



Universidad de Concepción  
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas



## **AGREGACIÓN ESPACIAL DEL BOSQUE NATIVO Y SU RELACIÓN CON LA ACCESIBILIDAD Y EL RELIEVE DEL TERRITORIO EN EL CENTRO SUR DE CHILE (35° y 40° LS)**



Seminario de Título presentado a la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas  
Para optar al título de Biólogo

Jorge Antonio Barreda Tapia

Concepción, Agosto de 2018

## CARTA DE AUTORIZACIÓN

Mediante este documento, Yo Jorge Antonio Barreda Tapia autorizo el uso público del documento titulado "*Agregación espacial del bosque nativo y su relación con el accesibilidad y el relieve del territorio en el Centro sur de Chile (35° y 40° LS)*", con el cual opto por el título Biólogo en la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción.



A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Jorge Antonio Barreda Tapia', written over a horizontal line.

Jorge Antonio Barreda Tapia

Rut: 18.144.951-9

Matricula: 2011433833

Cel: +56986605140

Este Seminario de Título ha sido desarrollado en el Departamento de Planificación y ordenamientos territorial de la Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción.



Profesor guía: Dr. Mauricio Aguayo Arias

Profesores evaluadores: Dr. Cristian Echevarría Leal

Dr. Pedro Victoriano Sepúlveda

## CONTENIDO

1. AGRADECIMIENTOS	4
2. RESUMEN	5
3. INTRODUCCIÓN	6
I. Transformación del paisaje: deforestación y fragmentación del bosque nativo	6
II. Teoría y conceptos para el estudio de la fragmentación del bosque nativo	10
III. Herramientas para el estudio de la ecología de paisaje	12
4. HIPÓTESIS	13
5. OBJETIVOS	14
I. General	14
II. Específicos	14
6. MÉTODOS	15
I. Área de estudio	15
II. Bases de datos y construcción de set de archivos	17
III. Métricas del paisaje	17
IV. Análisis de puntos caliente y puntos fríos de agregación espacial	19
V. Relación entre métricas del paisaje y las variables de accesibilidad y relieve del territorio	19
7. RESULTADOS	20
I. Métricas de Agregación del paisaje	20
II. Análisis de puntos calientes y puntos fríos	21
i. Índice de Agregación (IA)	21
ii. Índice de División (ID)	23
iii. Índice de Proximidad media (IP)	25
III. Modelo de Regresión Múltiple	28
i. Modelo con variable de respuesta Índice de Agregación	28
ii. Modelo con variable de respuesta del Índice de División	31
iii. Modelo con variable de respuesta del Índice de Proximidad media (IP)	33
8. DISCUSIÓN	36
9. BIBLIOGRÁFICA	43

## 1. AGRADECIMIENTOS

Agradezco encarecidamente a mi profesor guía Mauricio Aguayo Arias, por orientar esta investigación y abrirme las puertas a esta interesante y útil disciplina que es la ecología del paisaje.

A todos y todas las personas que han pasado por el Departamento de Planificación y Ordenamiento Territorial de la Facultad de Ciencias Ambientales en estos últimos dos años, junto a ustedes he tenido la oportunidad no sólo de conocer esta disciplina desde el punto de vista académico, sino también de aportar con un granito de arena desde el escritorio y el bosque, al uso sustentable del territorios en nuestra región.

A mis compañeros y compañeras de carrera y militancia, sin duda han sido fundamentales en mi formación como profesional íntegro y dispuesto a contribuir a los procesos de cambio necesarios para mejorar las condiciones de vida de nuestra gente.

A los tíos auxiliares de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanografía, por su calidad humana, y todas esas conversaciones de pasillo que me permitieron tener mayor esperanza en las personas y comprender un poco más la complejidad en la realidad en la que vivimos.

No puedo dejar pasar esta oportunidad sin reconocer y agradecer la gran contribución que ha hecho Alexandra Elbakyan, a través de las diferentes versiones de la página web Scihub, a la liberación el conocimiento y la superación del paradigma del conocimiento como una mercancía. Creo sin titubeos, que el conocimiento es una construcción social, basada en el trabajo de una larga cadena de experiencias y voluntades, y por lo tanto, este debe ser libre para el que desee acceder a él.

Finalmente, tendría que elaborar otra tesis para poder explicar lo agradecido que me siento de mi familia, en especial de mi padre y mi madre. Su trabajo abnegado y su amor incondicional crearon una burbuja de protección para mi hermano y para mí, que hoy en día me permiten cerrar este proceso.

A todas y todos ustedes, mis incondicional respeto y agradecimiento.

## 2. RESUMEN

Se analizó la agregación espacial del bosque nativo a gran escala en el centro sur de Chile (35° y 41° LS), y se evaluó su relación con los factores de accesibilidad de caminos y relieve del territorio. Para esto se calcularon las métricas de agregación espacial: Índice de Agregación, Índice de División e Índice de Proximidad media en el área de estudio. Además, para evidenciar zonas de valores altos y bajos para cada métrica calculada, mediante un análisis de puntos calientes  $G_i^*$  de Getis-Ord. Por último, para evaluar la relación entre la agregación espacial del bosque nativo y los factores anteriormente señalados, se realizó un análisis de regresión múltiple para cada uno de las métricas, usando como variables independiente la densidad de caminos, distancia a caminos, altura media y pendiente media.

Se obtuvieron valores espacialmente heterogéneos de la agregación espacial, los cuales presentaron un patrón de distribución coherente y coincidente en cuanto a la interpretación de las diferentes métricas calculadas. Se evidenciaron altos grados de agregación en gran parte de la cordillera de la precordillera y cordillera andina, cordillera de Nahuelbuta y en la zona costera del sur del área de estudio.

En cuanto a la relación entre variables, se concluye que la pendiente media es la variable independiente que mayor influencia ejerce, relacionándose positivamente con la agregación espacial del bosque nativo en el centro sur del país.

Los resultados aquí obtenidos pueden ser un aporte en la orientación de nuevas áreas protegidas, el diseñar corredores ecológicos a escala de paisaje para el libre desplazamiento de la fauna silvestre de alta movilidad, como también para identificar zonas que requieran restricciones que permitan la convivencia entre la biodiversidad y las actividades humanas.

### 3. INTRODUCCIÓN

#### I. Transformación del paisaje: deforestación y fragmentación del bosque nativo

Se calcula que cerca de la mitad de la superficie de la tierra ha sido transformada por acción humana (Vitousek *et al* 1997), alcanzando niveles de cambio comparables a los ocurridos en períodos glaciares del pasado (Graedel *et al.*, 2001). Los cambios de cobertura y uso de suelos (CCUS), son considerados como una de las alteraciones ambientales más importantes de la sociedad contemporánea (Foley *et al* 2005), siendo resultado de una compleja ecuación en la que participan factores sociales – que contienen elementos políticos, económicos y culturales- y el medio físico (Foley *et al* 2005). Generalmente, son usados los argumentos del crecimiento de la población humana y la pobreza social para explicar el fenómeno anterior, debido al aumento de la demanda de energía y recursos naturales para abastecimiento de alimento, fibra, agua, y abrigo para los más de seis mil millones de habitantes del planeta (Foley *et al* 2005). No obstante, Lambin *et al* (2001) sin negar dicho argumento, afirman que las oportunidades de inversión del sector privado, potenciadas por el libre mercado e incentivos estatales constituyen el principal factor forzante de los CCUS.

Gran parte de los CCUS del paisaje han ocurrido sobre las coberturas boscosas, proceso que se conoce como deforestación (Amacher *et al.*, 2009). Esto se ha desarrollado con el objetivo de habilitar terrenos para la agricultura, ganadería, plantaciones forestales, áreas urbanas e industriales, además de aprovechamiento de los recursos madereros (Sala *et al* 2000). La deforestación ha tenido repercusiones significativas tanto en el plano ecológico como socioeconómico (Meynard *et al.*, 2007). La pérdida de abundancia y riqueza de especies (Turner, 1996; Santos & Tellería, 2006), el aislamiento de hábitats (Debinski & holt, 2000) la erosión y desertificación de los suelos (Henríquez *et al.*, 2006; Mainville *et al.*, 2006), y la pérdida de servicios ecosistémicos tales como reserva y calidad de agua dulce (Oyarzún & Huber 1999; Oyarzún *et al* 2005), y espacios de recreación en la naturaleza (Nahuelhual *et al.*, 2014), son algunas de las repercusiones ocasionada por la deforestación.

