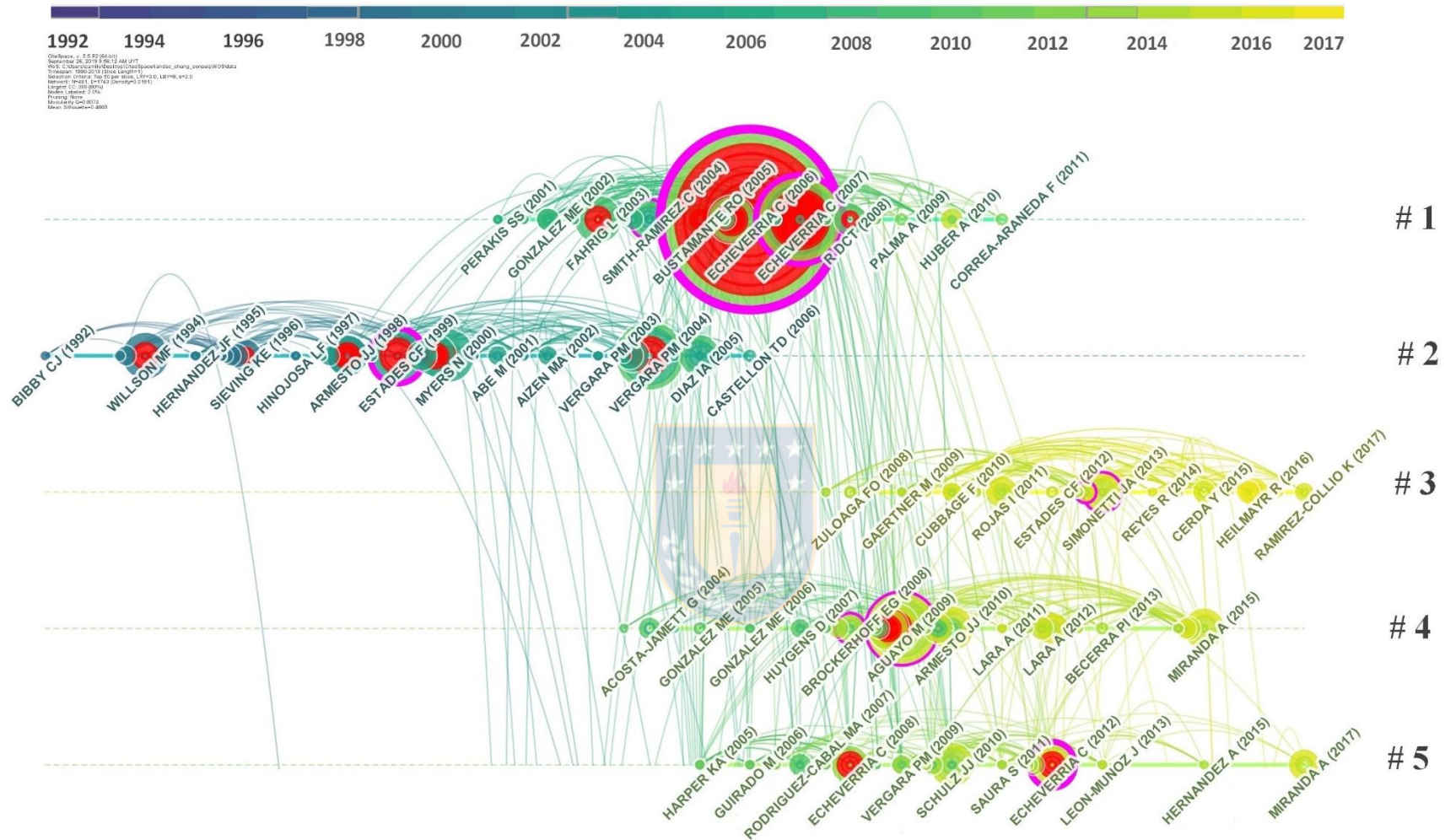
Cluster	Size	S	Mean Year	Prominent references	Co-Citation Frequency	Citation Burst	Centrality	Sigma
4. Land use and cover change and ecosystem services supply	42	0.82	2010	Aguayo et al., 2009	16	5.85	0.10	1.76
				Little et al., 2009	12	4.91	0.07	1.38
				Armesto et al., 2010	10	0	0.05	1
				Lara et al., 2009	9	4.02	0.01	1.02
				Miranda et al., 2015	9	0	0.08	1
5. Modification of landscape spatial patterns	41	0.75	2009	Schulz et al., 2010	10	0	0.02	1
				Echeverría et al., 2012	9	3.67	0.22	2.1
				Echeverría et al., 2008	8	3.59	0.05	1.18
				Miranda et al., 2017	7	0	0.01	1
				Altamirano and Lara, 2010	4	0	0.01	1



from 2001 until 2011. It registers the lowest S score (0.68) of the five largest clusters (Table 1). Commonly, S score is negatively correlated with the size of a cluster (Chen, et al., 2012); hence, the S score of cluster #1 is congruent with its size and indicates the heterogeneous structure in terms of cluster #1 members' content. The heterogeneous structure of cluster #1 was reflected by overlapping with three of the four remaining largest remaining clusters (Fig. 2), which means that cluster #1 is addressing diverse research topic involved in other clusters. Despite its heterogeneity, cluster #1 seems to be a crucial cluster because it had the two most outstanding publications of whole network (Table 1). Echeverría et al., (2006; 2007) had the highest co-citation frequency, citation burst and sigma values (Table 1). In particular, Echeverría et al., (2006) is so relevant for the network that its citation ring overshadowed other important members of cluster #1 (Fig. 3).

Cluster #2 titled "*Impacts of forest habitat fragmentation on the structure and composition of ecological communities*" is the second largest cluster with 51 publications (10.6% of the total cited references) and is the oldest cluster with a range of publication dates from 1992 until 2006 (mean of 1999). Cluster #2 had the highest S score of 0.88, indicating it is the most consistent cluster (Table 1). This cluster was mainly formed by studies carried out in Isla Grande de Chiloé (Wilson et al., 1994; Sieving et al., 1996) and Maulino forest, an extremely endangered ecosystem of south-central Chile (Bustamante and Castor 1998; Estades and Temple 1999; Vergara and Simonetti 2004). This cluster was mostly related to the impacts of forest fragmentation on the structure and composition of ecological communities. Cluster #2 contained 43% of the total references with some degree of citations burst and, therefore, was the most important cluster in terms of citations burst.

Cluster #3 titled "*Changes by exotic pine plantation in community composition and population dynamics*" is includes 49 references (10.2% of the total cited references), published from 2008 until 2017. Cluster #3 had an S score of 0.86 and was the youngest cluster with a mean year of 2012 (Table 1). Most research carried out in this cluster assessed the effects of exotic plantations on the abundance, persistence and movement of species (Simonetti et al., 2013; Cerda et al., 2015) or patterns of invasion of exotic species in fragmented landscape surrounded by exotic plantations (Becerra and Simonetti 2013; Rojas et al., 2011) (Table 1). Also positioned between the most important references in the cluster was a recent publication quantifying landscape spatial pattern changes in south-central Chile (Heilmayr et al., 2016) (Fig. 3).



**Figure 3. Timeline of publications within the five largest co-citation clusters.** Red rings indicate citation burst and purple ring denote betweenness centrality. The color of the links indicates the date in which the co-citation occurred. For each year, the article with the highest co-citation frequency on each year is labeled. The number of the cluster is shown at the end of the cluster’s timeline.

Besides two publications with high betweenness centrality ( $\geq 0.1$ ; Table 1), there are no other highlighted references but it is still an active cluster (Fig. 3).

Cluster #4 titled “*Land use and cover change and ecosystem services supply*” includes 42 references (8.7%), published from 2004 until 2015, and an S score of 0.82 (Table 1). The reference with the highest citation burst and sigma value of the cluster quantified the degree of conversion of native forest to exotic plantations (Aguayo et al., 2009). Additionally, this cluster included two publications that analyzed the impacts of native forest and forest exotic plantation on water yield at the watershed scale (Little et al., 2009; Lara et al., 2009). Although these three publications were published the same year, the citation ring of Aguayo et al., (2009) overshadowed the other two prominent publications of this cluster (Fig. 3).

Cluster #5 titled, “*Modification of landscape spatial patterns*” contains 41 references (8.5%), with publication dates ranging from 2005 to 2017. This cluster had an S value of 0.75, which is a relatively high value, but still lower than all other clusters except cluster 1. There are two publications in cluster #5 with high values of citation burst, centrality and sigma (Table 1). The first one quantified native forest loss and fragmentation using spatially explicit modelling techniques (Echeverría et al., 2008). The second one was related to assessing the relationship between landscape spatial pattern and human processes (Echeverría et al., 2012) and had the highest values of citation burst (3.67) and betweenness centrality (0.22) of the cluster, and the second highest value of centrality within the network (Table 1).

#### Evolution of concepts and emerging trends

The first publications reporting consequences of LC corresponded to cluster #2 in 1994 (Fig. 3, Table 1). The earliest publications in this cluster mainly focused on comparing community structure and composition of bird species in continuous forest and small forest fragments (Wilson et al., 1994; Sieving et al., 1996) or exotic plantations at the patch scale (Estades and Temple, 1999; Vergara and Simonetti, 2004). In 2001, the first publications in cluster #1 was published, on forest fragmentation and biodiversity loss (Fig. 3); this cluster eventually become the most prominent in the network. By 2006, the landscape level perspective, including innovative approaches in remoting sensing, geographic information systems and spatial analysis, was a turning point in research on the impacts of LC (Echeverría et al., 2006, 2007;

Fig. 3). Although several authors previously reported the conversion and fragmentation of native forest in the Chilean biodiversity hotspot (Donoso and Lara, 1996; Bustamante and Castor, 1998; Neira et al., 2002), 2006 was the first year in which a publication was published that revealed the spatial pattern of forest fragmentation using remotely sensed data and a long temporal scale. Based on co-citation frequency (Table 1), publications by Echeverría et al., (2006, 2007) clearly represent the beginning of an emerging trend. These publications gave way to new research on the temporal changes in landscape spatial patterns in cluster #5 beginning in 2008 (Echeverría et al., 2008; Schulz et al., 2010; Echeverría et al., 2012) and on variation across different landscape types in the Chilean biodiversity hotspot in in cluster #4 beginning in 2009 (Aguayo et al., 2009). Later, new studies started assessing the effects of LC on the community structure of forest ecosystem (Rodríguez-Echeverry et al., 2015) and the provisioning of ES related to water (Little et al., 2009; Lara et al., 2009) (Table 1). These last two publications were the first studies addressing the effects of conversion of native forest to exotic plantations on ecological processes and ES. After these, many other studies were published on the relationship between LC and cultural, regulating and provisioning ES, such as recreational services (Nahuelhual et al., 2014); timber provision, sediment and phosphorous retention, and carbon storage (Locher-krause et al., 2017); and water quality and supply (Rodríguez-Echeverry et al., 2018; Alvarez-Garretón et al., 2019). In parallel, studies at the community and species level continue developing in cluster #3 from 2008 until today (Table 1, Fig. 3). This last research focus remains the most frequently addressed topic related to understanding the consequences of LC.

Our study highlights two emerging trends within the literature. First, it clearly shows the shift to the importance of using a landscape-level approach in 2006. Using land use and cover maps derived from satellite images, Echeverría et al., (2006) assessed the patterns of deforestation and forest fragmentation in the coastal range of south-central Chile between 1975 and 2000. They demonstrated the power of using landscape-level approaches to reveal loss of native forest and expansion of exotic plantations, and associated changes in the spatial configuration of the landscape elements. After 2006, three of the four publications with the highest sigma value (Table 1) assessed the impacts of changes in landscape spatial patterns, revealing how essential this research topic had become.

We detected a potential second emerging trend associated with the effect of LC on changes in ecological process and ES supply. Although research on this topic dates back to 2009, significant growth in the scientific literature is primarily limited to the last three years (Rodríguez-Echeverry et al., 2018; Alvarez-Garretón et al., 2019; Benra et al., 2019; Martínez-Retureta et al., 2020). In the earliest study, Little et al., (2009) and Lara et al., (2009) reported changes in the hydrological regimen of eight watershed located on costal range of south-central Chile in different temporal scales as consequence of the replacement of native forest by exotic plantation, mainly *Pinus radiata*. Lara et al., (2009) also assessed recreational fishing opportunities ES, finding a positive correlation between secondary native forest cover and fish abundance over 17 watersheds. Although, the scientific literature in the research on how changes in forest cover may affect ES supply has grown rapidly in the last years, there still a lot of evidence to reveal regarding to the relationship between land cover/use and the provision of ES and on trade-off between different ES. It is recognize that changes in land use and cover is affecting species diversity (Vergara and Simonetti, 2004; Echeverría et al., 2007; Echeverry-Rodriguez et al., 2015) and bringing changes on ecosystem processes in Chilean landscapes (Locher-krause et al., 2017; Martínez-Retureta et al., 2020) on which depend the ES and subsequently the benefit that human being obtained from ecosystems (Diaz et al., 2006). Future research should address the disruption of ecological process as result of landscape pattern changes and its consequences on ecosystem processes, ES, and local human wellbeing. . In the future, the research network can be updated regularly to assess how ES research continue evolving and to identify new relevant topics, so that we can further improve our knowledge analysis of LC consequences.

#### Main consequences of LC change on the Chilean biodiversity hotspot

Of the studies that addressed the consequences of LC on biodiversity (n=119), there was substantial variation in frequency of publications by ecological attribute and level of ecological organization. Composition was the most frequently studied attribute, representing 40.7% of the total, followed by studies on structure (37.3%) and function (22.1%) (Fig. 4). The impact of LC on composition was most frequently assessed at the species-population level (43%), while

structural and functional attributes were most frequently assessed at the community-ecosystem level (53.1% and 39.7%, respectively).

Most of the studies on the consequences of LC on biodiversity were at the ecosystem-community-level (42.9%; Fig. 4). The most frequently studied topic was effects on community structure of different taxa, mainly in avian communities (Table 2). Additionally, there were a considerable number of publications that assessed the effects of LC on species interactions, mostly disruption in pollination and predation, degree of invasion by exotic species and, to a lesser extent, the changes in the provisioning of ES (Table 2). After the ecosystem-community level, the species-population level had the highest number of publication (33.5%) (Fig. 4). Within this level, publications addressed the effects of LC on population dynamics, mainly reporting decreases in abundance of birds, beetles and mammals species. The disruption of reproductive processes and limitations to dispersal and mobility were also frequently studied topics (Table 2). Only 18.7% reported a relationship between LC and biodiversity attributes at the landscape level (Fig. 4). A native forest loss, decrease in forest landscape connectivity and patch size, and increase in patch density and edge were the most frequently recorded attributes in these studies (Table 2). We found five publications (4.2%) attributing genetic consequences to the LC, including a decrease in genetic diversity (Napolitano et al., 2015) and changes in gene flow (Figueroa et al., 2018).

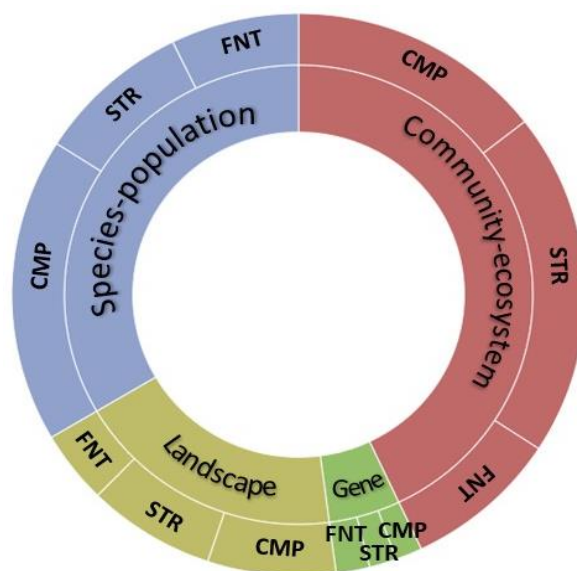


Figure 3. Most reported attributes by ecological level of organization. Landscape level is in light blue, community-ecosystem in pink, species population in light purple and genetic level in green.

Table 2. Most reported altered biodiversity attributes and ecological impacts of LC in coastal range of south-central Chile

<b>Biodiversity attributes</b>	<b>Ecological impact of landscape change</b>	<b>References</b>
Landscape spatial pattern	Reduction in forest area and habitat fragmentation. Most of large continuous forest fragments disappear. Reduction in patch size (mostly < 50 ha), an increase in patch density and edge length. Remaining patches are progressively isolated due to the pressure exerted by exotic plantations losing landscape structural connectivity.	Echeverría et al., 2006; Aguayo et al., 2009; Miranda et al., 2015
Ecosystem services	Negative impacts on the provision of water ES: decrease in quality and quantity of water provision in watersheds where native forest has been replaced by exotic plantations. There is also a decrease in summer streamflow and annual runoff.	Little et al., 2009; Lara et al., 2009; Alvarez-Garretón et al., 2019
Native species presence, abundance and richness	Native species responses to LC may depend on their ecological and biological attributes. Richness and abundance of some generalist avian species (mostly understory and insectivorous birds) can increase in pine plantations, edges and small forest fragments than in continuous native forest. Other specialist bird species can decrease in richness and abundance in small patches surrounded by a hostile matrix or even some birds which are practically restricted to large continuous forest may be absent in small patches. In the same way, some habitat-generalist mammals can occur in a variety of habitats including pine plantation and even in plantation clearcutting. Nevertheless, other species are more abundant in continuous forest and can be seen in fragmented native forest and in exotic plantations with a dense understory, but are absent in more degraded habitat like managed exotic plantation and clearcutting areas.	Sieving et al., 1996; Estades and Temple 1999; Vergara and Simonetti, 2004  Moreira-Arce et al., 2015; Escudero-Páez et al., 2019

Table 2. Most reported altered biodiversity attributes and ecological impacts of LC in coastal range of south-central Chile (continuation)

<b>Biodiversity attributes</b>	<b>Ecological impact of landscape change</b>	<b>References</b>
Exotic species	Presence of exotic species is positively associated with proximity to disturbed areas. Abundance and richness of exotic species increase in the surroundings of urban areas, close to roads, after anthropogenic fires and especially in the edges of fragmented native forest and at the different stage of exotic plantation. Exotic plantation tends to promote plant invasions and impairs the survival of native species.	Bustamante et al., 2003; Becerra and Simonetti, 2013
Biotic interactions	Many species interaction can be disrupted due to landscape change and habitat modification. Mutualism, like pollination can be interrupted by human-induced habitat transformation, causing change in the composition of pollinator assemblages and can limit its mobility between forest fragments. Forest fragmentation can increase the abundance and richness of predator or preys, which can lead to changes in other ecological interactions such as competition. Forest fragmentation may even trigger changes in the prey selection of some predators.	Murúa et al., 2010; Valdivia and Simonetti, 2018 Vergara and Simonetti, 2003; Moreira-Arce et al., 2015
Reproductive processes	Landscape change may reduce pollen dispersion or pollinators movement; often causes a reduction in the reproductive success of some species. Patterns of flowering, fruiting and seed production can be affected too. Also due to the different abiotic condition created by fragmentation, seed dispersal and natural regeneration can also be affected.	Henríquez et al., 2004; Espinoza et al., 2012
Genetic diversity and gene flow	Forest fragmentation and the exotic plantation matrix imposes discontinuities on the movement of pollen and highly specialized pollinators, which may decrease the gene flow between natural populations decreasing the genetic diversity and increasing genetic differentiation between population.	Napolitano et al., 2015; Figueroa et al., 2018



## CONCLUSIONS AND FUTURE DIRECTIONS

Our bibliometric analysis about the consequences of research on LC reveals several priority needs related to research, management, and policy. First, the identification and understanding of emerging trends and abrupt changes in literature of this field suggest the need for research that crosses levels of the ecological hierarchy. To date, LC impact research is divided into two main topics: changes in landscape spatial pattern, and their effects on community structure and composition. However, both topics rarely are addressed in a single research study. This lack of scaling limits inference for both landscape level conservation planning and assessment of impacts at local scales. Another priority research need is in the area of ecological processes and the provisions of vital ES. Although the scientific literature on how LC may affect ES supply is growing rapidly, there still large gaps in knowledge about the relationship between land cover/use and ES and on trade-off between different ES. Thus, there is a critical need for additional research on the disruption of ecological process as result of changes in landscape patterns and their consequences for ES and local human well-being. This research is especially important to inform national restoration planning to meet ambitious global initiatives (Lamb et al., 2012). As additional research on the effects of LC is published, the research network can be updated periodically to assess the continued evolution of this field and to identify new priorities, so that we can further improve our knowledge analysis of the consequences of LC.