La cuantificación del cambio, las causas y efectos de la deforestación ha sido ampliamente estudiado en bosques tropicales de América del Sur (Barreto *et al* 2006; Kirby *et al* 2006; Sierra 2013; Achard *et al* 2014; Alarcon *et al* 2016). Por su parte en Chile, se han notificado varios estudios de los cambios de cobertura y uso de suelo (CCUS) en intervalos de tiempos recientes a escalas locales (Echeverría *et al* 2006; Aguayo *et al* 2009; Altamirano

y Lara 2010; Otavo y Echeverría 2017). Además, se realizó una reconstrucción histórica del paisaje de la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos (Lara *et al*, 2012), y recientemente, se estudió la transición forestal a gran escala (Heilmayr *et al* 2016). De la reconstrucción del paisaje, se estima que, en el año 1550, el bosque nativo cubría 11,3 millones de hectáreas, lo que representa el 68% del total de área estudiada. Esta cifra sería reducida para el año 2007 a 5,8 millones de ha, el 51 % de la cobertura original (Lara *et al* 2012). A su vez, entre el año 1986 y el 2011 la cobertura de bosque nativo entre la región de Valparaíso y Los Lagos se habría reducido en un 33% (Heilmayr *et al* 2016). Varios autores coinciden que el principal factor responsable de la pérdida de la cobertura de bosque nativo durante las últimas décadas ha sido la actividad forestal (Echeverría *et al*, 2006; Aguayo *et al*, 2009; Miranda *et al*, 2015; León-Muñoz *et al* 2017; Otavo y Echeverría 2017). A pesar de que las plantaciones forestales se han establecido mayormente sobre terrenos agrícolas y matorral arbustivo, el 22,3% del total de esta cobertura se ha desarrollado a expensas del bosque nativo (Heilmayr *et al* 2016). Además, otros autores han encontrado porcentaje de sustitución de plantación forestal - bosque nativo considerablemente mayores en zonas de las regiones del Maule y Biobío, (Altamirano *et al* 2010; Nahuelhual *et al* 2012).

En la búsqueda de factores asociados a la deforestación, se ha identificado una serie de variables de tipo ambientales y socioeconómicas potenciales que podrían, de forma conjunta, explicar este fenómeno (Lambin *et al* 2001; Carr 2004; Barreto *et al* (2006) Etter *et al* 2006; Sierra 2013). Por ejemplo, en la cuenca del Amazona se han identificado los siguientes factores: caminos y carretera, extracción de madera, incendios, ganadería, agricultura, energía, asentamientos humanos (Kirby *et al* 2006). Sin duda, los caminos son el factor que más estragos ha causado a los bosques amazónicos, y además, se relacionan directamente con la ocurrencia de los demás factores (Kirby *et al* 2006). Barreto *et al* (2006) evidenció que, a cincuenta kilómetros de carretera, la deforestación llega a casi el sesenta por ciento en tramos asfaltados, y un diez por ciento en los tramos no asfaltados de la misma ruta. Esto ha generado que el ochenta por ciento del total deforestado en la Amazonía se encuentre a menos de treinta kilómetros de una ruta oficial. Por su parte, un estudio realizado en México, identifican los factores de altitud, distancia a carreteras, distancia a localidades y, sobre todo, la pendiente del terreno, como los principales indicadores para explicar la deforestación en diferentes periodos y tipos de bosques analizados (Osorio *et al* 2015).

En Chile, se ha evidenciado un patrón de uso de suelo fuertemente influenciados longitudinalmente por el relieve del territorio, y latitudinalmente por el clima (Heilmayr *et al* 2016). Además, grandes tasas de pérdida de bosque nativo se han notificado en terrenos con buena accesibilidad, altitudes medias o bajas, y terrenos planos o con pendientes leves (Altamirano *et al* 2010; Zamorano *et al* 2015).

Por otro lado, la fragmentación del bosque nativo es un fenómeno dinámico a escala de paisaje, que implica la ruptura de una cobertura originalmente continúa debido a un disturbio natural o antrópico, que genera una subdivisión en dos o más fragmentos de menor tamaño, los cuales paulatinamente toman distancia entre sí (Saunders *et al* 1991; Fahrig 2003). Algunos factores que generan fragmentación del bosque nativo son: la construcción de caminos, el desarrollo urbano e industrial, la invasión de especies exóticas, la contaminación y los cambios en las condiciones climáticas (Forman & Godron 1986).

Debido al creciente interés por conocer las dinámicas que subyacen los procesos de fragmentación del paisaje, se han desarrollado diferentes modelos para describir y clasificar sus distintas etapas, los cuales han estado basados en: elementos estructurales del paisaje (Hobbs y Hopkins 1990; McIntyre y Hobbs 1999), alteraciones antrópicas (Jaeger 2000), y otra que considera tanto a los patrones espaciales como los procesos antrópicos (Echeverría *et al* 2012).

Los efectos ecológicos de la fragmentación son muy diversos, y pueden variar tanto por la composición, como por la configuración espacial de los fragmentos en el paisaje (Armenteras *et al* 2003). Estudios han demostrado los efectos sobre la abundancia, diversidad y relaciones interespecíficas en bosque fragmentados (Bustamante *et al* 2006) y determinando que las respuestas de las especies a la fragmentación son idiosincráticas, ya que en algunos casos se han visto efectos positivos, en otros negativos, e incluso, en algunos no se han presentado respuestas a la fragmentación (Bustamante *et al* 2006).

En cuanto a la cuantificación de la fragmentación de la cobertura boscosa, Echeverría *et al.* (2006) evidenciaron altos grados de fragmentación en un paisaje costero del río Maule-Cobquecura, durante un intervalo de tiempo de 25 años. Para 1975 el 44% de la superficie de bosque nativo se concentró en grandes extensiones continuas de entre 20.000 y 100.000 ha; para el año 2000, el 69% del bosque se distribuye en parches de <100ha y sólo 3% un tamaño mayor que 1.000 ha. Por su parte, Otavo & Echeverría (2017) estudiaron la fragmentación en la cordillera de Nahuelbuta, y notificaron que para el año

1986 el 22% del bosque primario se distribuía en parches de 50 a 500 ha, y un 17% en 7 parches mayores de 500 ha. Para el año 2011, el 18% del bosque se distribuye en parches de 50 a 500 ha, y tan solo un 10% en 3 parches de tamaño mayor que 500 ha.

A pesar de esto, no se conoce el estado de fragmentación de la cobertura de bosque nativo a gran escala en el centro sur de Chile, ni tampoco relaciones de los grados de fragmentación y los factores potencialmente causales. Esta información sería un insumo útil para orientar la planificación y ordenamiento de los usos del territorio, así como también su uso en la elaboración de planes conservación que busquen integrar las coberturas de bosque en corredores biológicos que permitan el aumento la conectividad funcional o flujo de organismos entre fragmentos de hábitats (Ayram *et al* 2014).



## II. Teoría y conceptos para el estudio de la fragmentación del bosque nativo

El problema de la fragmentación del hábitat ha sido abordado desde diferentes fundamentos teóricos. A mediados de los 70' y 80', la "Teoría de Biogeografía de Islas" de MacArthur & Wilson (1967) fue el principal modelo que abordó este problema desde el punto de vista comunitario (Haila, 2002). Bajo este modelo, los fragmentos de hábitat representan islas rodeada por una matriz uniformemente hostil, que constituyen un impedimento en diferentes grados para el tránsito de especies (MacArthur & Wilson 1967). Así, fragmentos que presentan gran tamaño, y que, a su vez, se disponen a distancias reducidas respecto a la fuente especies (bosque continuo o fragmentos de mayor tamaño), presentan mayor riqueza específica en comparación con fragmentos de menor tamaño y/o situados a largas distancias de una fuente. En efectos prácticos, este principio ha sido empleado para definir las dimensiones mínimas y formas en el diseño de áreas naturales protegidas, tales como parques y reservas, para asegurar la conservación de la biodiversidad (Subirós *et al* 2006).

Posteriormente, se desarrolló la Teoría de Metapoblaciones, la cual centra el análisis en las poblaciones de una misma especie (Levins 1969). Esta teoría postula que las poblaciones están constituidas por subpoblaciones que se encuentran distantes geográficamente en fragmentos de hábitat diferentes, las cuales interactúan mediante la interconexión ecológica por medio de corredores que permiten la colonización o recolonización de dichos fragmentos, los cuales, a su vez, están susceptibles a la extinción local (Levins 1969). Esta reflexión abriría el debate acerca de la insuficiencia de las áreas protegidas como método único para la conservación de la biodiversidad (Sepúlveda *et al* 1997), e incentivaría el estudio de la disponibilidad de hábitat (Saura & Pascual 2007) y los patrones espaciales a escala de paisaje (McGarigal *et al* 2002).

Dado que los paisajes son áreas espacialmente heterogéneas, al caracterizar el bosque nativo fragmentado se deben conocer los elementos con los que interactúa (Santos y Tellería 2006). Así, la composición del paisaje puede ser estimada cuantificando la diversidad, riqueza y abundancia de los tipos o clases de fragmentos presentes en él, considerando al bosque nativo como uno de los elementos que interactúa con el resto de fragmentos circundantes que constituyen su matriz (Greig & Bustamante 1995). Por otro lado, el *arreglo espacial*, corresponde a la estructura, configuración o disposición de los parches en el espacio, y puede ser calculado mediante métricas de forma, agregación y conectividad de los fragmentos, entre otros (McGarigal *et al* 2002).