Second, there is a need for innovating LC research into ecosystem management practice and policies. The main drivers of LC are ongoing (Neira et al., 2014; Heilmayr et al., 2016; Miranda et al., 2017), as are changes in ecosystem composition, structure, and function, due to a deficiency in public policies (Neira et al., 2014). The enormous gap between LC research and conservation practice highlights the need for policy initiatives to stop landscape degradation and support sustainable development, and at the same time opens up an opportunity to encourage the practice of effective conservation measures (Williams et al., 2020) and the creation of policies aimed at the restoration of degraded forests (Gann et al., 2019). Specifically, forest restoration policies and programs in Chile should be concentrated at the landscape level (Bannister et al., 2018) in order to restore landscape patterns and

processes that have been altered by human action. Unless restoration activities are planned, implemented, and assessed at the landscape scale (Gann et al., 2019), they will not enable recovery of connectivity among forest fragments, or allow for the recovery of ecological processes and enhancement of species mobility, all of which have been shown through LC research to affect the continued provision of essential ES. In addition, to conducting research there is a priority need to translate LC research into management practice and public policies, in order to highlight what is at risk with ongoing deterioration of remaining natural ecosystems.



## REFERENCES

- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G., Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), 361-374.
- Alvarez-Garreton, C., Lara, A., Boisier, J. P., Galleguillos, M. (2019). The impacts of native forests and forest plantations on water supply in Chile. *Forests*, 10(6), 473.
- 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(2), 148-160.
- Arroyo, M.T.K., P.A. Marquet, C. Marticorena, J.A. Simonetti, L. Cavieres, F. Squeo, R. Rozzi. (2004). "Chilean winter rainfall-Valdivian forests". In: Mittermeier, R.A., P.R. Gil, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C. G. Mittermeier, J. Lamoreux G.A.B. da Fonseca (eds.) *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Wealthiest and most Threatened Ecosystems*. CEMEX, México D.F., pp. 99-103.
- Bacles, C. F. E., Lowe, A. J., Ennos, R. A. (2004). Genetic effects of chronic habitat fragmentation on tree species: the case of *Sorbus aucuparia* in a deforested Scottish landscape. *Molecular Ecology*, 13(3), 573-584.
- Bannister, J. R., Vargas-Gaete, R., Ovalle, J. F., Acevedo, M., Fuentes-Ramirez, A., Donoso, P. J., Smith-Ramírez, C. (2018). Major bottlenecks for the restoration of natural forests in Chile. *Restoration Ecology*, 26(6), 1039-1044.
- Becerra, P. I., Simonetti Zambelli, J. A. (2013). Patterns of exotic species richness of different taxonomic groups in a fragmented landscape of central Chile.
- Belter, C. W. (2015). Bibliometric indicators: opportunities and limits. *Journal of the Medical Library Association: JMLA*, 103(4), 219.
- Bennett, A. F., Saunders, D. A. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. *Conservation biology for all*, 93, 1544-1550.
- Benra, F., Nahuelhual, L., Gaglio, M., Gissi, E., Aguayo, M., Jullian, C., Bonn, A. (2019). Ecosystem services tradeoffs arising from non-native tree plantation expansion in southern Chile. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103589.
- Brandes, U. (2001). A faster algorithm for betweenness centrality. *Journal of mathematical sociology*, 25(2), 163-177.

- Bremer, L. L., Farley, K. A. (2010). Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19(14), 3893-3915.
- Brooker, L. C., Brooker, M. G. (2002). Dispersal and population dynamics of the blue-breasted fairy-wren, *Malurus pulcherrimus*, in fragmented habitat in the Western Australian wheatbelt. *Wildlife Research*, 29(3), 225-233.
- Bustamante, R. O., Castor, C. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruiil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity Conservation*, 7(12), 1607-1626.
- Bustamante, R. O., Simonetti, J. A., Grez, A. A., San Martín, J. (2005). Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*, 555-564.
- Bustamante, R., Grez, A. A. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos.
- Bustamante, R. O., Simonetti, J. A. (2005). Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasions*, 7(2), 243-249.
- Chen, C. (2005). The centrality of pivotal points in the evolution of scientific networks. In *Proceedings of the 10th international conference on Intelligent user interfaces* (pp. 98-105).
- Chen, C. (2006). CiteSpace II: Detecting and visualizing emerging trends and transient patterns in scientific literature. *Journal of the American Society for information Science and Technology*, 57(3), 359-377.
- Chen, C., Chen, Y., Horowitz, M., Hou, H., Liu, Z., Pellegrino, D. (2009). Towards an explanatory and computational theory of scientific discovery. *Journal of Informetrics*, 3(3), 191-209.
- Chen, C., Hu, Z., Liu, S., Tseng, H. (2012). Emerging trends in regenerative medicine: a scientometric analysis in CiteSpace. *Expert opinion on biological therapy*, 12(5), 593-608.
- Chen, C., Ibekwe-SanJuan, F., Hou, J. (2010). The structure and dynamics of cocitation clusters: A multiple-perspective cocitation analysis. *Journal of the American Society for information Science and Technology*, 61(7), 1386-1409. Chile.
- Cushman, S. A., Wallin, D. O. (2000). Rates and patterns of landscape change in the Central Sikhote-alin Mountains, Russian Far East. *Landscape Ecology*, 15(7), 643-659.

- Deng, J. S., Wang, K., Hong, Y., Qi, J. G. (2009). Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. *Landscape and urban planning*, 92(3-4), 187-198.
- Donoso, C., A. Lara. (1996). Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. Pp. 363-387. En J.J. Armesto, C. Villagrán y M.K. Arroyo (eds.). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp 363–387.
- Echeverría, C., Coomes, D. A., Hall, M., Newton, A. C. (2008). Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, 212(3-4), 439-449.
- 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.
- Echeverría, C., Newton, A. C., Lara, A., Benayas, J. M. R., Coomes, D. A. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4), 426-439.
- Echeverría, C., Newton, A., Nahuelhual, L., Coomes, D., Rey-Benayas, J. M. (2012). How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, 32(2), 822-831.
- Erbaugh, J. T., Oldekop, J. A. (2018). Forest landscape restoration for livelihoods and well-being. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 32, 76-83.
- Escudero-Páez, S. P., Botero-Delgado, E., Estades, C. F. (2019). Effect of plantation clearcutting on carnivore presence in industrial forest landscapes in south-central Chile. *Mammalia*, 83(2), 115-124.
- Estades, C. F., Temple, S. A. (1999). Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9(2), 573-585.
- Fahrig, L., Nuttle, W. K. (2005). Population ecology in spatially heterogeneous environments. In *Ecosystem function in heterogeneous landscapes* (pp. 95-118). Springer, New York, NY.
- Figuroa, C. C., Niemeyer, H. M., Cabrera-Brandt, M., Briones, L. M., Lavandero, B., Zúñiga-Reinoso, A., Ramírez, C. C. (2018). Forest fragmentation may endanger a plant-insect interaction: the case of the highly specialist native aphid *Neuquenaphis staryi* in Chile. *Insect Conservation and Diversity*, 11(4), 352-362.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Helkowski, J. H. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574.

- Forman, R.T.T. and Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. Wiley, New York, NY.
- Franklin, J. F., K. Cromack, W. Denison, A. McKee, C. Maser, J. Sedell, F. Swanson, and G. Juday. (1981). *Ecological Characteristics of Old-Growth Douglas-fir Forests*. USDA Forest Service General Technical Report PNWGTR-118, Portland, OR.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hua, F. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27, S1-S46.
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C. Fischer-Kowalski, M. (2007). Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12942-12947.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Kommareddy, A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853.
- Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R., Lambin, E. F. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography*, 75, 71-82.
- Henríquez, C. A. (2004). Efecto de la fragmentación del hábitat sobre la calidad de las semillas en *Lapageria rosea*. *Revista chilena de historia natural*, 77(1), 177-184.
- Issaka, S., Ashraf, M. A. (2017). Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1(1), 1-11.
- Lamb, D., Stanturf, J., Madsen, P. (2012). What is forest landscape restoration? In Stanturf J., Lamb D. Madsen, P. (eds). *Forest landscape restoration: Integrating natural and social science* (pp. 3-23). Springer, Dordrecht.
- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C. Arismendi, I. (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 415-424.
- Laurance, W. F., Sayer, J., Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in ecology & evolution*, 29(2), 107-116.
- Lindborg, R. (2007). Evaluating the distribution of plant life-history traits in relation to current and historical landscape configurations. *Journal of Ecology*, 95(3), 555-564.
- Little, C., Lara, A., McPhee, J., Urrutia, R. (2009). Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large-scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of hydrology*, 374(1-2), 162-170.

- Liu, J., Taylor, W 2002. .Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management. Cambridge, UK: Cambridge University Press: 433-460
- Locher-Krause, K. E., Lautenbach, S., Volk, M. (2017). Spatio-temporal change of ecosystem services as a key to understand natural resource utilization in Southern Chile. *Regional Environmental Change*, 17(8), 2477-2493.
- Martínez-Retureta, R., Aguayo, M., Stehr, A., Sauvage, S., Echeverría, C., Sánchez-Pérez, J. M. (2020). Effect of Land Use/Cover Change on the Hydrological Response of a Southern Center Basin of Chile. *Water*, 12(1), 302.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., González, M. (2017). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 17(1), 285-297.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F., Lara, A. (2015). Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied Geography*, 60, 20-28.
- Mooney, H. A., and R. J. Hobbs. 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, D.C., USA
- Moreira-Arce, D., Vergara, P. M., Boutin, S., Simonetti, J. A., Briceño, C., Acosta-Jamett, G. (2015). Native forest replacement by exotic plantations triggers changes in prey selection of mesocarnivores. *Biological Conservation*, 192, 258-267.
- Moretta Tartaglione, A., Cavacece, Y., Russo, G., Granata, G. (2019). A systematic mapping study on customer loyalty and brand management. *Administrative Sciences*, 9(1), 8.
- Murúa, M., Espinoza, C., Bustamante, R., Marín, V. H., Medel, R. (2010). Does human-induced habitat transformation modify pollinator-mediated selection? A case study in *Viola portalesia* (Violaceae). *Oecologia*, 163(1), 153-162.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Aguayo, M., Echeverría, C. (2014). Land use change and ecosystem services provision: a case study of recreation and ecotourism opportunities in southern Chile. *Landscape ecology*, 29(2), 329-344.
- Napolitano, C., Díaz, D., Sanderson, J., Johnson, W. E., Ritland, K., Ritland, C. E., Poulin, E. (2015). Reduced genetic diversity and increased dispersal in Guigna (*Leopardus guigna*) in Chilean fragmented landscapes. *Journal of Heredity*, 106(S1), 522-536.
- Neira, E., Verscheure, H., Revenga, C. (2002). Chile's frontier forests: conserving a global treasure (pp. 1-56973). Global Forest Watch, World Resources Institute.

- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Day, J. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50.
- Newman, M. E. (2006). Modularity and community structure in networks. *Proceedings of the national academy of sciences*, 103(23), 8577-8582.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), 355-364.
- Popescul, A., Flake, G. W., Lawrence, S., Ungar, L. H., Giles, C. L. (2000). Clustering and identifying temporal trends in document databases. In *Proceedings IEEE Advances in Digital Libraries 2000* (pp. 173-182). IEEE.
- Pressey, R. L., Cabeza, M., Watts, M. E., Cowling, R. M., Wilson, K. A. (2007). Conservation planning in a changing world. *Trends in ecology & evolution*, 22(11), 583-592.
- 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.
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Nahuelhual, L. (2015). Impacts of anthropogenic land-use change on populations of the Endangered Patagonian cypress *Fitzroya cupressoides* in southern Chile: implications for its conservation. *Oryx*, 49(3), 447-452.
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C., Morales, L. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape ecology*, 33(3), 439-453.
- Rousseeuw, P. J. (1987). Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of computational and applied mathematics*, 20, 53-65.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Schlesinger, W. H., Bernhardt, E. S. (2013). *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic press.
- Schmidt, K., Jensen, K. (2000). Genetic structure and AFLP variation of remnant populations in the rare plant *Pedicularis palustris* (Scrophulariaceae) and its relation to population size and reproductive components. *American Journal of Botany*, 87(5), 678-689.
- Schulz, J. J., Cayuela, L., Echeverría, C., Salas, J., Benayas, J. M. R. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography*, 30(3), 436-447.



- Sieving, K. E., Willson, M. F., De Santo, T. L. (1996). Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *The Auk*, 113(4), 944-949.
- Song, X. P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., Townshend, J. R. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560(7720), 639-643
- Steffen, W., Persson, A., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., Crumley, C., Crutzen, P., Folke, C., Gordon, Molina, M., Ramanathan, V., Rockström, J., Scheffer, M., Joachim Schellnhuber, H., Svedin, U. (2011). The anthropocene: From global change to planetary stewardship. *AMBIO* (40): 739-761
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73-81.
- Turner, M. G., Donato, D. C., Romme, W. H. (2013). Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landscape ecology*, 28(6), 1081-1097.
- Underwood, E. C., Viers, J. H., Klausmeyer, K. R., Cox, R. L., Shaw, M. R. (2009). Threats and biodiversity in the mediterranean biome. *Diversity and Distributions*, 15(2), 188-197.
- Urban, D.L., O'Neill, R.V. and Shugart, H.H. (1987). Landscape ecology: A hierarchical perspective. *BioScience* 37: 119–127.
- Valdivia, C. E., Simonetti, J. A. (2018). The additive effects of pollinators and herbivores on the vine *Bomarea salsilla* (Alstroemeriaceae), remain spatially consistent in a fragmented forest. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(4), 1100-1106.
- Van Leeuwen, T. (2006). The application of bibliometric analyses in the evaluation of social science research. Who benefits from it, and why it is still feasible. *Scientometrics*, 66(1), 133-154.
- Vergara, P. M., Simonetti, J. A. (2004). Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *Oryx*, 38(4), 383-388.
- Watson, J. E., Whittaker, R. J., Dawson, T. P. (2004). Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation*, 120(3), 311-327.
- Willson, M. F., De Santo, T. L., Sabag, C., Armesto, J. J. (1994). Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation biology*, 8(2), 508-520.

- Williams, D. R., Balmford, A., Wilcove, D. S. (2020). The past and future role of conservation science in saving biodiversity. *Conservation Letters*, e12720.
- Wu, J., Hobbs, R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape ecology*, 17(4), 355-365.
- Zhang, J., Yu, Q., Zheng, F., Long, C., Lu, Z., Duan, Z. (2016). Comparing keywords plus of WOS and author keywords: A case study of patient adherence research. *Journal of the Association for Information Science and Technology*, 67(4), 967-972.



## **CAPÍTULO 2. PRIORIZACIÓN MULTI-NIVEL DE SITIOS PARA RESTAURACIÓN EN UN PAISAJE SEVERAMENTE TRANSFORMADO EN EL CENTRO SUR DE CHILE**

### **INTRODUCCIÓN**

Los ecosistemas cumplen diversas funciones y nos proveen con múltiples bienes y servicios, tales como, la regulación del ciclo de nutrientes (Prescott 2002; Lal 2005), ayudan a la formación de suelos y previenen la erosión (Blum 2005), proporcionan recursos medicinales (FAO 2011), proveen seguridad alimentaria (Lal 2009), mitigan los efectos del cambio climático (Bonan 2008), entre muchos otros (Hanley et al. 2002; Díaz et al. 2018). A pesar de esto, las principales amenazas siguen latentes (Maxwell et al. 2016), y la destrucción y transformación de los ecosistemas naturales han alcanzado tasas sin precedentes (Tilman et al. 2017; Son et al. 2018). Los ecosistemas forestales son los que mayores transformaciones han sufrido (Haberl et al. 2007; Hansen et al. 2013), principalmente en respuesta a cambios en factores políticos, socioeconómicos, demográficos y ecológicos (Brandt et al. 1999; Geist y Lambin 2002; Bürgi et al. 2004), donde el cambio en la cobertura y el uso del suelo hacia terrenos productivos y urbanos (Ellis et al. 2010) han sido las principales causas de pérdidas de bosques (Lambin et al. 2001). Si bien esta tendencia ha disminuido en las últimas décadas, las tasas de deforestación a nivel mundial siguen siendo alarmantes. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), reporta que de 1990 a 2015 los ecosistemas forestales pasaron de cubrir de 31,6 a 30,6% de la superficie terrestre, con una pérdida neta de 129 millones de hectáreas. Dicho proceso, constituye una de las principales causas de fragmentación y pérdida de hábitat (Fahrig 2003); genera la disminución de la superficie y el aislamiento progresivo entre los fragmentos de hábitat (Debinski y Holt 2000; Lindenmayer y Fischer 2006); provoca cambios en la composición y estructura de las comunidades bióticas (Laurance et al. 2006; Collins et al. 2017); afectan los procesos ecológicos (Turner et al. 2013); disminuye la conectividad y el flujo génico entre poblaciones naturales (Bacles et al. 2004), provocando diferenciación genética y

estructuración poblacional (Schmidt y Jensen 2000). Finalmente, esta pérdida de biodiversidad afecta el funcionamiento de los ecosistemas y pone en jaque su capacidad para proporcionar a la sociedad los bienes y servicios necesarios para prosperar (Cardinale et al. 2012; WWF 2018).

Si bien el declive de las especies producto de fragmentación del hábitat puede ser inmediato (Fischer y Lindenmayer 2007), a menudo las consecuencias de estos procesos se caracterizan por un desfase temporal considerable, debido a que las especies no siempre responden instantáneamente a las transformaciones del hábitat (Kuussaari et al. 2009; (Dullinger et al. 2013). Esto quiere decir, que la extinción de especies puede ocurrir generaciones después de la destrucción del hábitat, lo que representa un costo ecológico futuro de la destrucción actual del hábitat, presentando así, una deuda de extinción (Loehle 1996) Sin embargo, este desfase temporal entre la deforestación y la extinción de especies, conocido como tiempo de relajo, ofrece una oportunidad única para la restauración de hábitats antes de la pérdida de especies.

#### Restauración ecológica en respuesta a la pérdida y degradación de bosques

Debido a las constantes presiones antrópicas y la enorme cantidad de ecosistemas degradados que existen en el mundo (MEA 2005), las iniciativas de conservación se han incrementado considerablemente en las últimas décadas. Si bien en el pasado reciente las estrategias de conservación fueron dominadas por enfoques dirigidos hacia la protección de las áreas naturales y poblaciones remanentes, hoy en día las estrategias centradas en la restauración de los ecosistemas degradados han ganado la atención primaria a nivel global (Suding 2011; Aronson y Alexander 2013). De hecho, el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD), como parte de su Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, trazaron 20 metas, conocidas como las Metas Aichi, agrupadas en torno a cinco objetivos estratégicos, en las cuales se solicita explícitamente a los gobiernos, restaurar y salvaguardar los ecosistemas que proporcionan servicios esenciales (meta 14) y restaurar al menos 15% de los ecosistemas degradados para el 2020 (meta 15). Otras iniciativas políticas globales de este tipo, han prolongado la base establecida por el plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, como: El Desafío de Bonn, el cual es un esfuerzo global para lograr la restauración de 150 millones de hectáreas de bosques degradados y deforestados para el 2020

y 350 millones de hectáreas para 2030; La Iniciativa 20x20, compromiso asumido por Latinoamérica y el Caribe de restaurar 20 millones de hectáreas de tierras degradadas para el 2020; El Llamado de Hyderabad, que convoca a realizar esfuerzos concertados y coordinados a largo plazo para movilizar recursos y facilitar la ejecución de actividades de restauración de los ecosistemas.

#### Priorización de sitios para la restauración ecológica.

En respuesta a esta pérdida y degradación de los ecosistemas naturales, la restauración ecológica ha tomado fuerza y cada vez más esfuerzos están siendo dirigidos hacia la recuperación de ecosistemas degradados (Suding 2011; Newton y Tejedor 2011). La restauración ecológica se refiere al proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema que ha perdido parte o la totalidad de sus atributos, con el fin de recuperar su funcionalidad y resiliencia, para que pueda proveer en el tiempo, bienes y servicios esenciales para la sociedad (McDonald et al. 2016). Sin embargo, como la restauración ecológica se encuentra dentro de las estrategias más caras dentro de la conservación biológica (Holl et al. 2003), y los recursos destinados para conservación a nivel mundial, son aún muy limitados (Brooks et al. 2006; Watson et al. 2011), el desarrollo de enfoques de priorización para la restauración se convierte en un tarea crucial (Wilson et al. 2006; 2009). De tal modo, una de las primeras preguntas que deben hacerse los tomadores de decisión es ¿dónde restaurar?; con el fin de que el beneficio obtenido sea el mayor posible (Wilson et al. 2011; Jacobs et al. 2015).

La selección de las áreas prioritarias para restauración depende en gran medida de los objetivos de restauración y la escala de trabajo (Mansourian et al. 2005; Lamb et al. 2012). Así por ejemplo, la priorización para restauración a escala de paisaje puede ser vista como un problema de decisión multi-objetivo, porque además de buscar recuperar la integridad ecológica también involucra aspectos socioeconómicos, políticos y culturales (Lamb y Gilmour 2003) con la finalidad de mejorar el bienestar humano (Lamb et al. 2012; Erbaugh y Oldekop 2018). Del mismo modo, los enfoques utilizados para priorizar pueden variar dependiendo de los objetivos planteados (Geneletti et al. 2011; Meli et al. 2017). Por lo general, las iniciativas de priorización comparten el hecho de incluir diferentes criterios e indicadores los cuales responden a los objetivos de restauración y que al ser combinados

entregan un valor de prioridad para el área en cuestión (Watson et al. 2011). Estos criterios e indicadores usualmente se encuentran basados en información científica (Orsi et al. 2011a). Sin embargo, su selección e importancia relativa, habitualmente incluye la opinión de expertos en restauración, actores locales, y las partes interesadas, lo que da a la priorización una naturaleza tanto objetiva como subjetiva (Orsi et al. 2011a). La elección de estos criterios dependerá en gran medida de la escala de trabajo, y del por qué y para qué priorizar (Watson et al. 2011). En la literatura se encuentra disponible una gran cantidad de criterios e indicadores útiles para priorizar sitios con fines de restauración ecológica. Criterios tales como, el grado de amenaza, régimen de disturbios, diversidad a nivel de especies y ecosistemas, provisión de servicios ecosistémicos, degradación y fragmentación del paisaje, suelen ser catalogados por los expertos como los más relevantes (Orsi et al. 2011a). No obstante, el uso limitado de estos criterios e indicadores, no ha permitido priorizar simultáneamente los diferentes componentes composicionales, estructurales y funcionales de la biodiversidad (Franklin et al. 1981) y a través de todos los niveles (Noss 1990).

Un criterio poco utilizado es la diversidad a nivel de genes. A pesar de su importancia para la viabilidad de las poblaciones y el funcionamiento de los ecosistemas (Booy et al. 2000; Hughes y Stachowicz 2004), la diversidad genética rara vez recibe una consideración explícita en la priorización para la conservación (Petit et al. 1998; Kahilainen et al. 2014). La diversidad genética juega un rol fundamental en la mantención de los procesos evolutivos de la biodiversidad y tiene efectos significativos sobre los procesos ecológicos, tales como la productividad primaria, la capacidad de recuperación de las comunidades y ecosistemas luego de una perturbación, la competencia inter-específica, la estructura de la comunidad y los flujos de energía y nutrientes, entre otros (Hughes et al. 2008). Además, provee la base para la adaptación en un ambiente cambiante y puede afectar la supervivencia y el desempeño de los especies, siendo la magnitud y el patrón de variación genética críticos para la persistencia en el largo plazo (Stockwell et al. 2003). Por lo tanto, la diversidad genética se convierte en un factor clave en el resultado de los estudios de restauración, especialmente en el largo plazo (Falk et al. 2006; Premoli et al. 2011; Reynolds et al. 2012).

El paisaje es un área espacialmente heterogénea donde los patrones y procesos del paisaje cambian en el tiempo y espacio (Forman y Godron 1986; Turner et al. 2001), pudiendo ser entendido como un sistema jerárquicamente estructurado que anida a los demás niveles

ecológicos, en el cual los procesos que ocurren a nivel de paisaje influyen en los niveles inferiores y viceversa (Turner 1989; Urban et al. 1997). Dado que los patrones y procesos del paisaje que suceden a una escala determinada probablemente no sean relevantes o determinantes a otra escala (Turner 1989) debido a que la percepción de las interacciones entre elementos del paisaje depende de la escala de análisis (Wiens 2002), y ésta, está estrechamente relacionada con el nivel jerárquico de organización ecológica (King 2005), priorizar áreas de restauración utilizando indicadores construidos para atributos ecológicos a solo uno o dos niveles, puede entregar resultados espacialmente limitados, debido a que no reflejan la complejidad que caracteriza a un sistema ecológico. Por esta razón, para identificar sitios prioritarios para restauración se hace imprescindible considerar una perspectiva de análisis multi-nivel y partir de datos generados a diferentes escalas espaciales y temporales.

#### Análisis espacial sistemático y decisión multi-criterio

Las estrategias de priorización para la conservación están basadas en gran medida en la planificación sistemática (Margules y Pressey 2000; Ferrier y Wintle 2009), la cual provee un marco de trabajo para optimizar la selección de sitios que serán objetivos de las estrategias de conservación. Existen diferentes enfoques que permiten la priorización de sitios dependiendo el objetivo de restauración, tales como, *Marxan*, que permite evaluar múltiples escenarios que serán objetivos potenciales de restauración a través de un análisis de costo-beneficio, comparando los costos económicos y los resultados de restaurar un área determinada (Ball et al. 2009). *Zonation*, genera una priorización jerárquica del paisaje basada en los niveles de ocurrencia de características de la biodiversidad, identificando áreas importantes para mantener la calidad del hábitat y la conectividad para una o múltiples especies (Moilanen 2007). *Maxent*, permite el modelamiento predictivo de la distribución geográfica de especies, basado en las condiciones ambientales de sitios de ocurrencia conocida, identificando así, áreas potenciales para restaurar especies determinadas (Phillips et al. 2006). Otra herramienta útil y ampliamente utilizada en la priorización, es el análisis de decisión multi-criterio (MCDA, por sus siglas en inglés *Multi-Criteria Decision Analysis*) (Mendoza y Prabhu 2000; Mendoza y Martins 2006). El MCDA provee una metodología sistemáticamente estructurada para resolver un problema de decisión (Ianni y Geneletti

2010). Implica un proceso de asignación de valores a diferentes alternativas (indicadores) que se evalúan mediante la preferencia de expertos, haciendo el proceso de decisión más transparente y la información manejable para todas las partes interesadas (Janssen 2001; Phua y Minowa 2005).

Como la priorización de sitios para restauración es un problema de naturaleza espacial, se hace imprescindible el uso de un sistema de información geográfica (SIG) para manejar datos georreferenciados. Un MCDA integrado en un SIG, conocido como análisis espacial de decisión multi-criterio (SMCDA), funciona como un sistema robusto de apoyo a la toma de decisiones, considerando múltiples criterios espaciales, ayudando a estructurar el problema de decisión. De este modo nos proporciona un enfoque simple, flexible y replicable para identificar de forma espacialmente explícita los potenciales sitios para llevar a cabo iniciativas de restauración (Malczewski 2006; Uribe et al. 2014). Esta metodología ha sido ampliamente utilizada para la priorización de sitios para la restauración, específicamente para priorizar sitios y oportunidades de restauración (Orsi y Geneletti 2010; Tambosi et al. 2014), priorizar áreas para restauración de especies amenazadas (Fernández y Morales 2016), priorizar áreas para restauración de hábitats (Holzmueller et al. 2011; Twed et al. 2016) y priorización de cuencas para la restauración del recurso hídrico (Reynolds et al. 2017; Vettorazzi et al. 2017).

### Situación en Chile

Chile central es considerado como uno de los “hotspot” de biodiversidad con prioridad mundial de conservación (Myers et al. 2000). Se estima que esta área prioritaria alberga 3.892 especies de plantas vasculares nativas, de las cuales aproximadamente el 50% son endémicas de esta zona del país (Arroyo et al. 2006). A pesar de este alto nivel de endemismo, los bosques nativos de Chile históricamente se han encontrado sometidos a un fuerte proceso de fragmentación y reducción del área que ocupaban originalmente (Armesto et al. 1994; Camus 1998). Se estima que desde la colonización española solo el 51% del bosque nativo ha prevalecido hasta la fecha (Lara et al. 2012), donde las principales causas de transformación y fragmentación del paisaje fueron, en un inicio (siglo XVI-XVII), la habilitación de terrenos para la agricultura, mediante el uso intensivo del fuego (Otero 2006) y posteriormente, en la



década del 70' la expansión de las plantaciones forestales (Donoso y Lara 1996; Camus 2006) incentivadas por un fuerte subsidio estatal (Neira et al. 2002). A partir de 1970 diversos estudios han descrito esta transformación del paisaje de la zona centro sur de Chile, reportando la degradación y sustitución del bosque nativo por otras coberturas (Aguayo et al. 2009; Nahuelhual et al. 2012; Miranda et al. 2015; 2017, Echeverría et al. 2019; Uribe et al. 2020). Sobre la base de estas tendencias de cambio de uso del suelo, y si continúan las principales fuerzas impulsoras de la deforestación, se espera una continua fragmentación y pérdida de los remanentes de bosque nativo durante las próximas décadas.

Debido a que las consecuencias de la fragmentación y pérdida de hábitat en algunos casos puede ser inmediata y en otros casos pueden manifestarse décadas después de la ocurrencia de dichos procesos, muchas de las especies amenazadas de los bosques templados del centro sur de Chile pueden ya estar comprometidas a una deuda de extinción (Noh et al. 2019). Tales tendencias, presentan un enorme desafío para las iniciativas políticas nacionales con el objetivo de apoyar el desarrollo sustentable, pero al mismo tiempo abre una enorme oportunidad para la creación de políticas e iniciativas de acción (Williams et al. 2020), orientadas hacia la restauración de los bosques degradados (Gann et al. 2019). Considerando los múltiples acuerdos internacionales de restauración de los que Chile forma parte, como El Desafío de Bonn y La Iniciativa 20 x 20; y la reciente actualización de la Contribución Determinada a nivel Nacional (NDC, por sus siglas en inglés) para la lucha contra el cambio climático, donde se establece la recuperación de 200.000 ha de bosque nativo, la forestación al menos otras 70.000 ha y la creación de un Plan Nacional de Restauración a Escala de Paisajes para el 2021, el cual considerará la incorporación de acciones de restauración de 1.000.000 ha de paisajes degradados para el 2030, enfocado principalmente en aquellos sitios con mayor vulnerabilidad social, económica y ambiental; De tal modo se vuelve imprescindible la implementación de estrategias y el diseño de metodologías de priorización de sitios para restauración.

Considerando los antecedentes señalados, que las priorizaciones de sitios para restauración a nivel global no abordan de manera sistemática todos los niveles de organización ecológica que caracteriza a un paisaje heterogéneo, el presente proyecto propone diseñar una

metodología de priorización de sitios de restauración a diferentes niveles de organización jerárquica, en el centro-sur de Chile.

El objetivo general del presente estudio fue desarrollar la priorización de sitios para la restauración de los diferentes componentes de la biodiversidad. Específicamente, se pretende (i) identificar criterios y construir indicadores desde el nivel de paisaje hasta el nivel de genes; (ii) aplicar un enfoque de decisión multi-criterio espacialmente explícito a través de un panel de expertos; (iii) evaluar la congruencia espacial de los sitios identificados como prioritarios en cada nivel, y; (iv) determinar las prioridades de restauración en el paisaje bajo estudio. El área de estudio corresponde a un paisaje costero con un alto grado de alteración antrópica, entre la región del Maule y el norte de la región de la Araucanía.

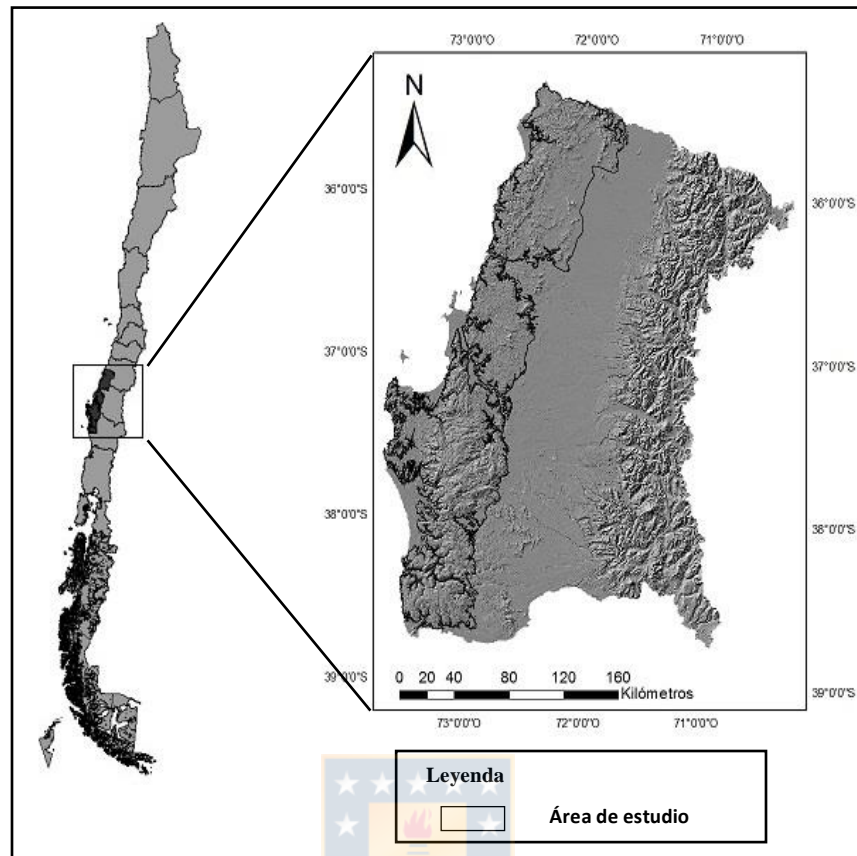


## METODOLOGÍA

### Área de estudio

El área de estudio corresponde a un paisaje costero representativo del centro sur de Chile (Figura 1). El área está comprendida entre los 35°19' S 72°24' O y 38°49' S 73°25' O entre el río Maule, región del Maule y el río Imperial, región de la Araucanía, abarcando parte de las provincias de Talca, Linares y Cauquenes en la región del Maule; provincia de Itata en la región del Ñuble; provincias de Concepción, Biobío y Arauco en la región del Biobío; y la provincias de Malleco y Cautín en la región de la Araucanía, cubriendo un área total de 19.000 Km<sup>2</sup>. El clima en el área de estudio puede caracterizarse ampliamente como mediterráneo templado, con temperaturas marcadamente frías y períodos lluviosos durante los meses de invierno, y un período más cálido y seco durante el verano (Luebert y Pliscoff 2006), con una temperatura media anual que oscila entre los 13-15°C y precipitaciones anuales que van desde los 800 a 1300 mm. La elevación varía considerablemente, extendiéndose desde el nivel del mar, hasta, en promedio, los 500 m sobre el nivel del mar (ms.n.m.) en la Cordillera de la Costa (CC), superando los 1500 m s.n.m. en las partes más altas en la Cordillera de Nahuelbuta (CN).

El paisaje bajo estudio se caracteriza por una alta biodiversidad de importancia internacional para la conservación (Myers et al. 2000), con presencia de muchas especies de flora endémica amenazadas (Cavieres et al. 2005; Hechenleitner et al. 2005). Producto del reemplazo de la cobertura original, el uso predominante del suelo son las plantaciones forestales de especies exóticas (Echeverría et al. 2006; Aguayo et al. 2009; Altamirano et al. 2010; Miranda 2015; Echeverría et al. 2019), principalmente *Pinus radiata* D. Don, y *Eucalyptus globulus* Labill (Heilmayr et al. 2016), dejando a la mayor parte del bosque nativo en pequeños y aislados fragmentos remanentes de bosques secundarios de especies de *Nothofagus* (*N. obliqua* y *N. glauca*) y especies del bosque esclerófilo



**Figura 1.** Área del presente estudio ubicada entre el río Maule, región del Maule y el río Imperial, región de la Araucanía, por la Cordillera de la Costa.

#### Crterios e Indicadores.

Los criterios e indicadores para seleccionar áreas para restauración se pueden dividir en dos grupos principales (WCMC 2000; Newton y Kapos 2003), los que representan la necesidad de restaurar, ósea donde es más urgente la restauración (Orsi et al. 2011b), y los que se refieren a la factibilidad de llevar acabo las intervenciones de restauración (Orsi y Geneletti 2010), el que corresponde al costo ecológico y socioeconómico (propiedad de la tierra, disposición de los propietarios, voluntad política y costos económicos de la restauración) de lograr con éxito los objetivos de restauración (Miller y Hobbs 2007). Este último, la factibilidad, no es abordable en el corto plazo para un área de estudio tan extensa, por lo tanto el presente trabajo solo evaluará el primer punto, la necesidad de restaurar, ósea, dónde es más urgente la restauración para la conservación de la biodiversidad.

El proceso de selección de criterios e indicadores fue impulsado por el establecimiento de los objetivos de restauración por cada nivel de organización ecológica. Dicha información se cruzó con información de los criterios e indicadores más utilizados (Orsi et al. 2011a) y la disponibilidad de datos georreferenciados para el área de estudio.

Debido a que no se realizó una consulta ciudadana, ni un taller participativo con las partes interesadas dentro del área de estudio, los objetivos de restauración se establecieron a partir de una revisión exhaustiva de la literatura realizada en el capítulo I de este manuscrito, acerca de cuáles son los impactos ecológicos más reportados en la literatura dentro del hotspot chileno de biodiversidad producto de la modificación antrópica del paisaje (Tabla 1).

**Tabla 1.** Impactos más reportados por nivel de organización jerárquica de la biodiversidad

Nivel	Impactos	Nº reportado
Paisaje	Pérdida, reducción, o fragmentación de bosque nativo	19
Comunidad	Variación en la riqueza de especies nativas y/o endémicas	39
Ecosistema	Variación en la riqueza y abundancia de especies exóticas	14
	Cambios en procesos ecológicos y/o servicios ecosistémicos	11
	Modificación de las interacciones bióticas	29
Especie	Variación en la abundancia de especies nativas y/o endémicas	46
Población	Alteración procesos reproductivos	11
	Disminución regeneración natural y reclutamiento semillas	14
Genes	Variación Estructura genética	5
	Disminución del Flujo génico	3

En base a esto, los objetivos específicos de restauración por cada nivel ecológico son los siguientes:

- A nivel de paisaje, aumentar la conectividad del paisaje y el área de los fragmentos remanentes de bosque nativo
- A nivel de comunidad-ecosistema, mejorar la calidad de hábitat degradados con presencia de especies amenazadas.