Existe un efecto ocasionados por la matriz sobre la superficie periférica de un fragmento, comúnmente es conocido como “Efecto borde”, el cual se manifiesta mediante cambios bióticos y abióticos (Santos y Tellería 2006). Por lo tanto, el borde de un parche en el paisaje se define como la zona de transición entre clases o tipos de coberturas, y su percepción depende del organismo o variable estudiada (Santos y Tellería 2006). A su vez, es posible identificar una zona central del fragmento donde las condiciones adversas de la matriz no se manifiestan, esta se denomina “área núcleo”. Dado su geometría, los fragmentos de formas irregulares presentan mayor efecto borde, la cual a su vez reduce el espacio ocupado por su área núcleo, en comparación a fragmentos con formas regulares (Santos y Tellería 2006).

Por otra parte, la agregación del paisaje se vincula directamente con la fragmentación, y se refiere a la tendencia de los tipos de parches a distribuirse espacialmente de forma contagiosa (McGarigal & Marks 1995). Este término se relaciona con varios otros conceptos, que si bien presentan similitudes entre sí, se diferencian por pequeños detalles que para el estudio de la agregación espacial del paisaje es necesario aclarar. La **dispersión** se refiere a la distribución espacial de un tipo de parche (clase) sin referencia explícita a ningún otro tipo de parche. La dispersión trata de cómo se extiende o dispersa un tipo de parche, por lo que cuanto mayor es la dispersión, mayor es la desagregación de la clase o el paisaje. La **interferencia** por su parte, se refiere a la mezcla espacial de diferentes tipos de parches (clases), por medio de la frecuencia con la que cada clase es adyacente a otra, no haciendo referencia al tamaño, contigüidad o dispersión de los mismos. La **subdivisión** está estrechamente relacionada con el concepto de dispersión; ambos se refieren a la agregación de tipos de parches, pero la subdivisión trata explícitamente del grado en que los tipos de parches se dividen en parches separados (fragmentos). Finalmente, el **aislamiento** se relaciona con el concepto de subdivisión; ambos se refieren a la subdivisión de tipos de parches, pero el aislamiento trata explícitamente del grado en que los parches están espacialmente distantes entre sí, mientras que la subdivisión no aborda la distancia entre parches, solo su disyunción (McGarigal & Marks 1995).

### III. Herramientas para el estudio de la ecología de paisaje

En las últimas décadas, se han desarrollado y perfeccionado una serie de herramientas tecnológicas útiles para el estudio ecológico a escala de paisaje (Pauchard *et al* 2006). Algunas de esta son; los sensores remotos (fotografías aéreas e imágenes satelitales), Sistemas de Información Geográfica (SIG) y softwares que calculan una amplia gama de métricas del paisaje. Los sensores remotos como Landsat, QuickBird, IKONOS, entre otros, han ampliado la capacidad de estudiar grandes extensiones de territorio con imágenes de alta resolución (Pauchard *et al* 2006). A su vez, los SIG, -tales como ArcGis, Grass, QGis etc, han entregado una serie de facilidades en almacenamiento, manipulación, creación y análisis de información georreferenciada que han incentivado el uso de algoritmos para describir fenómenos a escala de paisaje (Puebla & Gould 1994). La aparición de diversas métricas que cuantifican los patrones del paisaje – composición y configuración- han sido cada vez más empleados mediante el uso de softwares de fácil manipulación que centralizan el cálculo de diversos índices y métricas del paisaje (McGarigal & Marks 1995). Por otro lado, en la década de 1990 se crea la revista *Landscape Ecology*, la cual ha sido una herramienta indispensable para el desarrollo de un creciente número de estudios a nivel mundial acerca de las causas y efecto de la pérdida y fragmentación de ecosistemas terrestres, y la comprensión de patrones que lo subyacen (Altamirano *et al* 2007; Echeverría *et al* 2006). No obstante, a nivel nacional la mayoría de estos estudios han estado enfocados a comprender dinámicas y procesos a nivel de paisaje a escalas espaciales de baja extensión (Grez *et al* 2006), o bien para entender el comportamiento de la biodiversidad e interacciones ecológicas en ambientes fragmentados (Grez *et al* 2007). Lo anterior ha dificultado la posibilidad de generar una aproximación amplia del estado actual y futuro del territorio, que permita orientar la toma de decisiones, y la elaboración de estrategias de ordenamiento territorial y planes de recuperación y conservación de los recursos naturales de nuestro país (Altamirano & Lara 2010).

#### 4. HIPÓTESIS

En el centro-sur de Chile, los grados de agregación espacial de la cobertura de bosque nativo se relacionan con factores de accesibilidad y características del relieve. De lo anterior se puede predecir: A mayor accesibilidad menor será la agregación espacial del bosque nativo (relación negativa), y a mayor pendiente y altitud mayor es la agregación espacial del bosque nativo (relación positiva).



## 5. OBJETIVOS

### I. General

Evaluar la relación entre la agregación espacial del bosque nativo y los factores de accesibilidad y relieve en el centro sur de Chile (35°-41°).

### II. Específicos

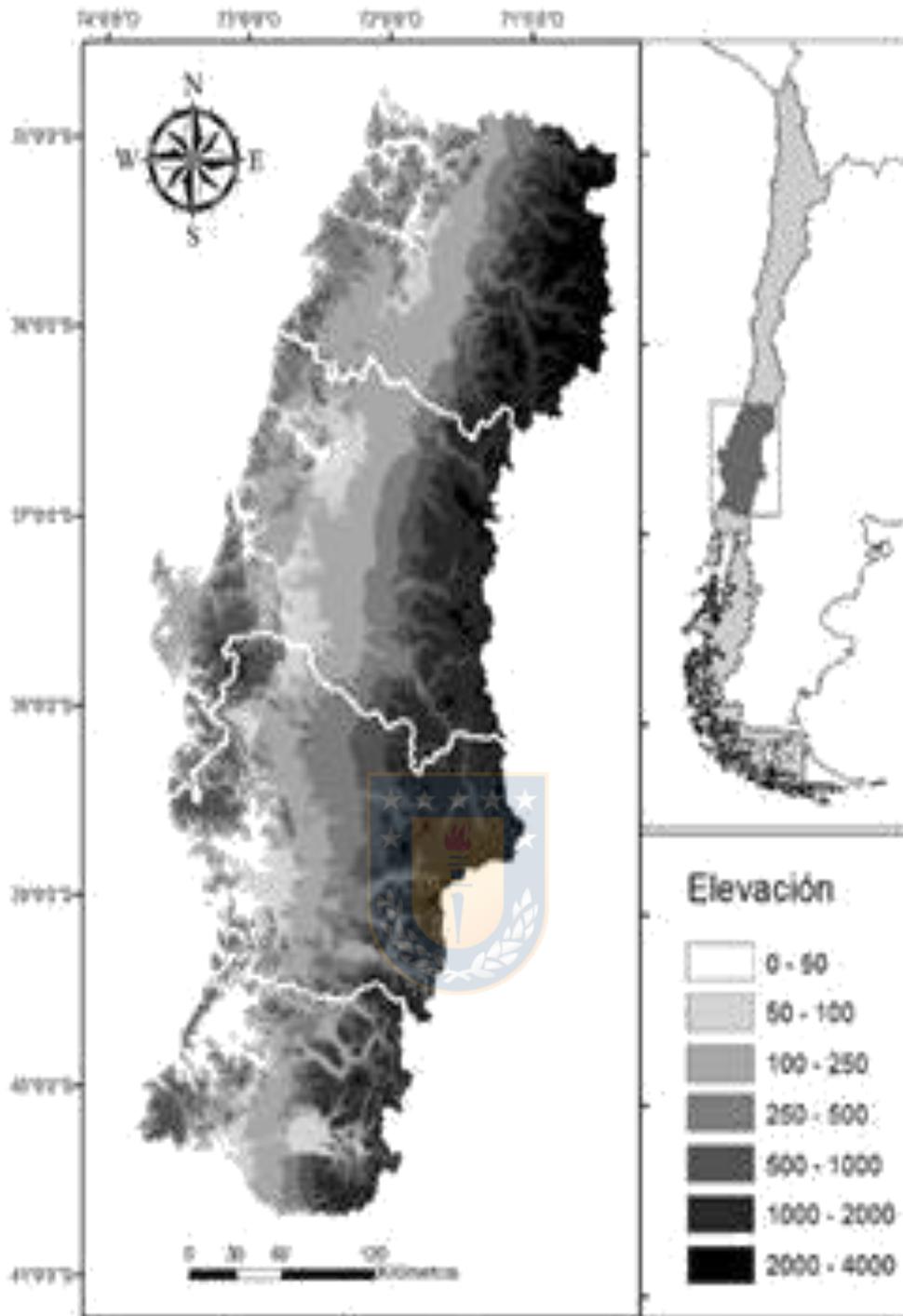
- Analizar la agregación espacial del bosque nativo a escala paisaje, evidenciando zonas con valores significativamente altos (puntos calientes) y bajo (puntos fríos) en el centro sur de Chile.
  
- Determinar el grado y tipo de relación entre la agregación espacial del bosque nativo y los factores accesibilidad y relieve en el centro sur de Chile.