- A nivel genético, aumentar la diversidad genética de especies amenazadas.

De este modo, se definieron cinco criterios y nueve indicadores (Tabla 2) que responden a los objetivos de restauración establecidos anteriormente. Así mismo, también se definió una métrica apropiada que permita espacializar cada indicador (Tabla 2).

**Tabla 2.** Criterios e indicadores definidos para priorizar sitios de restauración según los objetivos planteados para cada nivel de organización ecológica en la Cordillera de la Costa

Nivel	Objetivo	Criterio	Indicador	Métrica
Paisaje	Aumentar conectividad y área de los fragmentos remanentes de bosque nativo	Fragmentación	Deforestación	Porcentaje de bosque nativo que se perdió entre 1986-2011
			Distancia entre fragmentos	Aumento en la distancia promedio entre fragmentos de bosque nativo mayores a 1 ha entre 1986 y 2011
			Número de fragmentos	Número de fragmentos de bosque nativo mayores a una hectárea
Ecosistema comunidad	Mejorar la calidad de hábitat degradados con presencia de especies amenazadas.	Calidad de hábitat	Degradación	Porcentaje de bosque adulto a renoval entre 1986-2011
			Frecuencia de incendios	Número de focos de incendio entre 2002 y 2018
		Diversidad de especies	Riqueza de especies	Número de especies arbóreas, arbustivas, epífitas y herbáceas
Riqueza de especies amenazadas	Número de especies arbóreas y arbustivas amenazadas			

Genes	Aumentar la diversidad genética de especies amenazadas	Diversidad genética	Diversidad genética de especies amenazadas	Heterocigocidad de seis especies vegetales amenazadas
-------	---	------------------------	---	---

### Análisis espacial

La información sobre la cobertura y uso de suelo se obtuvo a partir de la clasificación de mapas de cobertura y uso del suelo, basados en imágenes satelitales LANDSAT (resolución de 30 m) de 1986 y 2011, analizadas en el software ENVI 4.5 por investigadores del Laboratorio de Ecología de Paisaje (LEP) de la Universidad de Concepción. Se consideraron 11 categorías diferentes de usos del suelo: agricultura/praderas, bosque nativo (primario, secundario, renoval, achaparrado), matorrales, suelo descubierto, centros urbanos, cuerpos de agua, humedales y nieve. Estas imágenes fueron utilizadas como información de entrada para la construcción de varios de los indicadores utilizados en la priorización. Las capas de información se procesaron para coincidir en la proyección geodésica y cartográfica Datum Wgs 84, Proyección UTM HUSO 18 S. La unidad de análisis para la construcción de los indicadores fue una grilla de celdas de 2\*2 km.

#### ➤ Deforestación

La deforestación está definido como el proceso en el cual el bosque se convierte a otra cobertura no boscosa. Se utilizaron las coberturas de uso de suelo de 1986 y 2011. La transición entre bosque nativo y otra cobertura fue obtenida por medio de la extensión *Land Change Modeler* (LCM) del software IDRISI V17.0. (Clark 2006). La capa resultante fue exportada y procesada mediante la herramienta de análisis espacial de ArcGIS 10.4 para obtener el porcentaje de bosque nativo que se perdió en cada celda

➤ Distancia entre fragmentos

La distancia entre fragmentos está definida como el aumento en la distancia promedio entre fragmentos de bosque nativo de 1986 a 2011. Se utilizaron las coberturas de uso de suelo del año 1986 y 2011 como información de entrada. El cálculo se realizó a través del software GiduosToolbox 2.7 (Vogt y Riitters 2017), mediante la herramienta *Proximity* que entrega la distancia más corta en píxeles entre dos fragmentos de bosque. Las capas resultantes fueron exportadas a ArcGis 10.4, donde se calculó el aumento en la distancia promedio por celda entre fragmentos de bosque nativos entre 1986 y 2011

➤ Número de fragmentos

El número de fragmentos de bosque nativo está definido como la cantidad de fragmentos de bosque nativo mayores a una hectárea presentes en cada celda. Se calculó usando como información de entrada la cobertura de bosque nativo del 2011 a través del software GiduosToolbox 2.7 (Vogt y Riitters 2017), mediante la herramienta *Forest Area Density* (FAD) (Riitters et al. 2002, 2012). Se utilizó una ventana móvil de análisis de 27\*27 celdas a la escala de observación 3 y solo considerando las clases *rare* ( $FAD < 10\%$ ), *patchy* ( $10\% \leq FAD \leq 40\%$ ) y *transitional* ( $40\% \leq FAD \leq 60\%$ ) porque representan de mejor manera la fragmentación del bosque nativo. La capa resultante fue exportada a ArcGis 10.4, para ser procesada y construir la métrica

➤ Degradación

La degradación está definida como la conversión de bosque nativo adulto a renoval. Para su construcción se utilizaron las coberturas de uso de suelo de 1986 y 2011. La transición entre bosque nativo adulto y renoval fue obtenida por medio de la extensión LCM (*land change modeler*) del software IDRISI V17.0. (Clark 2006). La capa resultante fue exportada y procesada en ArcGIS 10.4 para obtener el porcentaje por celda de bosque nativo adulto que paso a renoval.



➤ Frecuencia de incendios

Frecuencia de incendios está definida como el número de incendios (focos) ocurrido entre 2002 y 2018 que hayan afectado sobre 1 ha de bosque nativo. Para la construcción del indicador de frecuencia de incendios se solicitó la información sobre incendios forestales a la Corporación Nacional Forestal (CONAF) a través de [consulta.oirs@conaf.cl](mailto:consulta.oirs@conaf.cl) dicha información fue filtrada para el área de estudio entre los años 2002 y 2018 y procesada en ArcGIS 10.4.

➤ Riqueza de especies nativas

La riqueza de especies nativas está definida como el número de especies nativas por celda de la grilla, ya sean especies arbóreas, arbustivas o epifitas. La información georreferenciada de la ocurrencia de especies nativas fue obtenida a partir de los resultados del proyecto FONDECYT 1140531. Dicha información fue procesada a través de herramientas de análisis espacial presente en el software ArcGIS 10.4.

➤ Riqueza de especies amenazadas

La riqueza de especies amenazadas está definida como el número de especies amenazadas por celda de la grilla. La información georreferenciada de la ocurrencia de especies nativas dentro del área de estudio fue obtenida a partir de la base de datos de LEP. Se consideraron 9 especies, cinco arbóreas, *Araucaria araucana*, *Citronella mucronata*, *Gomortega keule*, *Nothofagus alessandrii*, *Pitavia punctata* y *Prumnopitys andina*; tres arbustivas, *Berberis negeriana*, *Gaultheria renjifoana*, *Myrceugenia leptospermoides*; y una trepadora, *Berberidopsis corallina*. Dicha información fue procesada a través de herramientas de análisis espacial presente en el software ArcGIS 10.4, para construir la métrica de riqueza de especies amenazadas

### ➤ Diversidad genética

La diversidad genética está definida como el valor de heterocigocidad escalado (0 a 1) de seis especies amenazadas. Para la elaboración del indicador se utilizaron tres especies arbóreas, dos arbustivas amenazadas y una trepadora, que coexisten en el área de estudio (Hechenleitner et al. 2005). Los valores de heterocigocidad de *A. araucana*, *G. keule* y *P. punctata* (Venegas 2015), fueron obtenidos por el Laboratorio de Epigenética Vegetal (LEV) de la Universidad de Concepción en el marco del proyecto FONDECYT 1140531, mientras que los de *B. negeriana* (Hernández 2012), *B. Corallina* (Etisham-Ul-Haq et al. 2001) y *Gaultheria renjifoana* (Cisternas et al. 2014) se obtuvieron de información disponible en la literatura. La diversidad genética para el área de estudio se obtuvo mediante la herramienta Genetic landscapes GIS Toolbox: *tools to map patterns of genetic divergence and diversity* (Vandergast et al. 2011), una extensión de ArcGIS.

### Autocorrelación espacial

Una vez construidos los indicadores, se usó la herramienta *raster calculator* de ArcGIS 10.4 para generar tres mapas de prioridad de sitios para restauración, uno por nivel ecológico. A cada mapa se le aplicó el Índice de Autocorrelación Espacial de Moran (I de Moran), con la finalidad de determinar si las prioridades para restauración en cada nivel responden a un patrón espacial que se distribuye de forma aleatoria o agrupada en el espacio. El I de Moran es una prueba estadística con un valor  $z$  y un valor  $p$  ( $\alpha < 0.01$ ) que indican si aceptar o rechazar la hipótesis nula, la cual representa aleatoriedad espacial de los datos analizadas. En este caso, la hipótesis nula representa la distribución espacialmente aleatoria de los sitios prioritarios para restauración dentro del área de estudio. Una puntuación  $z$  positiva alta y un I de moran positivo insinúan que los sitios prioritarios circundantes tienen valores similares, ya sea valores altos o bajos de prioridad. El análisis de autocorrelación espacial se realizó a través de la herramienta *I global Moran* y los resultados fueron espacializaron mediante la herramienta *I Anselin Local de Moran*, ambos disponibles en ArcGis 10.4

## Congruencia espacial

Para evaluar la congruencia espacial entre los sitios priorizados a cada nivel se reclasificaron los mapas de cada nivel ecológico, dejando al decil de prioridades más altas de restauración con valores únicos, mientras que el resto de las prioridades se reclasificó con valores idénticos, para posteriormente realizar un análisis de superposición espacial de mapas mediante la herramienta *raster calculator* de ArcGIS 10.4. Finalmente, en base a la sumatoria del mapa resultante de la superposición se procedió a calcular el porcentaje de congruencia espacial.

## MCDA y Proceso de Jerarquías Analíticas

Para identificar la importancia relativa de cada indicador se utilizó el MCDA a través del Proceso de Jerarquías Analíticas (Saaty 1980). Este enfoque proporciona un ordenamiento general de las opciones, desde la opción más preferida hasta la menos preferida usando indicadores, así como un sistema de puntuación y ponderación, basado principalmente en la opinión de expertos (Saaty 1987; Phua y Minowa 2005). El proceso comienza con la creación de una matriz de comparación por parejas, para evaluar la importancia relativa de cada indicador. El tamaño de la matriz será  $n \times n$ , donde  $n$  corresponde al número de indicadores en evaluación. Cada entrada de la matriz  $a_{jk}$  representa la importancia del  $j$ -ésimo indicador con respecto al  $k$ -ésimo indicador. La importancia relativa entre los dos indicadores es medida de acuerdo a una escala numérica absoluta (Saaty 1980), como se muestra en la Tabla 3, donde se asume que el  $j$ -ésimo indicador es igual o más importante que el  $k$ -ésimo indicador. Un panel de expertos será el encargado de asignar valores de importancia relativa a la matriz.

Posterior a su construcción fue necesario normalizar la matriz haciendo igual a uno la suma de todas las entradas de cada columna (1).

$$(1) \quad \bar{a}_{jk} = \frac{a_{jk}}{\sum_{l=1}^n a_{lk}}$$

**Tabla 3.** Escala fundamental de valores absolutos de jerarquía analítica

Importancia	Definición	Explicación
1	Igual importancia	$j$ y $k$ Contribuyen de igual manera
3	Moderadamente más importante	$j$ contribuye ligeramente más que $k$
5	Más importante	$j$ contribuye más que $k$
7	Fuertemente más importante	$j$ contribuye fuertemente más que $k$
9	Extremadamente más importante	$j$ contribuye absolutamente más que $k$
Recíprocos	Valores bajo la diagonal corresponden al valor recíproco del valor sobre la diagonal	

Finalmente el peso ponderado del indicador ( $w$ ) es obtenido promediando las entradas de cada fila  $j$  de la matriz normalizada (2). De este modo se puede obtener la importancia relativa (peso ponderado) de cada indicador.

$$(2) \quad w_j = \frac{\sum_{l=1}^n \bar{a}_{jl}}{n}$$

### Panel de expertos

El panel de expertos será el encargado de otorgar ponderación a cada uno de los indicadores seleccionados para priorizar. Los expertos involucrados en el proceso de jerarquizas analíticas fueron identificados de dos formas: conocimiento personal y revisión de literatura. De ese modo el panel de expertos se constituye principalmente de académicos de la Universidad de Concepción. Además de la participación de una académica de la Universidad de Montana, Estados Unidos. Dentro de los expertos seleccionados existen miembros activos de la Sociedad de Restauración Ecológica (SER), la Sociedad Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica (SIACRE), la Red Chilena de Restauración Ecológica

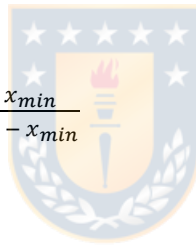
(Restaremos Chile), la Asociación de Ecología del Paisaje Chile (IALE Chile), además de profesionales de entidades gubernamentales que participan activamente de iniciativas de restauración. Dicho panel de expertos, a través de una encuesta, evaluó las preferencias entre los criterios, bajo el enfoque de identificación de sitios prioritarios para restauración ecológica.

#### Priorización de sitios para restauración

Luego de definir, construir, espacializar y obtener las ponderaciones de los indicadores, estos fueron convertidos a datos *raster* manteniendo el tamaño de la celda y normalizados de 0 a 1 (3). Posteriormente, los indicadores se procesaron mediante el software Zonation 4.0. Se seleccionó el método *Benefit additive function* para la superposición de mapas, el que permite sumar celdas de la grilla teniendo en consideración la ponderación de cada indicador.

(3)

$$x' = \frac{x - x_{min}}{x_{max} - x_{min}}$$



El mapa final se clasificó en 10 rangos de distribución, mediante el método de quiebres manuales de la herramienta *Classify* de ArcGis 10.4, donde el decil de valores más altos indica una mayor prioridad de restauración.

## RESULTADOS

A continuación se presentan y discuten los resultados de los indicadores ordenados por nivel jerárquico de organización ecológica desde el nivel de paisaje hasta el nivel de genes.

### Nivel de Paisaje

A nivel de paisaje, se presentan los resultados de los indicadores de deforestación, distancia entre fragmentos y densidad de fragmentos de bosque nativo.

#### ➤ Deforestación

Los mayores porcentajes de deforestación en el periodo de estudio (1986-2011) se concentraron principalmente en dos lugares. Hacia el norte del área de estudio, en el límite de las provincias de Itata y Cauquenes, región del Ñuble y Maule respectivamente (Figura 2), con celdas que alcanzaron hasta un 77,5% de deforestación. El segundo lugar con celdas que registraron el porcentaje de deforestación se ubica en la vertiente oriental de la CN, hacia el noreste del Parque Nacional (PN) Nahuelbuta, alcanzando un 77,2% de pérdida de bosque nativo (Figura 2). También existen porcentajes de deforestación considerables (35-50%) hacia el suroeste del PN Nahuelbuta y en el extremo sur del área de estudio en la región de la Araucanía (Figura 2). Las áreas con mayor porcentaje de deforestación son congruentes con lo que reportan Echeverría et al. (2006) para las provincias de Itata y Cauquenes, alcanzando tasas de deforestación anual de 4,5% entre los años 1975 y 2000 con una reducción del 67% del bosque nativo. Para el caso de la CN, Otavo y Echeverría (2017), registran una pérdida 33,2% de bosque nativo a una tasa anual de deforestación de 1,6% entre 1986 y 2011. Esto último es coherente con lo que reportan Altamirano et al. (2013), quienes encuentran tasas de deforestación de un 1,6% en las zonas no protegidas de vertiente oriental de la CN. Dichos resultados ubican a Chile central dentro de las áreas con mayor tasas de deforestación de América Latina (Armenteras et al. 2017).

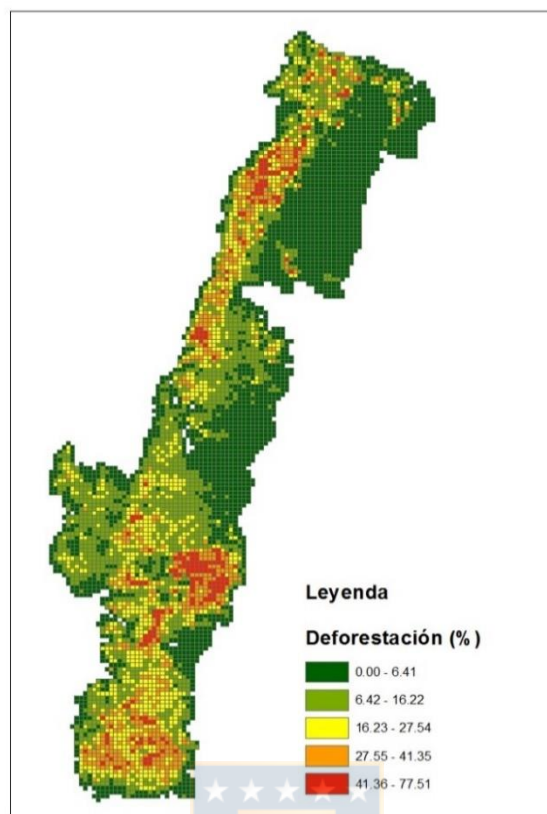


Figura 2. Indicador de deforestación entre los años 1986 y 2011. Los valores más altos indican mayor porcentaje de deforestación por celda.

➤ Distancia de fragmentos de bosques nativos

El mayor aumento en la distancia promedio entre fragmentos de bosque nativo entre 1986 y 2011, se da en las zonas de menor elevación (< 75 m s.n.m.) a lo largo de toda la costa del área de estudio y en el límite entre la CC y la Depresión Intermedia (Figura 3), alcanzado distancias promedio de hasta 2,3 km entre fragmentos. Mientras que en las partes bajas de la CN (entre 200 y 350 m s.n.m) la distancia promedio entre fragmentos llega a 1,9 km (Figura 3). El aumento en la distancia promedio entre fragmentos de bosque nativo dentro del área de estudio es una tendencia que viene en alza desde hace cuatro décadas (Echeverría et al. 2019). Diferentes autores reportan un aumento considerable en la distancia promedio entre fragmentos a causa de la desaparición de los remanentes de bosque nativo producto de la presión ejercida por las plantaciones forestales (Echeverría et al. 2006; Aguayo et al. 2009; Zamorano-Elgueta et al. 2015; Uribe et al. 2020).

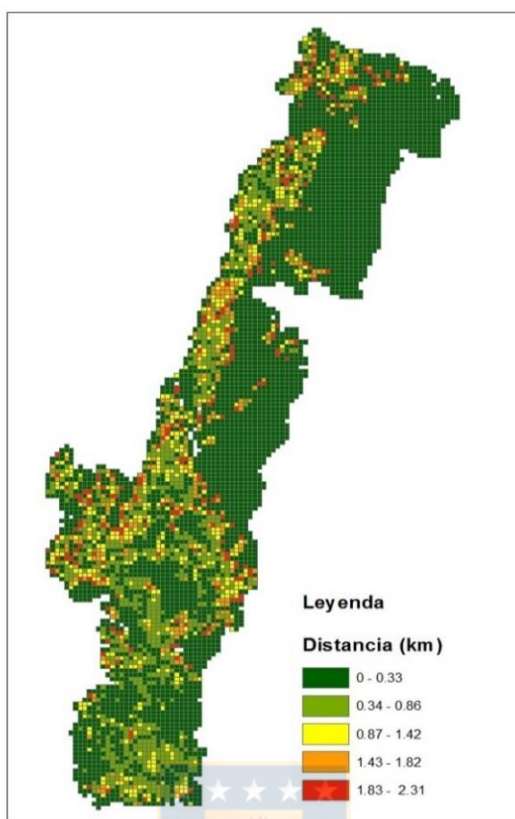


Figura 3. Indicador de distancia entre fragmentos de bosque nativo. Valores más alto indican mayor incremento en la distancia promedio entre fragmentos de bosque entre 1986 y 2011.

➤ Número de fragmentos

Los sitios con mayor número de fragmentos de bosque nativo por celda se concentraron en la CN, en el límite sureste entre la región del Biobío y la región de la Araucanía. En esta área existen sitios con hasta 180 fragmentos mayores a una hectárea por celda (Figura 4). Diversos sitios con alto número de fragmentos ( $> 140$ ) se encuentran repartidos al sur de las grandes extensiones de bosque nativo continuo que aún persisten en la CN. Hacia el norte del área de estudio la cantidad de fragmentos por celda disminuye considerablemente; sin embargo, se pueden apreciar sitios con un número considerablemente de fragmentos por celda (40-70) cerca de las reservas nacionales (RN) Los Queules y los Ruiles (Chanco) (Figura 4). Esta disminución en el número de fragmentos hacia el norte del área de estudio se debe principalmente a que los procesos de deforestación y fragmentación del bosque en la región



de Maule ocurrieron antes y de manera más extensiva que en la región del Biobío y la Araucanía (Lara y Veblen 1993; Heilmayr et al. 2016), lo que implica que la transformación del paisaje en el norte del área de estudio se encuentra avanzada y los remantes de bosques han ido desapareciendo producto de la presión antrópica y de las plantaciones forestales.

Se ha reportado para el límite de la región del Biobío y la Araucanía un aumento considerable de fragmentos de bosque nativo en las últimas décadas (Miranda et al. 2015). Prueba de ello es el hecho de que las tasas de deforestación anuales en la CC de la región de la Araucanía aumentaron de 1,7% entre 1973 y 1987, a 4,8% entre 1999 y 2008. Si bien estas tasas de deforestación son extremadamente altas, aun así no superan la tasa anual reportada para la región del Maule entre 1975 y 1990 (Echeverría et al. 2006), donde muchos de los fragmentos han ido desapareciendo por la conversión a agricultura hacia fines del siglo XIX y luego por la expansión de las plantaciones forestales de especies exóticas (Echeverría et al. 2006). Esto sustenta el hecho de que haya menos número de fragmentos desde el río Biobío hacia el norte y se incrementen considerablemente hacia el sur del área de estudio.

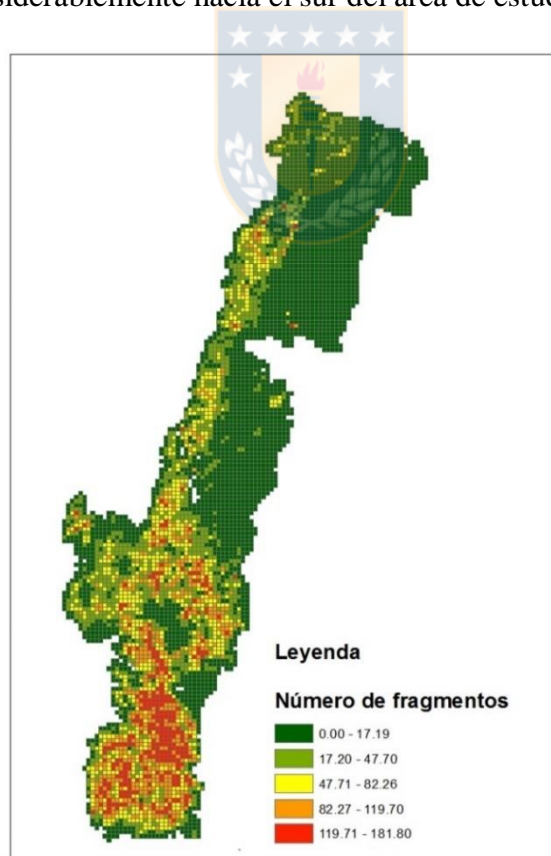


Figura 4. Indicador del número de fragmentos de bosque nativo. Valores en rojo representan mayor número de fragmentos por celda.

## Nivel de Comunidad-ecosistema

A nivel de comunidad, se presentan los resultados de los indicadores de procesos de degradación, frecuencia de incendios, riqueza de flora y riqueza de especies amenazadas

### ➤ Degradación

El mayor porcentaje de degradación de bosque nativo entre 1986 y 2011 tiene lugar en la vertiente occidental (46,6%) y en sur (44,2%) de la CN. Se encontraron porcentajes leves de degradación (7,5 - 25,2%) en el golfo de Arauco. En la zona norte del área de estudio no se apreció degradación del bosque nativo (Figura 5). Esta tendencia se debe a que para la escala temporal estudiada, no existe bosque nativo adulto en el norte del área de estudio (Echeverría et al. 2006). Para el caso de la CN entre 1986 y 2011, del total del bosque nativo adulto existente (52.019 ha), 11% paso a bosque secundario (Otavo y Echeverría 2017).

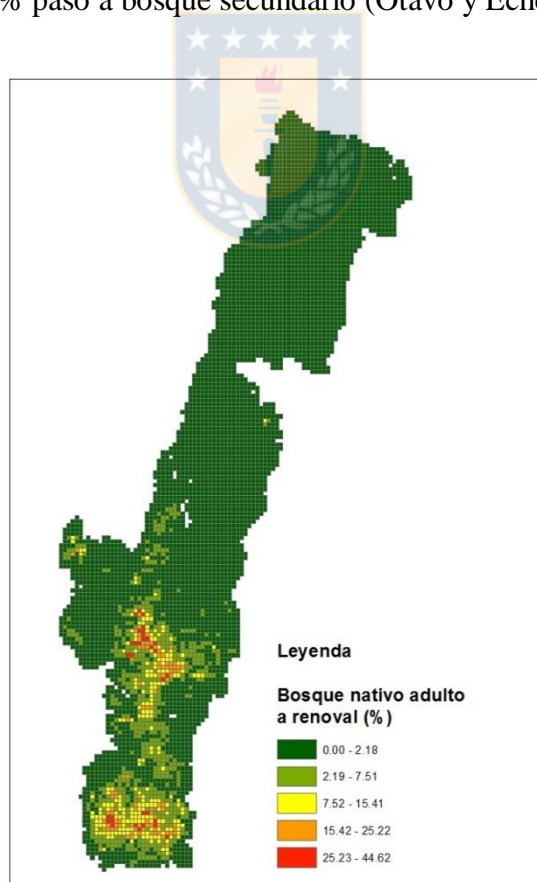


Figura 5. Indicador de degradación. Valores más altos indican mayor porcentaje de transición entre bosque adulto y renoval

➤ Frecuencia incendios

Toda el área de estudio registra una frecuencia de incendios continua, salvo la CN por sobre los 500 m s.n.m. que registró una frecuencia casi nula (Figura 6). La mayor frecuencia se registró en lugares de poca pendiente y baja elevación en sitios (Figura 6). La frecuencia de incendios ha ido aumentando exponencialmente en los últimos años producto de diferentes factores, como el aumento anual de las temperaturas, disminución de la precipitación y la inflamabilidad del paisaje producto de la homogenización de la cobertura forestal del centro sur de Chile (Altamirano et al. 2013b; Bowman et al. 2017). Actualmente la frecuencia de incendios y la severidad son mayores en las zonas de menor elevación y con mayor combustible vegetal (plantaciones forestales) de la región de Biobío y la Araucanía (McWethy et al. 2018), lo que es congruente con la frecuencia de incendios obtenida en nuestro análisis (Figura 6).

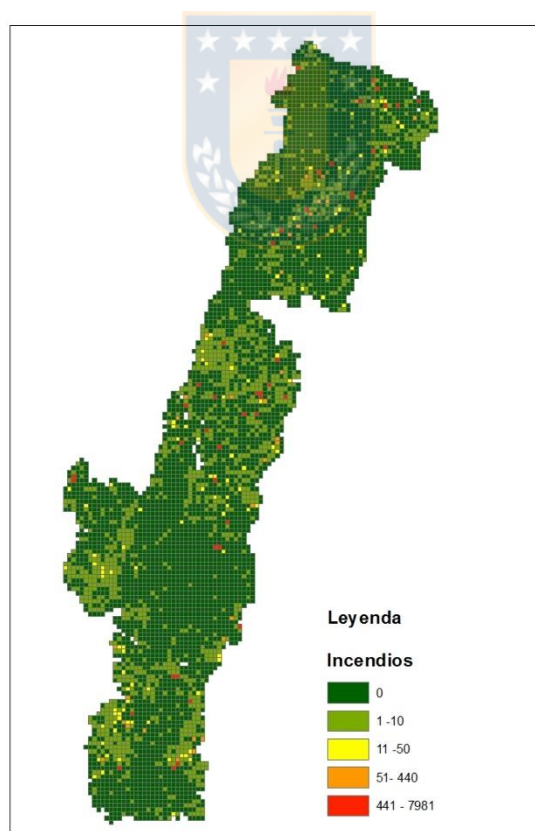


Figura 6. Indicador de la frecuencia de incendios de 2002 a 2018. Valores más altos representan mayor frecuencia de incendios

➤ Riqueza de especies

Un 29% del paisaje bajo estudio posee baja riqueza de especies arbóreas, arbustivas y epifitas (< 6 especies). La menor riqueza de especies se concentra principalmente hacia el norte del río Biobío y en ciertos sectores de la depresión intermedia dentro del área de estudio. No obstante, en esta última, podemos encontrar sitios con valores no despreciables de riqueza de hasta 15 especies por celda (Figura 7). Existen terrenos productivos (uso forestal y agrícola) de baja elevación (< 100 m s.n.m.) en ambas vertientes de CC, que poseen una riqueza de especies nativas considerable entre 9 y 15 especies por celda (Figura 7). La riqueza de especies aumenta hacia las zonas más altas de la CC alcanzando una riqueza máxima de 24 especies por celda en las partes más altas (> 750 m s.n.m.) de la CN. En los remanentes de bosque de la región del Maule la riqueza alcanza un máximo de 17 especies por celda, principalmente asociadas a remanentes de bosque nativo (Figura 7). Consistente con otro estudio (Villagrán y Armesto 2005), la mayor riqueza de especies dentro del área de estudio se concentre en la vertiente occidental de la CC y en particular, al sur del río Biobío, mientras que los valores más bajo de riqueza se encuentran en la depresión intermedia. Las marcadas diferencias en gradientes de altitud, profundidad de las quebradas y el clima costero húmedo (Luebert y Pliscoff 2005), generan condiciones que permiten una mayor diversidad de especies de plantas vasculares en la vertiente occidental de la CC en comparación con la vertiente oriental (San Martín 2005). La morfología del área de estudio cambia abruptamente al sur del río Biobío, donde la CN transforma abruptamente la fisonomía de la CC, con alturas que superan los 1500 m (Luebert y Pliscoff 2005). Este cambio viene acompañado de variaciones climáticas de norte a sur, las cuales están asociadas a importantes gradientes de vegetación y alta diversidad de especies (Cavieres et al. 2005).

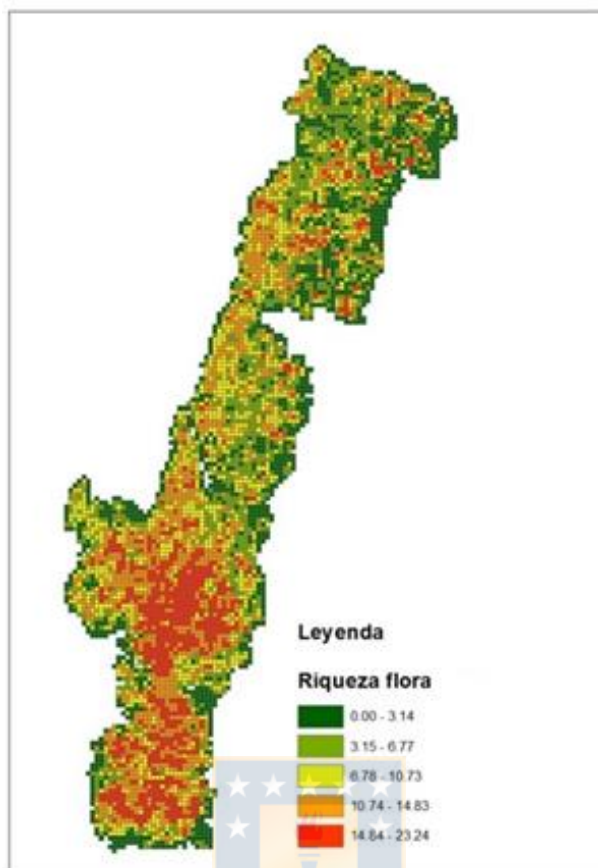


Figura 7. Indicador de riqueza de flora nativa. Valores más altos indican mayor riqueza de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas.

➤ Riqueza de especies amenazadas

La mayor concentración de riqueza de especies amenazadas se encuentra en la CC asociada a los remanentes de bosque nativo y áreas protegidas (Figura 8). En particular, se concentran en la RN los Queules y los Ruiles en la región del Maule y en los cerros entre Chivilingo y Carampangue, región del Biobío. No obstante, existe una riqueza de hasta tres especies amenazadas por celda en plantaciones forestales (Figura 8).

Si bien, es evidente que las áreas protegidas del Sistema Nacional de Áreas protegidas del estado (SNASPE) existentes en la CC, cumplen un rol trascendental en la conservación de los remanentes de bosque nativo en un paisaje severamente antropizado, el reducido número y extensión de estas (Pauchard et al. 2002), denotan las limitaciones y deficiencias en la

cobertura y representatividad de las áreas de mayor riqueza de especies y ecosistemas donde coexisten la mayor cantidad de especies amenazadas (Squeo et al. 2012).

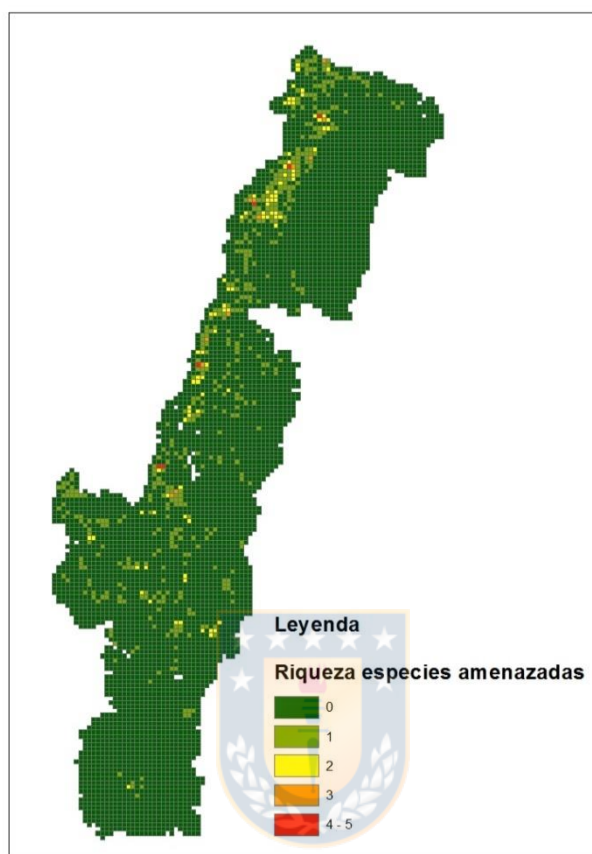


Figura 8. Indicador de riqueza de especies amenazadas. Valores más altos indican mayor riqueza de especies amenazadas por celda.

## Nivel de genes

### ➤ Diversidad genética de especies amenazadas

Los niveles más altos de diversidad genética de las 6 especies amenazadas estudiadas se encuentran localizados al sur del río Biobío con valores máximos en la zona límite entre las provincias de Concepción y Arauco incluyendo el golfo de Arauco, y en sitios puntuales de la CN (Figura 9). La alta diversidad genética en el centro del área de estudio es resultado de la presencia de *B. negeriana* (Hernández 2012), *G. renjifoana* (Cisternas 2014) y *B. corallina*

(Etisham-Ul-Haq et al. 2001) las cuales poseen los mayores valores de diversidad genética. Estos valores son congruentes con los reportados para otras especies arbustivas y trepadoras endémicas con rango de distribución restringido (Nybom y Bartish 2000; Nybom 2004). Por el contrario, los niveles más bajos de diversidad genética están en la zona norte del área de estudio, entre la región de Maule y Ñuble y en puntos específicos de la CN (Figura 9). Esto debido principalmente a los bajos niveles de diversidad que poseen *G. keule* y *P. punctata*, que predominan por sobre los valores más altos de diversidad. Los resultados del mapeo de diversidad genética multi-especies pueden tener implicancias trascendentales para la restauración del *pool* genético de especies amenazadas con bajos niveles de diversidad que habitan en la CC.

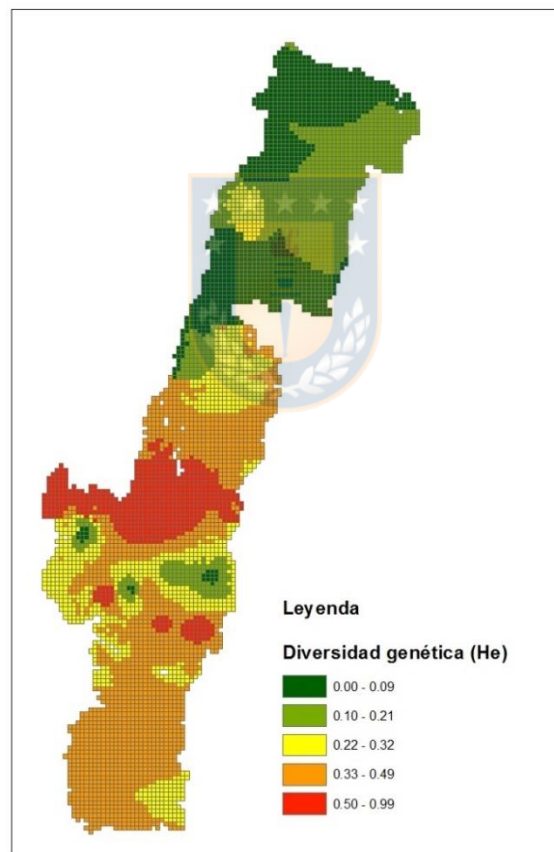
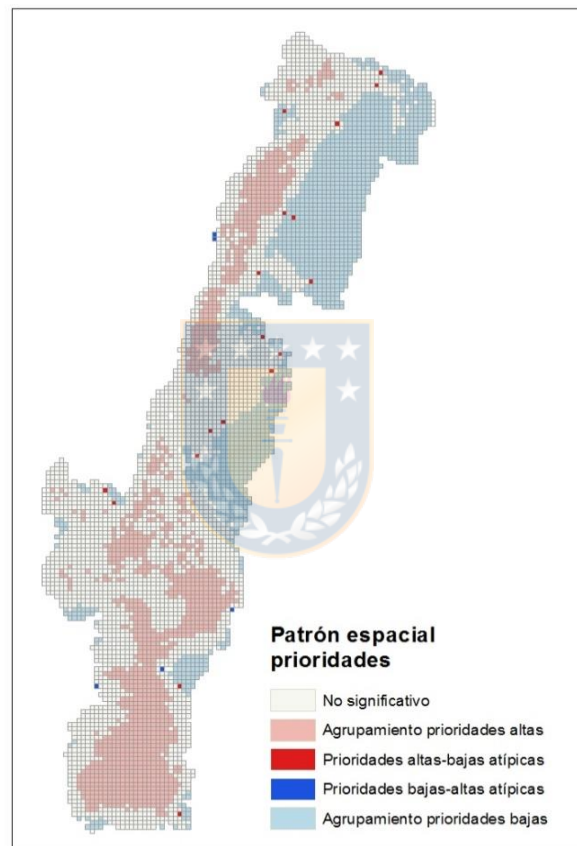


Figura 9. Indicador de diversidad genética. Los valores más altos indican mayor diversidad genética expresada en términos de heterocigocidad normalizada

### Patrón espacial de prioridades de restauración por nivel jerárquico

Con relación a los indicadores a nivel de paisaje, el I de Moran y el valor  $z$  de los arrojaron valores de 0,63 y 130,53 respectivamente, lo que indica una correlación espacial positiva. Esto quiere decir que los sitios con valores similares de prioridad, ya sean altas o bajas, se encuentran agrupados (Figura 10). Los sitios con alta prioridad para de restauración a nivel de paisaje están agrupados a lo largo de toda la CC.