## 6. MÉTODOS

### I. Área de estudio

El área de estudio (Figura 1) abarca una superficie total de 11.759.644 hectáreas distribuidas entre las regiones del Maule y Los Ríos en el Centro-Sur de Chile (34°40' LS y 40° 40' LS). En cuanto a sus características climáticas, se caracteriza por ser una zona de transición entre el clima mediterráneo y el lluvioso húmedo, acentuándose en el extremo norte y sur, respectivamente (Di Castri & Hajek 1976). Debido a estas condiciones, el área de estudio presenta características de “ecotono” o zona de contacto entre el bosque esclerófilo y bosque templado lluvioso del sur (Donoso 1993). En esta zona se concentra entre el 50% y el 70% de la riqueza de especies vegetales del país (Villagrán *et al* 2005). A su vez, el aislamiento histórico de los ecosistemas chilenos del resto del continente, debido a barrera física (cordillera de los Andes, océano Pacífico y la Diagonal árida de Sudamérica) ha propiciado excepcionales niveles de endemismo (Villagrán *et al* 1997). Debido a esto, el centro sur de Chile ha sido catalogado como un sitio de importancia para la conservación, al ser uno de los 34 “Puntos Calientes” de biodiversidad a nivel mundial (Myers *et al* 2000; Myers 2003), además de ser parte de dos Ecorregiones; el Matorral mediterráneo y el Bosque templado lluvioso (Olson & Dinerstein 2002; Olson *et al* 2001; Olson & Dinerstein 1998). Por otro lado, las condiciones ambientales del centro sur de Chile, coinciden con las idóneas para el desarrollo acelerado de especies forestales foráneas de rápido crecimiento, lo que ha sido aprovechado por la industria forestal para el establecimiento de cultivos monotemáticos de *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus spp* (Heilmayr *et al* 2016). Adicionalmente, el área de estudio soporta otras presiones de uso, tales como; el desarrollo industrial - urbano, agropecuario y energético (Aguayo *et al* 2009).



**Figura 1.** Representación del área de estudio por medio de un Modelo de elevación Digital (DEM).

## **II. Bases de datos y construcción de set de archivos**

Se recopiló información georreferenciada preexistente del área de estudio. Para analizar la agregación espacial del bosque nativo se ocupó el Mapa de Cobertura de Suelos de Chile del Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje (Hernández *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2016), el cual presenta una resolución de 30 metros. Para las variables de relieve del territorio se ocupó el Modelo de Elevación Digital (DEM) de la Shuttle Radar Topography Mission de la NASA, que presenta una resolución de 12,5 metros. La accesibilidad se obtuvo a partir de la Red vial de Chile de la Dirección de Vialidad del Ministerio de Obras Públicas.

Por medio del programa ArcGIS 10.1 (ESRI, Redlands, California, USA) se reclasificaron los distintos tipos de cobertura y usos de suelos presentes en el Mapa de Cobertura de Suelos de Chile en; Bosque nativo (1) y Matriz circundante (0).

Para procesar la información por unidades de análisis o porciones del paisaje, se utilizó una grilla con cuadrantes de 80 km<sup>2</sup> (aristas de 8.944,272 m), tamaño que fue determinado de acuerdo a un análisis de escala realizado previamente (ANEXO 1). Mediante la herramienta Model Builder de ArcGIS 10.1, se construyó una rutina para extraer porciones del paisaje en estudio (unidades de análisis), usando como máscara cada uno de los cuadrantes de la grilla. Se obtuvo como resultado un set de archivos en formato raster que fue utilizado en la etapa posterior.

## **III. Métricas del paisaje**

La cuantificación de la agregación espacial de la cobertura de bosque nativo se realizó usando el set de archivo raster, el cual fue ingresados por lote al programa FRAGSTATS Versión 4.2® (McGarigal & Marks 1995). Se calcularon los siguientes índices de agregación espacial (IAE): agregación (IA), división (ID), y proximidad media (IP), los cuales se describen en detalle en la Tabla 1. Los archivos de texto (.txt) obtenidos fueron guardados formato excel (.xls) y posteriormente unidos a un archivo shapefile (grilla) por medio de su ID correspondiente.

**Tabla 1.** se describe las métricas utilizadas en el estudio, señalando su fórmula, rango de variación e interpretación.

Métrica	Fórmula	Interpretación
<b>Índice de Agregación</b>	$= \left[ \frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right] (100)$ <p>Dónde: <b>g<sub>ii</sub></b>: n° de adyacencias entre píxeles del tipo de parche.  <b>max → g<sub>ii</sub></b>: máximo de adyacencias entre los píxeles del tipo de parche i.</p>	<p>Su rango de variación va desde 0 a 100. Al es igual a 0 cuando el tipo de parche focal está desagregado al máximo (es decir, cuando no hay adyacencias similares); La IA aumenta a medida que el tipo de parche focal se agrega cada vez más y equivale a 100 cuando el tipo de parche se agrega al máximo en un solo parche compacto.</p>
<b>Índice de División</b>	$= \left[ 1 - \sum_{j=1}^n \left( \frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right] (100)$ <p>Dónde: <b>a<sub>ij</sub></b>: área (m<sup>2</sup>) del parche ij. <b>A</b>: área de paisaje total (m<sup>2</sup>).</p>	<p>Varía entre 0 y 100. ID es igual a 0 cuando el paisaje consiste en un solo parche. DIVISIÓN se acerca a 100 cuando el tipo de parche focal consiste en una única celda pequeña de parche en el área. A medida que la proporción del paisaje compuesto por el tipo de parche focal disminuye y cuando esos parches disminuyen de tamaño, DIVISIÓN se acerca a 100.  Se interpreta como el probabilidad de que dos píxeles elegidos al azar en el paisaje no esté situados en el mismo parche de la clase correspondiente</p>
<b>Índice de Proximidad media</b>	$= \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$ <p><b>a<sub>ijs</sub></b>: área del parche ijs dentro del vecindario especificado.  <b>h<sub>ijs</sub></b>: distancia entre parches, basado en distancia de borde a borde de parche desde el centro de celda.</p>	<p>Varía entre 0 e infinito. PROX es igual 0 si un parche no tiene vecinos del mismo tipo de parche dentro del radio de búsqueda especificado. PROX aumenta a medida que el vecindario está cada vez más ocupado por parches del mismo tipo y más cercanos entre sí.</p>

#### **IV. Análisis de puntos caliente y puntos fríos de agregación espacial**

Se utilizó la aplicación “Análisis de puntos calientes ( $G_i^*$  de Getis-Ord)” de la herramienta Estadística espacial de ArcGis 10.1 para identificar grupos de entidades o cuadrantes que presentan valores significativamente altos (puntos calientes) o bajos (puntos fríos), respecto a los valores medios de cada una de las métricas del paisaje calculadas.

#### **V. Relación entre métricas del paisaje y las variables de accesibilidad y relieve del territorio**

Para evaluar la relación entre las métricas del paisaje calculadas y las variables independientes de relieve y accesibilidad del territorio, se realizó una regresión lineal múltiple usando la aplicación “Mínimos cuadrados ordinarios” de la herramienta Estadística espacial de ArcGis 10.1.