**Figura 10.** Patrón espacial de las prioridades de restauración a nivel de paisaje. Los valores en rosa y celeste indican un patrón espacial agrupado de las prioridades altas y bajas respectivamente. Valores rojos y azules indican valores atípicos.

A nivel de comunidad-ecosistema, el I de Moran fue 0,57 mientras que el valor  $z$  fue 80,08 lo que representa que las sitios con valores altos de prioridad para restaurar se encuentran



agrupados, principalmente de la CN y una pequeña parte en el límite de la región de Ñuble y Maule (Figura 11).

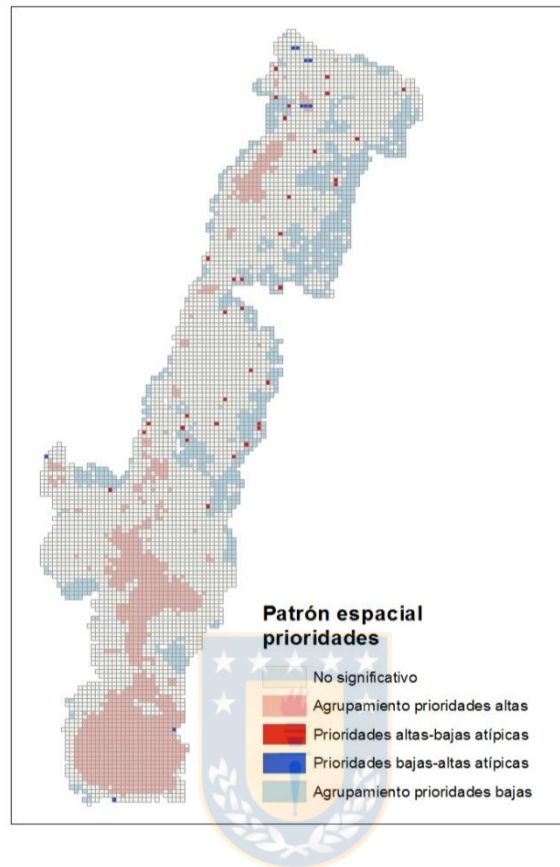


Figura 11. Patrón espacial de las prioridades de restauración a nivel de comunidad-ecosistema. Los valores en rosa y celeste indican un patrón espacial agrupado de las prioridades altas y bajas respectivamente. Valores rojos y azules indican valores atípicos (dispersos) de las prioridades.

Finalmente, a nivel genético el I de Moran (0,59) y el valor  $z$  (71,99), al igual que los niveles superiores, reflejan una correlación espacial positiva, donde las prioridades más altas de restauración se encuentran agrupadas en la parte norte del área de estudio, en la costa de la región del Maule y en tres puntos específicos de la CN (Figura 12).

Dado estos resultados, existe una probabilidad menor al 1% de que el patrón espacial agrupado que presentan los sitios con mayor prioridad para restauración, sea producto del azar.

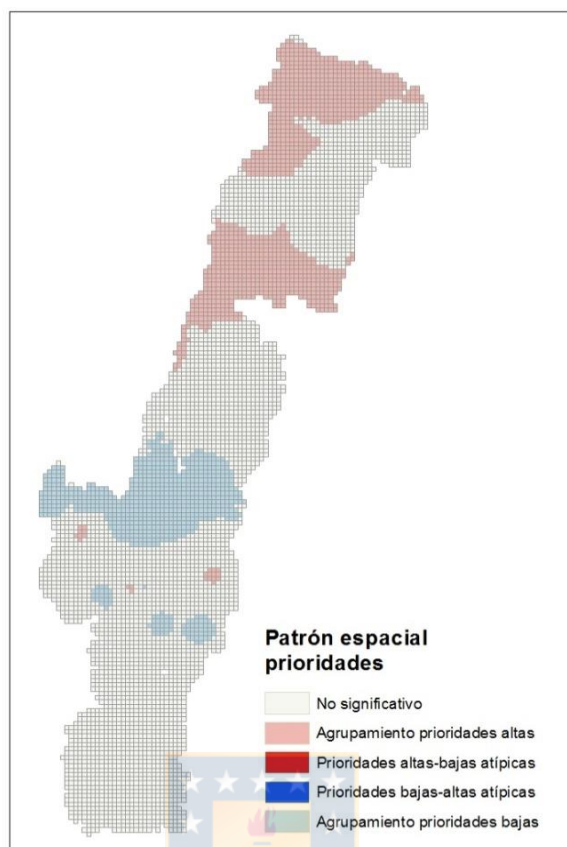


Figura 12. Patrón espacial de las prioridades de restauración a nivel genético. Los valores en rosa y celeste indican un patrón espacial agrupado de las prioridades altas y bajas respectivamente. Valores rojos y azules indican valores atípicos (dispersos) de las prioridades.

### **Congruencia espacial entre niveles jerárquicos**

Solo un 2,81% de los sitios del decil de mayor prioridad para restauración poseen congruencia espacial través de los 3 niveles (Tabla 4), donde un 25,9% de esta congruencia corresponde a los niveles de paisaje, comunidad y especie-población, un 29,6% corresponde a congruencia entre los niveles de paisaje, comunidad y genético; un 19,7% corresponde a congruencia entre los niveles de paisaje, especie-población y genético; y un 24,8% corresponde a congruencia entre los niveles tres niveles inferiores. Por otro lado, existe un 15,94% de congruencia espacial entre dos niveles (Tabla 4), donde el 64,8% de esta congruencia corresponde a los niveles de paisaje y comunidad-ecosistema.

Si bien, los objetivos de restauración planteados buscan recuperar patrones y procesos que operan a diferentes escalas espaciales y temporales, se esperaba una mayor congruencia espacial entre los sitios prioritarios a través de los tres niveles evaluados (Tabla 4), debido a que el paisaje bajo estudio ha sido sometido a una fuerte transformación histórica de los patrones espaciales del paisaje, por ende se esperaba que las consecuencias de dichas transformaciones ya se han manifestado a nivel de comunidad, especies y a nivel genético. No obstante, esta congruencia pudo ser más alta al disponer de información sistemática sobre la riqueza y diversidad genética de especies amenazadas, e información temporal sobre la pérdida de riqueza de especies nativas y endémicas. Debido a que los indicadores de riqueza de especies y riqueza de especies amenazadas presentan una distribución espacial dispersa y puntual en ciertas localidades del área de estudio (Figura 8 y 9) el porcentaje de congruencia espacial entre los sitios más prioritarios baja considerablemente.

Tabla 4. Congruencia espacial entre los sitios prioridades para restauración.

Niveles de congruencia	Congruencia espacial (%)	Numero de celdas
3 niveles	2,81	159
2 niveles	15,94	902
Total celdas 2*2 km		5.663

### **Priorización ponderada de sitios para restauración.**

Los indicadores que presentaron una mayor ponderación son la riqueza de especies amenazadas con un 27,6%, seguido de diversidad genética de especies amenazadas (16,8%) y la riqueza de flora nativa (14,9%) (Tabla 5). Los indicadores con los valores más bajos de ponderación son la distancia entre fragmentos de bosque nativo (7,7%), la frecuencia de incendios (7,7%) y la degradación del bosque nativo (5,7%) (Tabla 5). La preferencia de los expertos por indicadores queda reflejada en los resultados obtenidos en el capítulo I. Existe una tendencia marcada hacia evaluar las consecuencias de la transformación del paisaje

principalmente a nivel de comunidad y a nivel de especies (Tabla 1), donde los impactos en la composición y estructura de las comunidades bióticas han sido ampliamente estudiados en la CC (Estades y Temple 1999; Vergara y Simonetti 2004; Espinoza et al. 2012; Moreira-Arce et al. 2015; Escudero-Paez et al. 2019).

MCDA proporcionó una metodología sistemáticamente estructurada para identificar los sitios prioritarios para restauración en la CC entre el río Maule y río Imperial. Esta herramienta ha sido ampliamente utilizada con fines de priorización para restauración de bosques (Valente et al. 2017; Uribe et al. 2014), cuencas (Corsair et al. 2009), servicios ecosistémicos (Suedel et al. 2011) y especies amenazadas (Fernández y Morales 2016).

Tabla 5. Ponderaciones por indicador asignadas por expertos

Nivel	Indicadores	Ponderación
	Sitios con mayor grado de fragmentación	0.079
Paisaje	Sitios donde aumentó la distancia entre fragmentos	0.077
	Sitios sometidos a alta deforestación	0.117
Comunidad ecosistema	Sitios con alto número de focos de incendios	0.077
	Sitios con alta degradación del bosque nativo	0.057
	Sitios con alta riqueza de especies amenazadas	0.276
Genes	Sitios con baja riqueza de flora nativa	0.149
	Sitios con baja diversidad genética especies amenazadas	0.168
Total		1

El mapa de prioridades integrado muestra que un 8,9% del paisaje bajo estudio se encuentra dentro del decil superior de prioridades para restauración (Figura 13) n. Las prioridades más altas de restauración se distribuyeron a lo largo de toda la CC, concentrándose principalmente en el límite por la costa entre las regiones del Maule y Ñuble y en el extremo sur de la CN (Figura 13). Esta zona ha exhibido fuertes transformaciones como consecuencia de la expansión de la plantaciones forestales en la escala temporal analizada (Heilmayr et al. 2016; Echeverría et al. 2019), Diversos sitios con alta prioridad se observaron próximos a áreas

protegidas y un 6% de las prioridades más altas están dentro de los límites de algún área protegidas (RN los Ruiles; Los Queules; Nonguén; PN Nahuelbuta). Esto denota las limitaciones y deficiencias en la cobertura y representatividad (Pauchard et al. 2002) de las áreas de mayor riqueza de especies y ecosistemas donde coexisten la mayor cantidad de especies amenazadas (Squeo et al. 2012). Cerca de un 62% de los sitios con mayor prioridad están ubicados en terrenos productivos, principalmente en plantaciones forestales, mientras que un 18% se encuentran en bosque nativo secundario. El alto porcentaje de sitios prioritarios que se ubican en plantaciones forestales, se debe principalmente a dos factores: (i) la ocurrencia de especies amenazadas en la matriz forestal (Figura 8 y 9) (Arroyo et al. 2005; Hechenleitner et al. 2005); (ii) las zonas deforestadas dentro del periodo estudiado, fueron en su mayoría destinadas al establecimiento de plantaciones forestales (Miranda et al. 2017; Uribe et al. 2020)

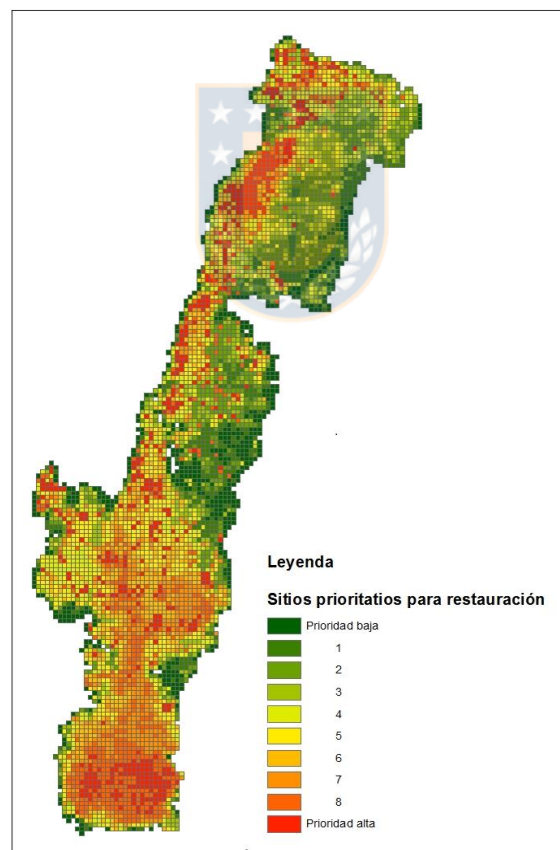


Figura 13. Integración multi-nivel de sitios prioritarios para restauración. Valores en rojo indican prioridad más alta de restauración.

Otro factor determinante en la distribución de los sitios prioritarios, es la diversidad genética de las especies amenazadas que coexisten en el área de estudio. La baja diversidad de *G. keule* y *P. punctata* aportan a que el 34% de los sitios con mayor prioridad para restauración se concentren al norte del río Itata. Para el caso de *G. keule*, otros estudios reportan valores relativamente más altos de diversidad que los usados para la construcción de la métrica en el presente estudio (García-González et al. 2008; Delaveau et al. 2013). A pesar de la fuerte transformación del paisaje en la CC, los niveles moderados-altos de diversidad genética son una tendencia transversal a la mayoría de las especies de flora amenazadas que poseen distribución en la CC dentro del área de estudio (Etisham-UI-Haq et al. 2001; Pastorino et al. 2004, Ruiz et al. 2007, Torres et al. 2007; Hernández 2012; Cisterna 2014; Guerra et al. 2018), con excepción de las previamente mencionadas, *P. punctata* y *G. keule*.

Dado que la restauración del paisaje busca recuperar procesos ecológicos que operan en diferentes escalas espaciales, a través de la restauración de atributos composicionales y estructurales (Cramer y Hobbs 2008; Lamb et al. 2012), para promover la funcionalidad del paisaje (Stanturf et al. 2014), se hace necesario que los enfoques para identificar sitios para restauración sean planificados de forma sistemática, considerando datos generados en diferentes escalas espaciales y temporales que respondan a los objetivos de restauración previamente planteados (Crow et al. 2012).

La metodología aquí presentada para identificar sitios prioritarios para restauración, consideró simultáneamente la integración de datos que operan a diferentes escalas, con el fin de abordar múltiples objetivos que permitan recuperar los componentes de la biodiversidad en los diferentes niveles ecológicos de un paisaje costero severamente transformado. La incorporación de información sobre deforestación, degradación y fragmentación del paisaje, sumado a la incorporación de datos ecológicos, mejoran la capacidad de seleccionar sitios adecuados para la restauración del paisaje (Crow et al. 2012). Nuestro enfoque incluyó el uso de datos de cobertura del suelo en diferentes escalas temporales a nivel de paisaje y datos georreferenciados de la ocurrencia, riqueza a nivel comunitario y diversidad genética de especies amenazadas que coexisten en el área de estudio.

La recuperación de atributos estructurales y composicionales a nivel de paisaje junto con atributos a nivel genético, permite identificar sitios que favorecen la conectividad estructural

y funcional de especies de planta amenazadas (Pullinger et al. 2010; Mcrae et al. 2012), y al mismo tiempo atender los sitios donde las especies con riesgo de extinción se encuentran más vulnerables, asegurando la continuidad de sus sub-poblaciones en el tiempo (Saunders y Norton 2001).

Si bien los indicadores establecidos para identificar sitios prioritarios para recuperar los componente de la biodiversidad, responden satisfactoriamente a los objetivos planteados por nivel ecológico (Tabla 2), dadas las tasas sin precedentes de los impulsores de cambio en el paisaje (Son et al. 2018) y el cambio climático (Bonan 2008), una perspectiva más funcional de la restauración se hace imprescindible (Mansourian et al. 2017). Considerar una perspectiva restauración del paisaje en Chile central que aborde los procesos de degradación del bosque nativo y la multi-funcionalidad del paisaje se vuelve imprescindible. Schulz y Schröder 2017, proponen un enfoque de restauración en Chile central que considera la ocurrencia histórica de bosque (Schulz et al. 2010), los patrones de regeneración y mismo tiempo, áreas que contribuyen a la funcionalidad del paisaje (conectividad, almacenamiento de carbono y control de la erosión), haciendo distinción entre los sitios idóneos para restaurar y los en los que se podría fomentar la regeneración natural del bosque. No obstante, si bien, dicho enfoque considera aquellas zonas sometidas a deforestación (Schulz et al. 2010), no integra otros indicadores que reflejen la necesidad de restaurar, ósea donde es más urgente llevar a cabo acciones de restauración (Orsi et al. 2011b). A demás, considerando que las funciones del paisaje (ej. Almacenamiento de carbono y control de la erosión) dependen de procesos ecológicos que operan en múltiples escalas y que a su vez mantienen un estrecho vínculo con la biodiversidad (Naeem et al. 2009; Haines-Young y Potsching 2010), comprendiendo la biodiversidad como la abundancia, riqueza, rasgos funcionales, ensamblajes, distribución espacial e interacciones de genotipos, especies, poblaciones y las diferentes unidades que componen un paisaje (Díaz et al. 2006; Aerts y Honnay 2011); es necesario abordar sistemáticamente los componentes de la biodiversidad de los cuales depende la funcionalidad del paisaje y con un enfoque multi-nivel para identificar sitios potenciales para restauración.

Si bien, la literatura sobre restauración a escala de paisaje hace hincapié en la planificación participativa para el mejoramiento de los medios de vida locales y el bienestar humano (Reed et al. 2016; Chazdon et al. 2017), el objetivo del presente trabajo está limitado a determinar

sitios prioritarios para restauración en base a dónde es más urgente la restauración de los componentes de la biodiversidad. No obstante, la metodología aquí desarrollada, establece directrices que pueden aportar al diseño del futuro Plan Nacional de Restauración a Escala de Paisaje, que busca promover la recuperación de la funcionalidad de los ecosistemas y suelos degradados mediante la generación de los servicios ecosistémicos, la resiliencia de los territorios y comunidades ante los impactos del cambio climático (MINAGRI 2019). Del mismo modo aporta metodologías para abordar los compromisos internacionales de restauración suscritos por Chile y ayuda a cumplir los objetivos estratégicos de La Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2020, donde se incluye la restauración ecológica como un ámbito de acción.

A pesar de los resultados satisfactorios del presente análisis existen limitaciones. Nuestros indicadores menos sistemáticos fueron los de riqueza de especies amenazadas y la diversidad genética de especies amenazadas. El levantamiento de información sobre la diversidad de especies a nivel regional implica un trabajo extenso y exhaustivo y el resultado depende de las intensidad de los muestreos (San Martín 2005; Cavieres et al., 2005). No existen actualmente bases de datos nacionales abiertas que describan la diversidad de especies de la CC. El indicador de diversidad genética también se considera como limitante porque fue construido a partir de inter y extrapolaciones de los puntos de presencia de otros estudios, los cuales son limitados.



## CONCLUSIONES

Considerando las alarmantes tasas de deforestación y degradación de bosques y los recientes compromisos para la restauración del paisaje forestal en Chile y en todo el mundo, existe una necesidad crítica de orientación y creación de metodologías de cómo priorizar sitios para restauración. No solo para recuperar la integridad ecológica de los paisajes sino que también para generar beneficios a las comunidades locales.

La inclusión de metodologías de planificación sistemática para la identificación de sitios prioritarios es fundamental debido a que permite una asignación de recursos económicos hacia las áreas donde es más urgente la recuperación de la biodiversidad y al mismo tiempo permite la participación de las partes interesadas y provee diferentes elecciones de restauración para los tomadores de decisiones.

Los resultados sugieren que es necesario considerar una perspectiva de análisis multi-nivel a partir de datos generados a diferentes escalas espaciales y temporales para identificar sitios prioritarios para restauración.



## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aerts, R., Honnay, O. (2011). Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC ecology*, 11(1), 29.
- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G., Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), 361-374.
- Altamirano, A., Lara, A. (2010). Deforestation in temperate ecosystems of pre-Andean range of south-central Chile. *Bosque*, 31(1), 53-64.
- Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N., Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, 46, 139-147.
- Aronson, J., Alexander, S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*, 21(3), 293-296.
- Arroyo, M. K., Matthei, O., Muñoz-Schick, M., Armesto, J. J., Pliscoff, P., Perez, F., Marticorena, C. (2005). Flora de cuatro Reservas Nacionales en la Cordillera de la Costa de la VII Región (35°-36° S), Chile, y su papel en la protección de la biodiversidad regional. 245-252. En Smith-Ramirez C., Armesto J., Valdovino C. (Eds.) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria.
- Arroyo, M.T., P. Marquet, C. Marticorena, J. Simonetti, L.A. Cavieres, F.A. Squeo, R. Rozzi, F. Massardo. (2006). El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. pp. 94-99. En P. Saball, M.T. Arroyo, J.C. Castilla, C. Estades, J.M. Ladrón De Guevara, S. Larraín, C. Moreno, F. Rivas, J. Rovira, A. Sánchez y L. Sierralta (Eds.). "Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos", Comisión Nacional del Medio Ambiente, Santiago.
- Bacles, C.F., A.J. Lowe, and R.A. Ennos. (2004). Genetic effects of chronic habitat fragmentation on tree species: the case of *Sorbus aucuparia* in a deforested Scottish landscape. *Molecular Ecology* 13:573–584
- Ball, I.R., H.P. Possingham, and M. Watts. (2009). Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritization. In *spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*. (Eds.) Moilanen, A., K.A. Wilson, and H.P. Possingham. Oxford University Press, Oxford, UK. Pp 185-195.
- Blum, W. E. (2005). Functions of soil for society and the environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4(3), 75-79.

- Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444-1449.
- Booy, G., Hendriks, R. J. J., Smulders, M. J. M., Van Groenendael, J. M., Vosman, B. (2000). Genetic diversity and the survival of populations. *Plant biology*, 2(04), 379-395.
- Bowman, D. M., Moreira-Muñoz, A., Kolden, C. A., Chávez, R. O., Muñoz, A. A., Salinas, F. Borchers, N. (2019). Human–environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio*, 48(4), 350-362.
- Brandt, J., Prihmdal, J., Reenberg, A. (1999). Rural land use and landscape dynamics: analysis of driving factors in space and time. In *Land use Changes and Their Environmental Impact in Rural Areas in Europe* (pp. 81-102). Parthenon.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F. Rodrigues, A. S. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313 (5783).
- Bürgi, M., Hersperger, A. M., Schneeberger, N. (2004). Driving forces of landscape change-current and new directions. *Landscape ecology*, 19(8), 857-868.
- Camus, P. (2006). *Ambiente, Bosques y Gestión Forestal en Chile: 1541-2005*. Centro de Investigaciones Barros Arana. DIBAM. LOM Ediciones, Santiago, Chile.
- Camus, P., Hajek, E. R. (1998). *Historia ambiental de Chile*. Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P. Kinzig, A. P. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- Cavieres, L. A., Mihoc, M., Marticorena, A., Marticorena, C., Baeza, C. M., Arroyo, M. T. (2005). Flora vascular de la Cordillera de la Costa en la región del Bío-Bío: riqueza de especies, géneros, familias y endemismos. Pp 245-252. En Smith-Ramirez C., Armesto J., Valdovino C. (Eds.) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria
- CBD (Convention on Biological Diversity). (2010). *Aichi biodiversity targets of the strategic plan 2011–2020*.
- CBD (Convention on Biological Diversity). (2012). *Hyderabad Call for a concerted effort on ecosystem restoration*.
- Chazdon RL, Brancalion PHS, Lamb D, Laestadius L, Calmon M, Kumar C: A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration.

- Cisternas, A. (2012). Variabilidad genética y estructuración poblacional de *Gaultheria renjifoana* Phil. Especie endémica y amenazada de la región del Biobío, Chile. (Tesis Ingeniería en Biotecnología Vegetal). Concepción, Chile: Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción
- Clark L. (2006). IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing Clark University, 327
- Collins, C. D., Banks-Leite, C., Brudvig, L. A., Foster, B. L., Cook, W. M., Damschen, E. I., Holt, R. D. (2017). Fragmentation affects plant community composition over time. *Ecography*, 40(1), 119-130.
- Corsair, H. J., Ruch, J. B., Zheng, P. Q., Hobbs, B. F., Koonce, J. F. (2009). Multicriteria decision analysis of stream restoration: potential and examples. *Group Decision and Negotiation*, 18(4), 387-417.
- Crow, T. 2012. What can landscape ecology contribute to Forest Landscape Restoration? Pages 25–38 in J. A. Stanturf, D. Lamb, and P. Madsen, editors. *Forest Landscape Restoration: integrating natural and social sciences*. Springer, Dordrecht, The Netherlands
- Debinski, D. M., Holt, R. D. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation biology*, 14(2), 342-355.
- Delaveau, C., Fuentes-Arce, G., Ruiz, E., Hasbún, R., Uribe, M., Valenzuela, S. (2013). Variabilidad genética mediante AFLP en tres relictos de *Gomortega keule* (Molina) Baillon: especie endémica chilena en peligro de extinción. *Gayana. Botánica*, 70(2), 188-194.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F. S., Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol*, 4(8), e277.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Polasky, S. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270-272.
- Donoso, C., A. Lara. (1996). Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. Pp. 363-387. En J.J. Armesto, C. Villagrán y M.K. Arroyo (Eds.). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp 363–387.
- Dullinger S, Essl F, Rabitsch W (2013) Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. *Proc Natl Acad Sci* 110(18):7342–7347
- Echeverría, C., D. Coomes, J. Salas, J. Rey-Benayas, A. Lara, A. Newton. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130: 481-494.
- Echeverría, C., R. Fuentes, R. Heilmayr (2019). Cambios de uso y cobertura del suelo en la CC del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. Pp. 471-486. En Smith-Ramírez C y

F. Squeo (Eds.) Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Editorial Universidad de los Lagos, Chile

- Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global ecology and biogeography*, 19(5), 589-606
- Escudero-Páez, S. P., Botero-Delgadillo, E., Estades, C. F. (2019). Effect of plantation clearcutting on carnivore presence in industrial forest landscapes in south-central Chile. *Mammalia*, 83(2), 115-124.
- Espinoza, C. L., Murúa, M., Bustamante, R. O., Marín, V. H., Medel, R. (2012). Reproductive consequences of flower damage in two contrasting habitats: the case of *Viola portalesia* (Violaceae) in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85(4), 503-511.
- Estades, C. F., Temple, S. A. (1999). Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9(2), 573-585.
- Etisham-Ul-Haq, M., T.R Allnut, C. Smith-Ramirez, M.F. Gardner, J.J. Armesto, A.C. Newton. 2001. Patterns of genetic variation in in and ex situ populations of the threatened Chilean vine *Berberidopsis corallina*, detected using RAPD markers. *Annals of Botany* 87: 813-821.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
- Falk, D. A., Richards, C. M., Montalvo, A. M., Knapp, E. E. (2006). Population and ecological genetics. In Falk, D. A., Palmer, M. A., Zedler, J. B. (Eds.). *Foundations of restoration ecology*. Washington, DC: Island Press. pp 14-41.
- FAO (2011). *Forests for improved nutrition and food security*. Roma. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/014/i2011e/i2011e00.pdf>
- FAO (2016). *The state of the world's forest. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities*. Roma. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i5588e.pdf>
- FAO (2018). *The state of the world's forest. Forest pathways to sustainable development*. Roma. Disponible en <http://www.fao.org/3/i9535en/i9535en.pdf>
- Fernández, I. C., Morales, N. S. (2016). A spatial multi-criteria decision analysis for selecting priority sites for plant species restoration: a case study from the Chilean biodiversity hotspot. *Restoration Ecology*, 24(5), 599-608.
- Ferrier, S., Wintle, B.A., 2009. Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: matching the solution to the need. In: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P.

- (Eds.), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford, pp. 1-13.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hua, F. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27, S1-S46.
- García-González, R., Carrasco, B., Peñailillo, P., Letelier, L., Herrera, R., Lavandero, B., Caligari, P. D. (2008). Genetic variability and structure of *Gomortega keule* (Molina) Baillon (Gomortegaceae) relict populations: geographical and genetic fragmentation and its implications for conservation. *Botany*, 86(11), 1299-1310.
- Geneletti, D., Orsi, F., Ianni, E., Newton, A. C. (2011). Identifying priority areas for dryland forest restoration. *Principles and Practice of Forest Landscape Restoration: Case studies from the drylands of Latin America*, 273.
- Guerra, F. P., Gómez, P., Gutiérrez, A., Hahn, S. (2018). Genetic diversity of *Adesmia bijuga* Phil., an endangered Fabaceae species from Central Chile. *Brazilian Journal of Botany*, 41(1), 247-251.
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, S., Gingrich, W., Lucht Fischer-Kowalski, M. (2007). Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12942-12947
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 1, 110-139.
- Hanley, N., Willis, K., Powe, N., Anderson, M. (2002). Valuing the benefits of biodiversity in forests. Report to the Forestry Commission, Centre for Research in Environmental Appraisal and Management (CREAM), University of Newcastle.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Kommareddy, A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853.
- Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R., Lambin, E. F. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography*, 75, 71-82
- Hernández, C. (2012). *Variación genética de la especie endémica y en peligro de extinción *Berberis negeriana* Tischler: implicancias para su conservación (Tesis Ingeniería en Biotecnología Vegetal)*. Concepción, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción
- Hobbs, R. J., Cramer, V. A. (2008). Restoration ecology: interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual Review of Environment and Resources*, 33, 39-61.

- Holl, K. D., Crone, E. E., Schultz, C. B. (2003). Landscape restoration: moving from generalities to methodologies. *BioScience*, 53(5), 491-502.
- Holzmueller E., Gaskins MD, Mangun J. (2011). A GIS approach to prioritizing habitat for restoration using neotropical migrant songbird criteria. *Environmental Management* 48:150–7
- Hughes, A. R., Stachowicz, J. J. (2004). Genetic diversity enhances the resistance of a seagrass ecosystem to disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(24), 8998-9002.
- Hughes, A. R., Inouye, B. D., Johnson, M. T., Underwood, N., Vellend, M. (2008). Ecological consequences of genetic diversity. *Ecology letters*, 11(6), 609-623
- Ianni, E., Geneletti, D. (2010). Applying the ecosystem approach to select priority areas for forest landscape restoration in the Yungas, Northwestern Argentina. *Environmental management*, 46(5), 748-760.
- Jacobs, D. F., Oliet, J. A., Aronson, J., Bolte, A., Bullock, J. M., Donoso, P. J., Landhausser S., Madsen P., Peng S., Rey-Benayas J., Weber, J. C. (2015). Restoring forests: What constitutes success in the twenty-first century? *New Forests* 46: 601-614
- Janssen, R. (2001). On the use of multi-criteria analysis in environmental impact assessment in The Netherlands. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 10(2), 101-109.
- Kahilainen, A., Puurtinen, M., Kotiaho, J. S. (2014). Conservation implications of species–genetic diversity correlations. *Global Ecology and Conservation*, 2, 315-323.
- King, AW. 1997. Hierarchy theory: a guide to system structure for wildlife biologists. In *Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale*, ed. Bissonette, J.A. pp. 185-212. New York: Springer.
- King, A.W. (2005). Hierarchy theory and the landscape...level? Or: words do matter. In *Issues in Landscape Ecology*. (Eds.) J. A. Wiens M. R. Moss, pp.29-35
- Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK (2009) Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol Evol* 24(10):564–571
- Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest ecology and management*, 220(1), 242-258.
- Lal, R. (2009). Soils and food sufficiency: A review. In *Sustainable agriculture* (pp. 25-49). Springer, Dordrecht.

- Lara, A., T.T. Veblen. 1993. Forest plantations in Chile: a successful model? En: A. MATHER (Eds.) *Afforestation: Policies. Planning and Progress*, 118-139 pp. Belhaven Press, Florida.
- Lamb, D., Gilmour, D., (2003). *Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Lamb, D., Stanturf, J., Madsen, P. (2012). What is forest landscape restoration? In Stanturf J., Lamb D. Madsen, P. (Eds.). *Forest landscape restoration: Integrating natural and social science* (pp. 3-23). Springer, Dordrecht.
- Lambin, E., Turner, B., Geist, H., Agbola, S., Angelsen, A., Bruce, J, Coomes, O., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E., Mortimore, M., Ramakrishnan, P., Richards, J., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G., Svedin, U., Veldkamp, T., Vogel, C. Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, vol 11, no. 4, pp. 261-269
- Lara, A., Solari, M. E., Prieto, M. D. R., Peña, M. P. (2012). Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°-43° 30 S). *Bosque (Valdivia)*, 33(1), 13-23.
- Lara, A., T.T. Veblen. 1993. Forest plantations in Chile: a successful model? En: A. Mather (Eds.). *Afforestation: Policies. Planning and Progress*, 118-139 pp. Belhaven Press, Florida.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E., Laurance, S. G., Andrade, A., Ribeiro, J. E., Giraldo, J. P., D'Angelo, S. (2006). Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(50), 19010-19014.
- Lindenmayer, D. B., Fischer, J. (2006). *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press
- Lluch, A., González-Gómez, P., Vega, X., Simonetti, J. (2009). Increased avian insectivory in a fragmented temperated forest. *Community ecology*, 10(2), 206-208.
- Loehle, C. Li, B. L. (1996). Habitat destruction and the extinction debt revisited. *Ecological applications*, 6(3), 784-789.
- Luebert, F., Pliscoff, P. (2005). Bioclimas de la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile. 60-72. En Smith-Ramirez C., Armesto J., Valdovino C. (Eds.) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria
- Malczewski J (2006) GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science* 20:703–726



- Mansourian, S., Dudley, N., Vallauri, D. (2017). Forest landscape restoration: Progress in the last decade and remaining challenges. *Ecological Restoration*, 35(4), 281-288.
- Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (Eds.), 2005. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*. Springer, New York
- Araneda, C. M., Premoli, A. C., Echeverría, C., Thomas, P., Hechenleitner, P. (2011). Restricted gene flow across fragmented populations of *Legrandia concinna*, a threatened Myrtaceae endemic to south-central Chile. *Bosque*, 32(1), 30-38.
- Margules, C., Pressey, R. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243.
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., Watson, J. E. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature News*, 536(7615), 143.
- McDonald, T., Gann, G., Jonson, J., Dixon, K. (2016). International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. (Society for Ecological Restoration: Washington, DC, USA.)
- McRae, B. H., S. A. Hall, P. Beier, and D. M. Theobald. 2012. Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *PLoS ONE* 7:e52604.
- Meli, P., Herrera, F. F., Melo, F., Pinto, S., Aguirre, N., Musálem, K., Minaverry C., Ramirez W., Brancalion, P. (2017). Four approaches to guide ecological restoration in Latin America. *Restoration Ecology*, 25(2), 156-163.
- Mendoza GA, Martins H (2006) Multi-criteria decision analysis in natural resource management: a critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230:1–22
- Mendoza, G. A. Prabhu, R. (2000). Multiple criteria decision making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: a case study. *Forest Ecology and Management*, 131(1), 107-126
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island, Washington, DC.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. Washington, D.C.: World Resources Institute
- Ministerio de agricultura MINAGRI – Corporación Nacional Forestal CONAF (2019). *Plan Nacional de Restauración a Escala de Paisajes*. Chile.

- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., González, M. (2017). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 17(1), 285-297.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F., Lara, A. (2015). Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiological areas of south-central of Chile. *Applied Geography*, 60, 20-28.
- Moilanen, A. (2007) Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning. Unifying reserve selection strategies. *Biol Conserv* 134, 571–579
- Moreira-Arce, D., Vergara, P. M., Boutin, S., Simonetti, J. A., Briceño, C., Acosta-Jamett, G. (2015). Native forest replacement by exotic plantations triggers changes in prey selection of mesocarnivores. *Biological Conservation*, 192, 258-267
- Myers, N., Mittermeller R., Mittermeller C., da Fonseca G., Kent J., (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C. (Eds.). (2009). *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective*. Oxford University Press.
- Neira, E., Verscheure, H., Revenga, C. (2002). Chile's frontier forests: conserving a global treasure (pp. 1-56973). Global Forest Watch, World Resources Institute
- Newton A., Tejedor N. (2011). Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America. IUCN, Gland, Switzerland. Pp 1-21.
- Noh, J. K., Echeverría, C., Pauchard, A., Cuenca, P. (2019). Extinction debt in a biodiversity hotspot: the case of the Chilean Winter Rainfall-Valdivian Forests. *Landscape and ecological engineering*, 15(1), 1-12.
- Nybom, H. 2004. Comparison of different nuclear DNA markers for estimating intraspecific genetic diversity in plants. *Molecular Ecology* 13: 1143-1155
- Nybom, H., I. Bartish. 2000. Effects of life history traits and sampling strategies on genetic diversity estimates obtained with RAPD markers in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3/2: 93-114.
- Orsi F, Geneletti D, Newton A. (2011)a. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: an expert panel-based approach. *Ecological Indicators* 11:337–347
- Orsi, F., Church, R. L., Geneletti, D. (2011)b. Restoring forest landscapes for biodiversity conservation and rural livelihoods: A spatial optimization model. *Environmental Modelling and Software*, 26(12), 1622-1638.

- Orsi, F. and Geneletti D. (2010). Identifying priority areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning* 94(1): 20-30.
- Otavo, S., Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(4), 924-935.
- Otero L (2006) La huella del fuego. Historia de los bosques nativos. Poblamiento y cambios en el paisaje del sur de Chile. Pehuen.
- Pastorino, M.J., L.A. Gallo, H.H. Hattemer. 2004. Genetic variation in natural populations of *Austrocedrus chilensis*, a cypress of the Andean-Patagonian Forest. *Biochemical Systematics and Ecology* 32: 998-1008
- Pauchard, A., Villarroel, P. (2002). Protected areas in Chile: history, current status, and challenges. *Natural Areas Journal*, 22(4), 318-330.
- Petit, R. J., El Mousadik, A., Pons, O. (1998). Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conservation biology*, 12(4), 844-855
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Phua, M. H., Minowa, M. (2005). A GIS-based multi-criteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale: a case study in the Kinabalu Area, Sabah, Malaysia. *Landscape and Urban Planning*, 71(2-4), 207-222.
- Premoli, A. C., Souto, C. P., Trujillo, S., del Castillo, R. F., Quiroga, P., Kitzberger, T., Rivera, R. (2011). Impact of forest fragmentation and degradation on patterns of genetic variation and its implication for forest restoration. *Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America*, 205.
- Prescott, C. E. (2002). The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree physiology*, 22(15-16), 1193-1200
- Pullinger, M. G., and C. J. Johnson. 2010. Maintaining or restoring connectivity of modified landscapes: evaluating the least-cost path model with multiple sources of ecological information. *Landscape Ecology* 25:1547–1560.
- Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlishaw, G., Mace, G. M. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 267(1456), 1947-1952.
- Ramirez-Collio, K., Vergara, P. M., Simonetti, J. A. (2017). Converting clear cutting into a less hostile habitat: The importance of understory for the abundance and movement

- of the Chestnut-throated Huet-Huet (*Pteroptochos castaneus*: Rhinocryptidae). *Forest Ecology and Management*, 384, 279-286.
- Reed J., Van Vianen J., Deakin E., Barlow J., Sunderland T. (2016) Integrated landscape approaches to managing social and environmental issues in the tropics: learning from the past to guide the future. *Glob Change Biol.* 22:2540-2554.
- Reynolds, K., Murphy, P., Paplanus, S. (2017). Toward Geodesign for Watershed Restoration on the Fremont-Winema National Forest, Pacific Northwest, USA. *Sustainability*, 9(5), 678.
- Reynolds, L. K., McGlathery, K. J., Waycott, M. (2012). Genetic diversity enhances restoration success by augmenting ecosystem services. *PloS one*, 7(6).
- Riitters, K.H., Wickham, J.D., O'Neill, R.V., Jones, K.B., Smith, E.R., Coulston, J.W., Wade, T.G. Smith, J.H. (2002) Fragmentation of continental United States forests. *Ecosystems* 5:815-822.
- Riitters, K.H.; Wickham, J.D. (2012). Decline of forest interior conditions in the conterminous United States. *Scientific Reports* 2, Article number: 653. DOI 10.1038/srep00653
- Ruiz, E., F. González, C. Torres-Diaz C, G. Fuentes, M. Mardones, T. Stuessy, R. Samuel, J.Becerra, M. Silva. 2007. Genetic diversity and differentiation within and among Chilean populations of *Araucaria araucana* (Araucariaceae) based on allozyme variability. *Taxon* 56: 1221-1228.
- San Martín, J. (2005). Vegetación y diversidad florística en la Cordillera de la Costa de Chile Central (34° 44'-35° 50'S). Pp 178-196. En Smith-Ramirez C., Armesto J., Valdovino C. (Eds.) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria
- Saunders, A., Norton, D. A. (2001). Ecological restoration at mainland islands in New Zealand. *Biological Conservation*, 99(1), 109-119.
- Schmidt, K., K. Jensen. (2000). Genetic structure and AFLP variation of remnant populations in the rare plant *Pedicularis palustris* (Scrophulariaceae) and its relation to population size and reproductive components. *American Journal of Botany* 87: 678-689
- Schulz, J. J., Schröder, B. (2017). Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. *Ecosphere*, 8(1), e01644.
- Schulz, J. J., Cayuela, L., Echeverría, C., Salas, J., Benayas, J. M. R. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography*, 30(3), 436-447.