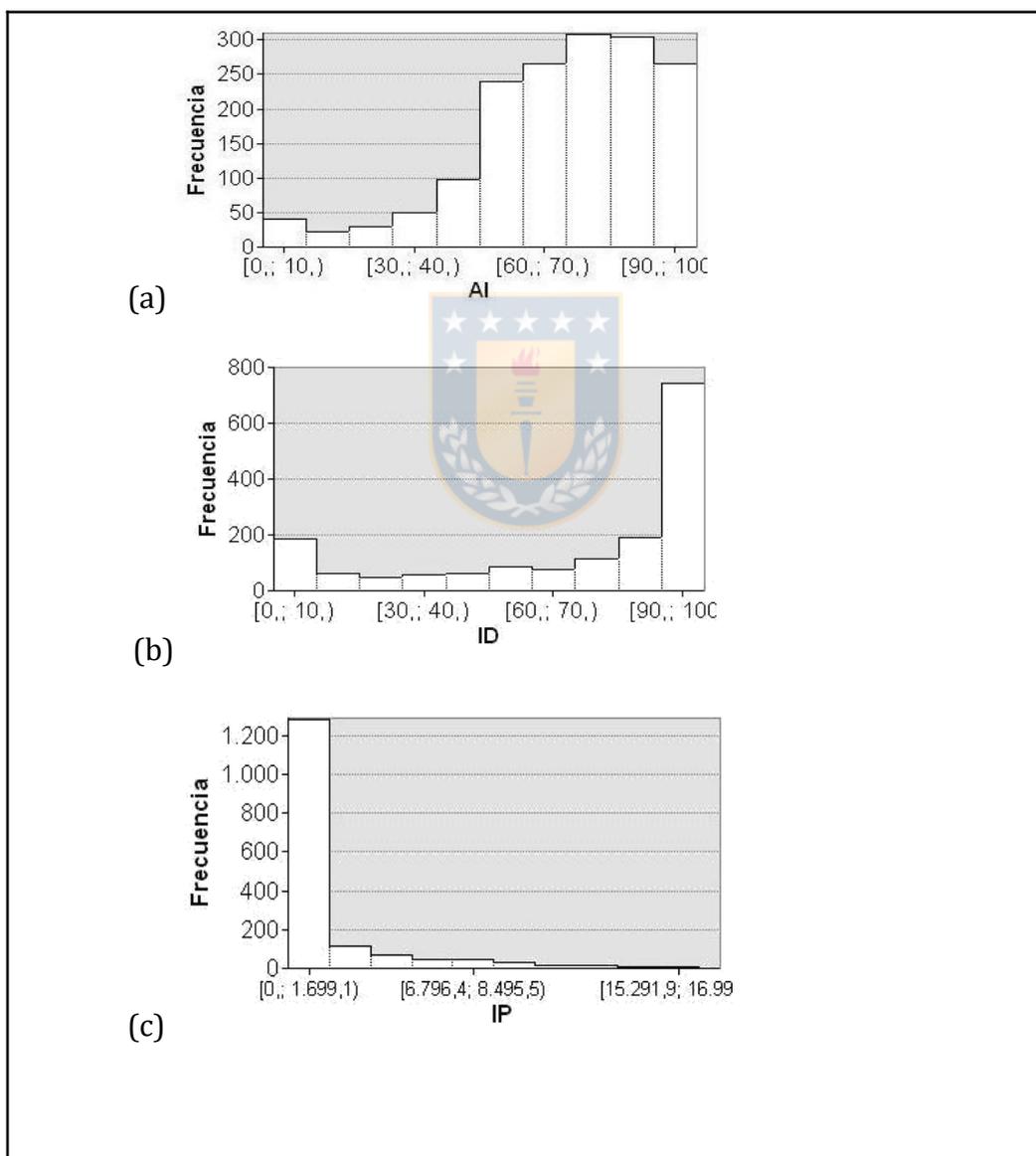
La accesibilidad se calculó por medio de la distancia a caminos y densidad de caminos, usando la aplicación “Distancia euclidiana” y “Estadística focalizada” respectivamente, sobre el archivo de la Red vial, para posteriormente usar la aplicación “Estadística zonal”. El relieve fue calculado por medio de la altitud y pendiente media de cada cuadrante de la grilla (1624 unidades), usando la aplicación “Estadística zonal” directamente sobre el archivo DEM del área de estudio. Al igual que las métricas del paisaje, los archivos de texto obtenidos fueron unidos al archivo shapefile de la grilla.

## 7. RESULTADOS

### I. Métricas del paisaje

Los resultados obtenidos de tres métricas calculadas variaron en todo sus rangos de valores, alcanzado mínimos en algunas zonas (o cuadrantes) del área de estudio, como también valores máximos para el caso de ID e IA, y valores muy elevados para IP.

Para el caso de ID, concentró la mayor parte de valores en el intervalo superior (90 - 100), mientras que el IP los concentró en el intervalo inferior (0 - 1.699). Por otro lado, los valores de IA mostraron una distribución de frecuencia más equilibrada en los diferentes intervalos, concentrando una mayor frecuencia en los cinco superiores.



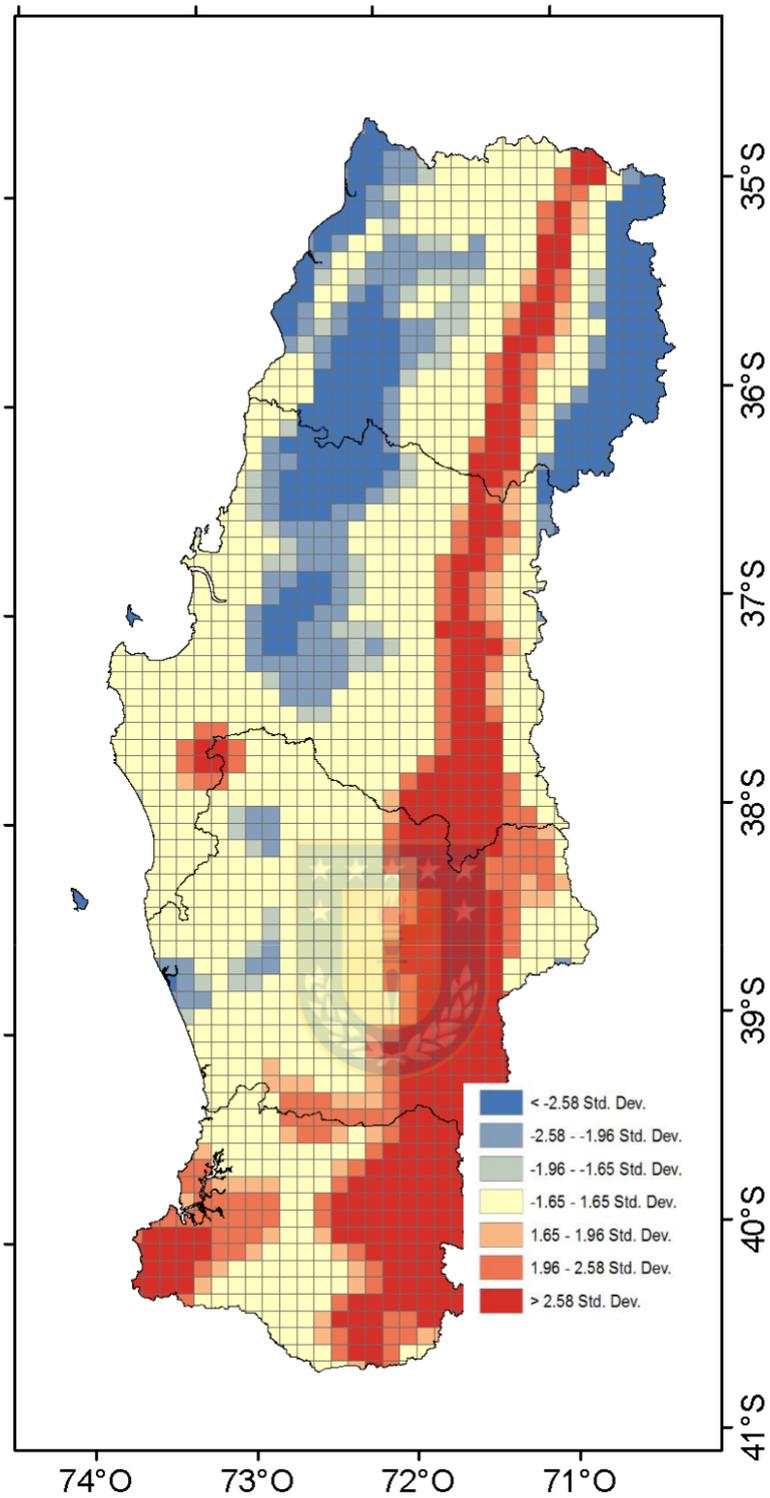
**Figura 2.** Histograma de los resultados obtenido de las métricas de agregación calculadas en los diferentes cuadrantes de la grilla en el área de estudio. (a) Índice de Agregación, (b) Índice de División y (c) Índice de Proximidad Media.

## **II. Análisis de puntos calientes y puntos fríos**

### **i. Índice de Agregación (IA)**

Para el índice de agregación se obtuvieron tres puntos calientes (PC) y cinco puntos fríos (PF) que abarcan una superficie total de 3.809.035 y 2.588.744,9 hectáreas respectivamente, los cuales a su vez representan el 32,4% y 22% del área de estudio, respectivamente (Tabla 2.). El PC de mayor dimensión representa el 28,2% del área de estudio, y se distribuye lo a largo de la precordillera y cordillera de Los Andes, aumentando su superficie (ancho) de norte a sur. Presenta una zona perimetral marcada por niveles intermedios de confianza (1,65 - 2,58) a diferencia de su área central que presenta el nivel superior ( $>2,58$ ) (Figura 3.). Lo sigue el PC ubicado en el extremo sur-oeste del área de estudio en la cordillera de la Costa, con una superficie que representa 3,2% del área de estudio. Su forma es más regular en relación a la anterior, y presenta un gradiente en los niveles de confianza, disminuyendo de sur a norte. Por último, el PC de menor tamaño (0,9%) está ubicado en la cordillera de Nahuelbuta, y presenta una forma regular con un gradiente en los niveles de confianza que disminuye de centro a perímetro.