- Simonetti, J. A., Grez, A. A., Estades, C. F. (2013). Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, 27(5), 1117-1121.
- Squeo, F. A., Estévez, R. A., Stoll, A., Gaymer, C. F., Letelier, L., Sierralta, L. (2012). Towards the creation of an integrated system of protected areas in Chile: achievements and challenges. *Plant Ecology Diversity*, 5(2), 233-243.
- Song, X. P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., Townshend, J. R. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560(7720), 639-643
- Stanturf, J. A., B. J. Palik, and R. K. Dumroese. 2014b. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* 331:292–323.
- Stockwell, C. A., A. P. Hendry, and M. T. Kinnison. (2003). Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology Evolution* 18:94–101.
- Suding, K. N. (2011). Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 465-487.
- Suedel, B. C., Burks-Copes, K. A., Kim, J., McKay, S. K. (2011). Using multi-criteria decision analysis to support ecosystem restoration planning.
- Tambosi, L. R., Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P. (2014). A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology*, 22(2), 169-177.
- Thomas, E., Jalonen, R., Loo, J., Boshier, D., Gallo, L., Cavers, S. Bozzano, M. (2014). Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. *Forest Ecology and Management*, 333, 66-75.
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73-81.
- Torres-Díaz, C., E. Ruiz, F. González, G. Fuentes, L. Cavieres. 2007. Genetic diversity in *Nothofagus alessandrii* (Fagaceae), an endangered endemic tree species of the coastal Maulino forest of Central Chile. *Annals of Botany* 100: 75-82
- Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 20(1), 171-197.
- Turner, M. G., Donato, D. C., Romme, W. H. (2013). Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landscape ecology*, 28(6), 1081-1097.

- Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill, R. V., O'Neill, R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice (Vol. 401). New York: Springer.
- Turner, M. G., O'Neill, R. V., Gardner, R. H., Milne, B. T. (1989). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape ecology*, 3(3-4), 153-162
- Twedt, D. J., Uihlein, W. B., Blaine Elliott, A. (2006). A spatially explicit decision support model for restoration of forest bird habitat. *Conservation Biology*, 20(1), 100-110.
- Underwood, E. C., Viers, J. H., Klausmeyer, K. R., Cox, R. L., Shaw, M. R. (2009). Threats and biodiversity in the mediterranean biome. *Diversity and Distributions*, 15(2), 188-197.
- Urban, D. L., O'Neill, R. V., Shugart Jr, H. H. 1987. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience*, 37(2).
- Uribe, D., Geneletti, D., Castillo, R. F., Orsi, F. (2014). Integrating stakeholder preferences and GIS-based multicriteria analysis to identify forest landscape restoration priorities. *Sustainability*, 6(2), 935-951.
- Uribe, S. V., Estades, C. F., Radeloff, V. C. (2020). Pine plantations and five decades of land use change in central Chile. *PloS one*, 15(3), e0230193.
- Valente, R. A., Petean, F. C. D. S., Vettorazzi, C. A. (2017). Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. *Cerne*, 23(1), 53-60.
- Vandergast, A. G., Perry, W. M., Lugo, R. V., Hathaway, S. A. (2011). Genetic landscapes GIS Toolbox: tools to map patterns of genetic divergence and diversity. *Molecular Ecology Resources*, 11(1), 158-161.
- Venegas, C. F. (2015). Variabilidad genética en subpoblaciones de *Pitavia punctata* Mol. Especie endémica amenazada del sur de Chile (Tesis Ingeniería en Biotecnología Vegetal). Concepción, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.
- Vergara, P. M., Simonetti, J. A. (2006). Abundance and movement of understory birds in a Maulino forest fragmented by pine plantations. *Biodiversity Conservation*, 15(12), 3937-3947.
- Vettorazzi, C. A., Valente, R. A. (2016). Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. *Ecological Engineering*, 94, 255-267.
- Villagrán Moraga, C., Armesto, J. J. (2005). Fitogeografía histórica de la Cordillera de la Costa de Chile. Pp 99-115. En Smith-Ramirez C., Armesto J., Valdovino C. (Eds.) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial universitaria

- Vogt P, Riitters, K, 2017. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, 50, 1, pp. 352-361
- Watson J., Grantham H., Wilson K., Possingham H. (2011). Systematic conservation planning: past, present and future. Pages 136–160. In: Ladle R, Whittaker R. (Eds.) *Conservation biogeography*. JohnWiley Sons, Chichester, United Kingdom
- Wiens J. (2002). Central concepts and issues of landscape ecology. In Gutzwiller K ed. *Appyling landscape ecology in biological conservation*. New York, USA. Springer. p. 3-21
- Wiens, John A, Van Horne, Beatrice, Noon, Barry R. (2002). Integrating landscape structure and scale into natural resource management. *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, Cambridge, 23-67
- Williams, D. R., Balmford, A., Wilcove, D. S. (2020). The past and future role of conservation science in saving biodiversity. *Conservation Letters*, e12720.
- Wilson K., Carwardine J., Possingham H. (2009). Setting conservation priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162:237–264
- Wilson, K., Lulow, M., Burger, J., Fang, Y. C., Andersen, C., Olson, D., O’Connell M., McBride, M. F. (2011). Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 715-725.
- Wilson, K., McBride, M. F., Bode, M., Possingham, H. P. (2006). Prioritizing global conservation efforts. *Nature*, 440(7082), 337-340.
- WWF. 2018. *Living Planet Report - 2018: Aiming Higher*. Grooten, M. and Almond, R.E.A. (Eds). WWF, Gland, Switzerland
- Young, A., Boyle, T., Brown T. (1996). The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 413-418.
- Zamorano-Elgueta, C., Benayas, J. M. R., Cayuela, L., Hantson, S., Armenteras, D. (2015). Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management*, 345, 10-20.

## DISCUSIÓN GENERAL

La acelerada y drástica homogenización del paisaje forestal en el centro sur de Chile (Heilmayer et al. 2016; Echeverría et al. 2019), ha traído innumerables consecuencias ecológicas, siendo evidente el declive de la biodiversidad (Bustamante y Castor 1998; Vergara y Simonetti 2004; Espinoza et al. 2012; Braun et al. 2017). La sistematización de los impactos ecológicos través de CiteSpace, reveló que existe una marcada tendencia hacia evaluar los impactos sobre la biodiversidad principalmente a nivel de comunidad y a nivel de especie, siendo los atributos más reportados, la disminución en la riqueza de especies y variaciones en la abundancia de especies nativas y endémicas. Al mismo tiempo quedo en manifiesto la evidente necesidad de vincular, cómo la pérdida de biodiversidad producto de la modificación del paisaje, afecta los procesos ecosistémicos y a su vez tiene implicancias en la provisión de servicios ecosistémicos, es decir, los bienes y servicios que proveen los ecosistemas. También se corroboró que la zona más devastada producto de este cambio en el paisaje ha sido la Cordillera de la Costa entre las regiones del Maule y la Araucanía. La síntesis de las consecuencias del cambio en el paisaje aquí presentada, demuestran lo insostenible que se ha vuelto el modelo forestal chileno y no solo desde el punto ecológico, sino que también desde el punto de vista socio-ambiental (Reyes et al. 2014; Andersson et al. 2016). A pesar de los múltiples estudios que han reportado la drástica y acelerada sustitución del bosque nativo en Chile (Echeverría et al. 2006; Aguayo et al. 2009; Altamirano et al. 2013), de acuerdo con las estimaciones de la FAO para el 2015, Chile es uno de los pocos países a nivel mundial que ha tenido una ganancia neta de bosque. Esto debido a que no hay distinción entre plantaciones de especies exóticas y bosque nativo, lo que se vuelve un tema controversial, debido a los efectos negativos que las extensas áreas de plantaciones forestales tienen sobre la biodiversidad (Putz y Redford 2010).

Es necesario revertir estas tendencias a través de la implementación de políticas públicas que equilibren el desarrollo socio-económico con la conservación de la biodiversidad (Andersson et al. 2016), incentivando el desarrollo sostenible y restauración de los bosques degradados para asegurar el bienestar humano (Erbaugh y Oldekop 2018). Para el 2015 en Chile, existían



aproximadamente 60 iniciativas de restauración ecológica en diferentes zonas y escalas espaciales (Smith-Ramírez et al. 2015). Sin embargo, los esfuerzos de restauración en Chile deben concentrarse menos a nivel de sitio y más a nivel de paisaje (Bannister et al. 2018). Esto, en el contexto de restaurar los patrones y procesos que se han visto fuertemente modificados productos de la transformación del paisaje por acción antrópica (véase capítulo I). De este modo, la restauración a escala de paisaje, no solo permite recuperar la conectividad entre fragmentos, permitiendo la movilidad de las especies, sino que también asegura la provisión continua de servicios ecosistémicos en el tiempo (Fisher et al. 2008).

En el enfoque de priorización de sitios para restauración presentado en el capítulo II, se establecieron objetivos de restauración basados en los resultados del capítulo I, sobre qué atributos por nivel ecológico han sido más afectados productos de la modificación del paisaje. Aplicar una metodología sistemática estructura es fundamental para abordar los objetivos planteados en la restauración (Mansourian et al. 2017). El análisis de decisión multi-criterio (MCDA), integrado en un sistema de información geográfica (SIG) nos proporcionó una metodología sistemática eficaz y reproducible, que permitió resolver de forma eficiente un problema de decisión local, ¿cuáles son los sitios prioritarios para restauración en un paisaje severamente transformado en la Cordillera de la Costa del centro sur de Chile? al mismo tiempo permite la manipulación de extensas cantidades de información y la participación de expertos en restauración y de todas las partes interesadas (Mendoza y Prabhu 2000). Los sitios identificados como prioritarios para restauración se ubican principalmente en áreas que han sido extensamente deforestadas (actualmente con otra cobertura) en la Cordillera de la Costa de la región del Maule; en sitios con presencia de bosque nativo degradado en la Cordillera de Nahuelbuta; y en sitios donde coexisten diferentes especies amenazadas con bajos niveles de diversidad genética. Estos resultados demuestran la necesidad de abordar sistemáticamente los diferentes componentes de la biodiversidad de los cuales depende la funcionalidad del paisaje y con un enfoque multi-nivel para identificar sitios prioritarios potenciales para restauración. La metodología desarrollada en el capítulo II, establece directrices que aportan a los compromisos internacionales de restauración suscritos por Chile y al futuro Plan Nacional de Restauración a Escala de Paisaje, que busca promover la recuperación de la funcionalidad de los ecosistemas y suelos degradados.

## CONCLUSIONES GEGERALES

La extensiva y rápida transformación del paisaje del centro sur de Chile, principalmente por procesos de sustitución degradación y fragmentación del bosque nativo, ha provocado impactos sustanciales sobre la biodiversidad. Futuros estudios sobre las consecuencias del cambio en el paisaje deberían centrarse en determinar como el cambio en la cobertura y uso del suelo hacia terrenos productivos afectan los diversos procesos de los ecosistemas y cómo estos repercuten en los bienes y servicios que los ecosistemas proveen a la sociedad.

Existe una necesidad crítica de orientación y creación de metodologías de priorización de sitios para restauración para la buena asignación de los recursos y aumentar la integridad ecológica del paisaje. El presente análisis sugiere que es necesario considerar una perspectiva de análisis multi-nivel a partir de datos generados a diferentes escalas espaciales y temporales para identificar sitios prioritarios para restauración.



## REFERENCIAS GENERALES

- Acosta-Jamett, G., Simonetti, J. A. (2004). Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity Conservation*, 13(6), 1135-1151.
- Alvarez-Garreton, C., Lara, A., Boisier, J. P., Galleguillos, M. (2019). The impacts of native forests and forest plantations on water supply in Chile. *Forests*, 10(6), 473.
- Andersson, K., Lawrence, D., Zavaleta, J., Guariguata, M. R. (2016). More trees, more poverty? The socioeconomic effects of tree plantations in Chile, 2001–2011. *Environmental management*, 57(1), 123-136.
- Aronson, J., Alexander, S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*, 21(3), 293-296.
- Bannister, J. R., Vargas-Gaete, R., Ovalle, J. F., Acevedo, M., Fuentes-Ramirez, A., Donoso, P. J.,... Smith-Ramírez, C. (2018). Major bottlenecks for the restoration of natural forests in Chile. *Restoration Ecology*, 26(6), 1039-1044.
- Becerra, P. I., Simonetti, J. A. (2013). Patterns of exotic species richness of different taxonomic groups in a fragmented landscape of central Chile. *Bosque*, 34(1), 45-51.
- Bustamante, R. O., Castor, C. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruiñ (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity Conservation*, 7(12), 1607-1626.
- Camus, P. (2006). *Ambiente, Bosques y Gestión Forestal en Chile: 1541-2005*. Centro de Investigaciones Barros Arana. DIBAM. LOM Ediciones, Santiago, Chile.
- De La Vega, X., Grez, A. A., Simonetti, J. A. (2012). Is top-down control by predators driving insect abundance and herbivory rates in fragmented forests? *Austral Ecology*, 37(7), 836-844.
- De Santo T. L., M. F. Willson, K. E. Sieving y J. J. Armesto (2002). Nesting biology of tapaculos (Rhinocryptidae) in fragmented southtemperate rainforests of Chile. *Condor* 104: 482-495.
- Díaz S., Fargione J., Chapin F., Stuart I. Tilman D. (2006) Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biol* 4, e277.
- Erbaugh, J. T., Oldekop, J. A. (2018). Forest landscape restoration for livelihoods and well-being. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 32, 76-83.

- Echeverría, C., D. Coomes, J. Salas, J. Rey-Benayas, A. Lara, A. Newton. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130: 481-494.
- Echeverría, C., R. Fuentes, R. Heilmayr (2019). Cambios de uso y cobertura del suelo en la CC del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. Pp. 471-486. En Smith-Ramírez C y F. Squeo (Eds.) *Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile*. Editorial Universidad de los Lagos, Chile
- Espinoza, C. L., Murúa, M., Bustamante, R. O., Marín, V. H., Medel, R. (2012). Reproductive consequences of flower damage in two contrasting habitats: the case of *Viola portalesia* (Violaceae) in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85(4), 503-511.
- FAO (2016). The state of the world's forest. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities. Roma. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i5588e.pdf>
- FAO (2028). The state of the world's forest. Forest pathways to sustainable development. Roma. Disponible en <http://www.fao.org/3/i9535en/i9535en.pdf>
- Ferrier, S., Wintle, B.A., 2009. Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: matching the solution to the need. In: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P. (Eds.), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford, pp. 1-13.
- Fierro, A., Grez, A. A., Vergara, P. M., Ramírez-Hernández, A., Micó, E. (2017). How does the replacement of native forest by exotic forest plantations affect the diversity, abundance and trophic structure of saproxylic beetle assemblages? *Forest ecology and management*, 405, 246-256.
- Fisher B., K. Turner., M. Zylstra., R. Brouwer., R. De Groot., S. Farber., P. Ferraro., R. Green., D.Hadley., J. Harlow., P. Jefferiss., C. Kirkby., P. Morling., S. Mowatt., R. Naidoo., J. Paavola., B. Strassburg., D. Yu y A. Balmford. 2008. Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. *Ecological Applications* 18: 2050–2067.
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzar, C., Fischer-Kowalski, M. (2007). Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12942-12947.
- Holl, K. D., Crone, E. E., Schultz, C. B. (2003). Landscape restoration: moving from generalities to methodologies. *BioScience*, 53(5), 491-502.
- Lara, A., Solari, M. E., Prieto, M. D. R., Peña, M. P. (2012). Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de

- los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°-43° 30 S). *Bosque (Valdivia)*, 33(1), 13-23.
- Mace G, H Masundire, J Baillie, T Ricketts y T Brooks. (2005). Biodiversity. In: Hassan R, Scholes R, Ash N, editors. *Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the Conditions and Trends Working Group*. Washington (D. C.). Island Press, 77-122.
- Mansourian, S., Dudley, N., Vallauri, D. (2017). Forest landscape restoration: Progress in the last decade and remaining challenges. *Ecological Restoration*, 35(4), 281-288.
- Margules, C., Pressey, R. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243.
- McDonald, T., Gann, G., Jonson, J., Dixon, K. (2016). International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. (Society for Ecological Restoration: Washington, DC, USA.)
- Mendoza, G. A., Prabhu, R. (2000). Multiple criteria decision making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: a case study. *Forest Ecology and Management*, 131(1), 107-126
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., González, M. (2017). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 17(1), 285-297.
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F., Lara, A. (2015). Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied Geography*, 60, 20-28.
- Myers, N., Mittermeyer R., Mittermeyer C., da Fonseca G., Kent J., (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Noh, J. K., Echeverría, C., Pauchard, A., Cuenca, P. (2019). Extinction debt in a biodiversity hotspot: the case of the Chilean Winter Rainfall-Valdivian Forests. *Landscape and ecological engineering*, 15(1), 1-12.
- Phua, M. H., Minowa, M. (2005). A GIS-based multi-criteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale: a case study in the Kinabalu Area, Sabah, Malaysia. *Landscape and Urban Planning*, 71(2-4), 207-222.
- Putz, F. E., Redford, K. H. (2010). The importance of defining 'forest': Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica*, 42(1), 10-20.
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C., Morales, L. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape ecology*, 33(3), 439-453.

- Sala OE, FS Chapin , JJ Armesto, E Berlow, J Bloomfield, R Dirzo, E Huber-Sanwald, LF Huenneke, RB Jackson, et al. 2000a. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Smith-Ramírez, C., González, M. E., Echeverría, C., Lara, A. (2015). Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos: Current state of ecological restoration in Chile: Perspectives and challenges. In *Anales del Instituto de la Patagonia* (Vol. 43, No. 1, pp. 11-21). Universidad de Magallanes.
- Song, X. P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., Townshend, J. R. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560(7720), 639-643
- Steffen W, A Persson, L Deutsch, J Zalasiewicz, M Williams, K Richardson, C Crumley, P Crutzen, C Folke, et al. 2011. The Anthropocene: from global change to planetary stewardship. *Ambio* 40:739–761
- Turner, M. G., O'Neill, R. V., Gardner, R. H., Milne, B. T. (1989). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape ecology*, 3(3-4), 153-162
- Urban, D. L., O'Neill, R. V., Shugart Jr, H. H. 1987. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience*, 37(2).
- Vergara, P. M., Simonetti, J. A. (2004). Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *Oryx*, 38(4), 383-388.
- Wilson, K., Lulow, M., Burger, J., Fang, Y. C., Andersen, C., Olson, D., O'Connell M., McBride, M. F. (2011). Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 715-725.
- Wu J. 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology* 28:999-1023.