En cuanto a los puntos fríos, el que presentó mayor superficie representa el 15,5% del área de estudio, y se distribuye en la zona norte del área de estudio, por la cordillera de la costa y abarcando parte de la cordillera de Nahuelbuta. Presenta tres zonas en la que los niveles de confianza alcanzan su nivel superior ( $<-2,58$ ), rodeada por niveles inferiores (-1,65 - -2,58). Posteriormente, le sigue el PF ubicado en el extremo noroeste del área de estudio en la cordillera de Los Andes, que presenta el nivel de confianza superior ( $<-2,58$ ) en prácticamente toda su área, la cual representa el 4,8% de la superficie en estudio. Cabe destacar, que según la distribución de los pisos vegetacionales de Luebert & Pliscoff (2006) dicha zona corresponde a Matorral bajo de altitud y no a bosque nativo, por lo tanto, se debe a un fenómeno natural de distribución y no a un proceso de fragmentación. Por último, se identifican tres puntos fríos de menos superficie que en suma representan el 1,6% del área de estudio. Una de ellas se ubica en parte de la cordillera de Nahuelbuta, y las otras dos en la falda orientales de la misma cordillera.



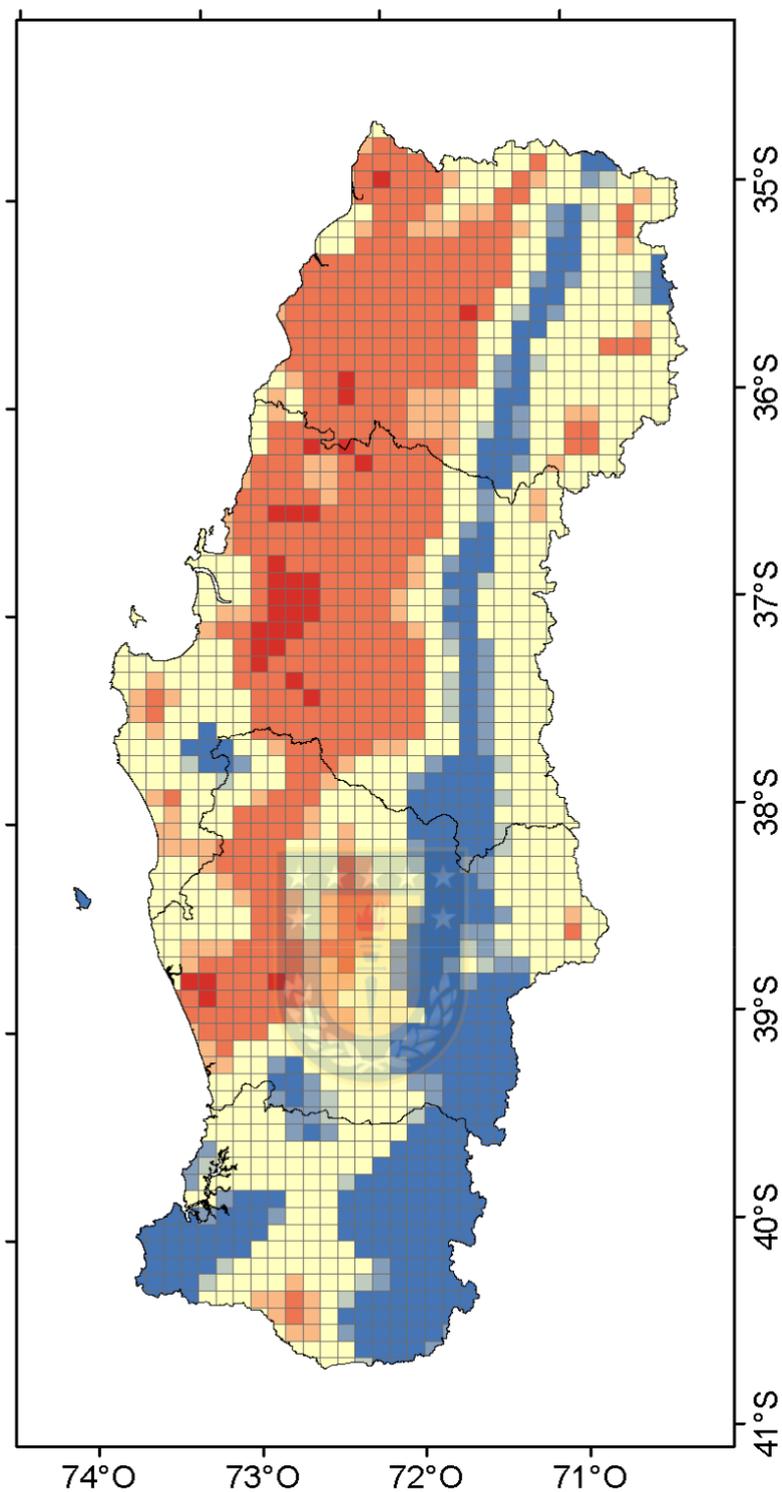
**Figura 3.** Representación espacial de los puntos calientes y puntos fríos del Índice de Agregación identificados para el área de estudio. Las tonalidades representan los diferentes niveles de significancia. Por medio de las tonalidades del rojo se representan zonas con cuadrantes que presentaron altos valores del índice (puntos calientes), mientras que las tonalidades azules zonas de bajos valores (puntos fríos).

## ii. Índice de División (ID)

Para el índice de división, se obtuvieron siete PC y cinco PF, las cuales abarcan una superficie total de 4.262.008 y 2.912.619 hectáreas, que a su vez representan un 36,2 y 24,8% de la superficie total del área de estudio, respectivamente (Tabla 2.).

El PC de mayor superficie representa el 34,3% del área de estudio, y es el que presenta mayor superficie entre los PC de los tres índices calculados. Se distribuye de norte a sur por el llano central, llano de sedimentos fluviales y parte importante de la cordillera de la Costa. Presenta niveles de confianza intermedios (1,96 - 2,58) en gran parte de su superficie, con niveles superiores ( $>2,58$ ) e inferiores (1,65 - 1,96) en zonas puntuales y aisladas. Por su parte, los seis PC restantes en suma no superan en conjunto el 2% del área de estudio, presentan niveles de confianza inferiores o intermedios, y se distribuyen de forma aislada.

El PF que presenta mayor superficie ocupa el 20% del área de estudio, y se distribuye a lo largo de toda la precordillera Andina, y al sur de los 37°S, en parte de la cordillera de los Andes. Su nivel de confianza es del nivel superior ( $<-2,58$ ) en prácticamente toda su superficie, a excepción de ciertas zonas periféricas (Figura 4.). Otros tres PF se distribuyen en la cordillera de la costa en la parte suroeste del área de estudio, y representan en conjunto el 3,5% de la superficie total, presentando las tres categorías de niveles de confianza. Otro PF importante de destacar, es el que se ubica en el centro del área de estudio, en la cordillera de Nahuelbuta, que presenta una superficie del 0,6% del área de estudio, y su nivel de confianza en prácticamente la totalidad de su superficie es del nivel superior ( $<-2,58$ ). Por último, se obtuvieron dos PF en la zona noreste del área de estudio, ambas de un 0,3% de la superficie total del área de estudio, y presentan los diferentes niveles de confianza estadística.

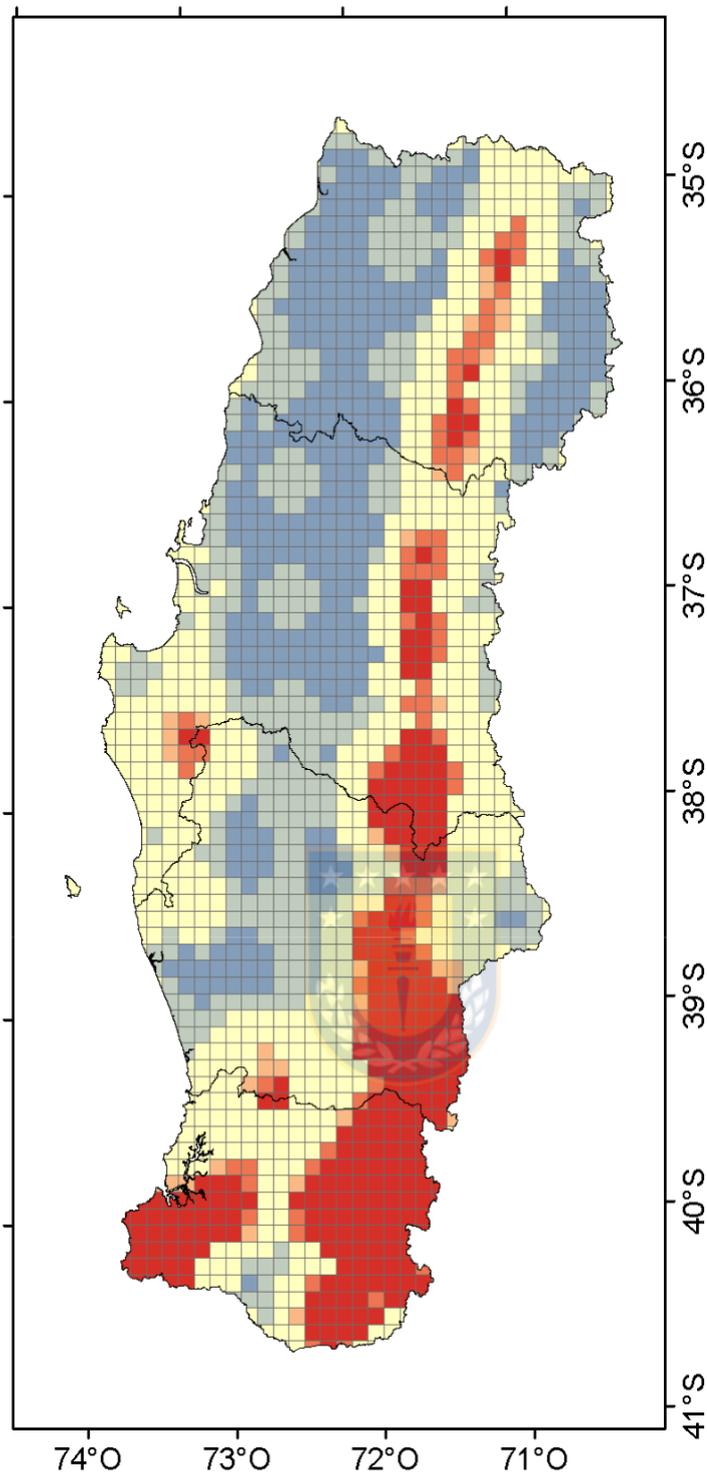


**Figura 4.** Representación espacial de los puntos calientes y puntos fríos del Índice de División identificados para el área de estudio. Las tonalidades representan los diferentes niveles de significancia. Por medio de las tonalidades del rojo se representan zonas con cuadrantes que presentaron altos valores del índice (puntos calientes), mientras que las tonalidades azules zonas de bajos valores (puntos fríos).

### iii. Índice de Proximidad media (IP)

Para el índice de proximidad media, se obtuvieron cinco PC y nueve PF, con una superficie total de 2.770.985 y 4.926.075 hectáreas respectivamente, que, a su vez, representan el 23,6 y 41,9% de la superficie total del área de estudio (Tabla 2.). El PC de mayor superficie representa el 17% del área de estudio, con un nivel de confianza estadística superior ( $>2,58$ ) en la mayor parte de su superficie (Figura 5.). Se distribuye por la precordillera de Los Andes y cordillera de Los andes en su zona sur. Otro PC se sitúa al norte del anterior, por la precordillera de los andes, y abarca una superficie que representa el 2,4% del área de estudio, con los diferentes niveles de confianza estadística. En la esquina sur-oeste del área de estudio, se obtuvo un PC que representa el 2,9% área de estudio, con nivel de confianza  $>2,58$ . Finalmente, se obtuvieron dos PC de menor superficie, ubicado en la cordillera de la costa, en la zona de Nahuelbuta y otro entre la latitud 39 y 40°S.

En cuanto a los PF, en general no presentaron niveles de confianza estadística superiores ( $<-2,58$ ), variando entre -1,65 y -2.58. El PF de mayor superficie obtenido en este caso, fue el que presentó mayor superficie entre los tres índices calculado, el cual representó un 34,7% del total área de estudio. Se distribuye longitudinalmente por la cordillera de la costa, llano central y llano de sedimentos fluviales hasta los 39°30S. Además se registraron otros pequeños PF que no superan individualmente el 0,8% del área de estudio, a excepción del PF obtenido en la zona nor-este del área de estudio, el cual como se mencionó anteriormente, corresponde a una formación vegetacional diferente a bosque nativo.



**Figura 5.** Representación espacial de los puntos calientes y puntos fríos del Índice de Proximidad Media identificados para el área de estudio. Las tonalidades representan los diferentes niveles de significancia. Por medio de las tonalidades del rojo se representan zonas con cuadrantes que presentaron altos valores del índice (puntos calientes), mientras que las tonalidades azules zonas de bajos valores (puntos fríos).

**Tabla 2.** Superficie y porcentajes respecto del área total de estudio de puntos calientes y fríos en hectáreas para cada uno de los índices calculados.

Agregación				División				Proximidad media			
PC	%	PF	%	PC	%	PF	%	PC	%	PF	%
104.000	0,9	58.612,9	0,5	4.030.550	34,3	275.449	2,3	1.997.610	17,0	4.079.040	34,7
367.595	3,1	72.000	0,6	79.458,2	0,7	120.000	1,0	341.375	2,9	569.819	4,8
3.337.4	28,4	569.672	4,8	16.000	0,1	25.926,2	0,2	288.000	2,4	96.741,4	0,8
-		1.824.460	15,5	56.000	0,5	72.000	0,6	80.000	0,7	73.348,8	0,6
-		64.000	0,5	16.000	0,1	39.063	0,3	64.000	0,5	46.290,1	0,4
-		-	-	32.000	0,3	31.800,4	0,3	-	-	31.923,4	0,3
-		-	-	32.000	0,3	2.348.380	20,0	-	-	28.911,8	0,2
-		-	-	-	-	-	-	-	-	8.000	0,1
-		-	-	-	-	-	-	-	-	7.851,39	0,1
3.809.04	32,4	2.588.744,9	22,0	4.262.008	36,2	2.912.619	24,8	2.770.985	23,6	4.926.075	41,9

### III. Modelo de Regresión Múltiple

#### i. Modelo con variable de respuesta Índice de Agregación

El rendimiento del modelo se obtuvo a partir del  $R^2$  múltiple y ajustado, con valores de 0,313 y 0,311, respectivamente. Con esto es posible señalar que el modelo explica el 31% de la variable de respuesta, el más alto entre los tres modelos realizados en este estudio. A su vez, el criterio de Akaike que mide la calidad del modelo, para este caso, es el segundo de mejor calidad con respecto a los otros dos, con un valor de 13.931,7 (Tabla 6.).

En cuanto a las variables independientes, el Factor de Inflación de Varianza (FIV) señala que las cuatro variables usadas no son redundantes entre sí, dado que sus valores están por debajo de 6 (Tabla 3).

Se obtuvieron tres Coeficientes con significancia estadística, los cuales corresponden a las variables independientes: Distancia a camino, Pendiente y Altura (Tabla 3). Tanto la Distancia a caminos (-0,001) como la Altura (-0,011) presentaron valores bajos y relaciones negativa respecto a este índice. Por su parte, la Pendiente representa la variable más importante para este modelo, dado sus altos valores del Estadístico T (23,539) y Coeficiente (1,170) (Tabla 3). Lo anterior es posible interpretarlo como; el aumento o disminución en una unidad en la Pendiente, genera el aumento o disminución, según corresponda, de 1,17 en las unidades del índice, siempre y cuando se mantengan constantes el resto de las variables.

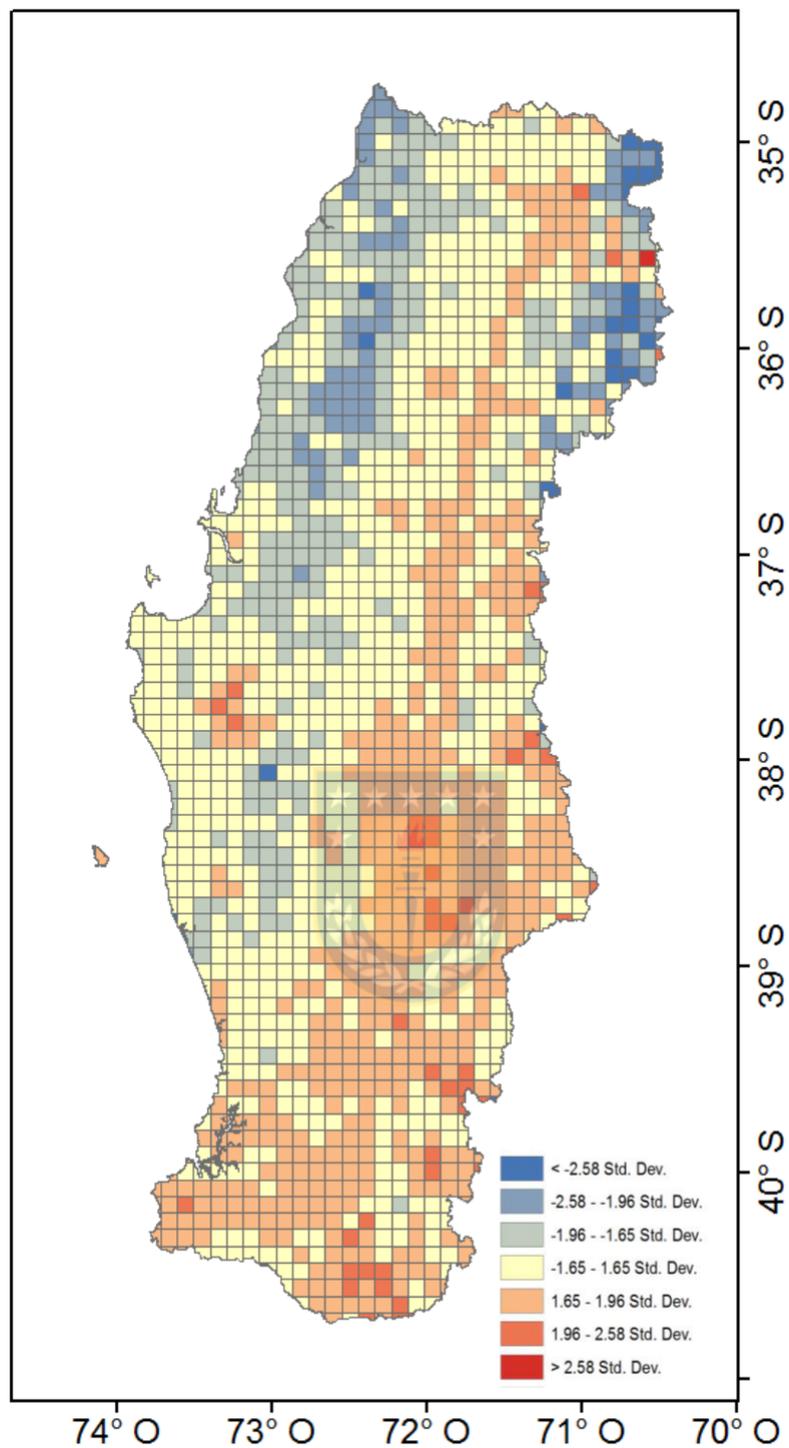
En cuanto a la espacialidad de relación entre las variables, se pueden observar en la Figura 6 zonas coloreadas (tonalidades de rojo y azul) en los cuadrantes que presentan significancia estadística. Las distintas tonalidades de los colores representan los diferentes niveles de confianza con los cuales se acepta la relación.

Para este caso, se observa significancia estadística con niveles de confianza bajos e intermedios en la mayoría de las zonas. Estos se distribuyen por gran parte de la cordillera de la costa en la zona norte y centro del área de estudio. Además se observa una delgada zona en el norte y centro de la cordillera de Los Andes, y prácticamente en la totalidad de la zona sur del área de estudio.

**Tabla 3:** Resultados de las variables independientes del análisis de mínimos cuadrados ordinarios (MCO) con variable de respuesta índice de Agregación. Se señala el Coeficiente, Estadística T, Probabilidad robusta y Factor de Inflación de Varianza (FIV).

IA	Coeficiente	Estadística t	Robust_Pr (Valor-p)	FIV
Distancia a camino	-0,001	-11,826	0,000*	2,067
Densidad de camino	-0,214	-1,282	0,221	1,022
Pendiente	1,170	23,539	0,000*	2,451
Altura	-0,011	-9,291	0,000*	3,587





**Figura 6.** Representación espacial de las zonas que presentan significancia estadística para el Modelo de Regresión Múltiple usando como variable de respuesta el Índice de Agregación. Las tonalidades de rojo y azul más intensos representan áreas de mayor significancia, mientras que las de menor intensidad representan áreas de menor significancia.

## ii. Modelo con variable de respuesta del Índice de División

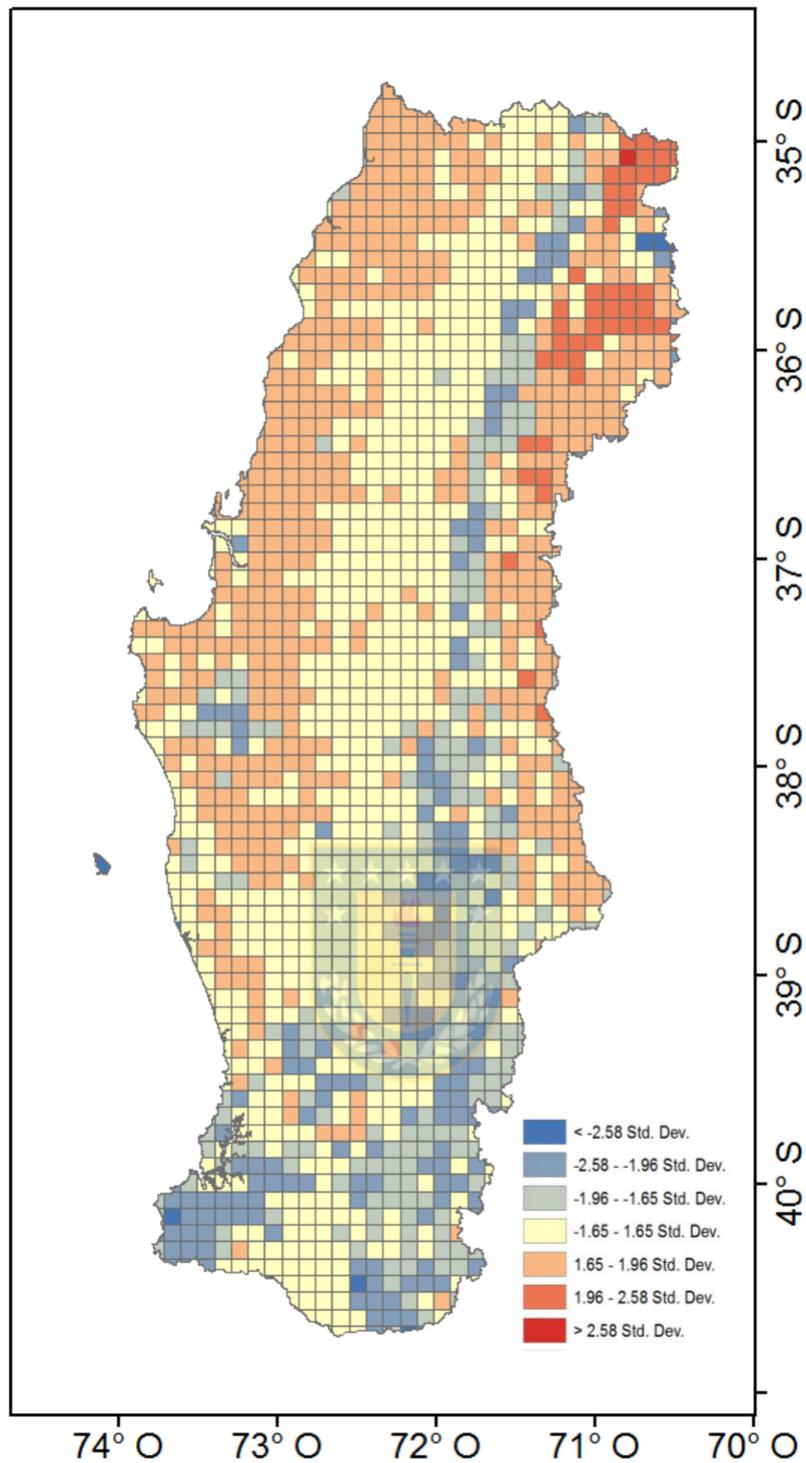
El  $R^2$  múltiple y ajustado para este modelo fueron 0.218 y 0.216 respectivamente. Esto representa un rendimiento del modelo del 21%. A su vez, el criterio de Akaike que mide la calidad del modelo señala que es el que presenta mejor calidad con respecto a los otros dos modelos, con un valor de 667,725 como lo señala la Tabla 6. Al igual que el anterior, se obtuvieron tres Coeficientes con significancia estadística, esta vez, corresponden a las variables independientes: Distancia a camino, Densidad de caminos y Pendiente. Sin embargo, la variable Distancia a caminos presento valor 0 en el Coeficiente, lo que representa una dependencia neutra o ausencia de esta. Para las otras dos variables, los Coeficientes fueron negativos y de baja magnitud (0,010 y 0,012, respectivamente). No obstante, los valores del Estadístico T volvieron a señalar a la Pendiente como la variable más importante del modelo, con el valor más alto (-14,018). Los valores negativos de la Pendiente son esperable, considerando que el índice de División representa lo contrario al índice de Agregación (Tabla 4.).

La mayoría de las significancias estadísticas para este modelo están determinadas por niveles de confianza del menor nivel ( -1.96 - -1.65, o bien 1.65 - 1.96 ), y solo unas pocas zonas con nivel intermedio (-2.58 - -1.96, o bien 1.96 - 2.58 ) como se muestra en la Figura

7. Las distribución espacial de las zonas con significancia estadística de la relación están bien definidas. Se observan en prácticamente la totalidad de la cordillera de la Costa, precordillera Andina y cordillera Andina. Solo en el llano central no hay significancia estadística, y por lo tanto, ausencia de relación entre las variables independientes y el índice de División.

**Tabla 4.** Resultados de las variables independiente del análisis de mínimos cuadrados ordinarios (MCO) con variable de respuesta índice de División. Se señala el Coeficiente, Estadística T, Probabilidad robusta y Factor de Inflación de Varianza (FIV).

ID	Coeficiente	Estadística t	Robust_Pr (Valor-p)	FIV
Distancia a camino	0,000	3,005	0,035*	2,067
Densidad de camino	0,010	3,705	0,000*	1,022
Pendiente	-0,012	-14,018	0,000*	2,451
Altura	-0,000	-0,489	0,716	3,587



**Figura 7.**

Representación espacial de las zonas que presentan significancia estadística para el Modelo de Regresión Múltiple usando como variable de respuesta el Índice de División. Las tonalidades de rojo y azul más intensos representan áreas de mayor significancia, mientras que las de menor intensidad representan áreas de menor significancia.

### iii. Modelo con variable de respuesta del Índice de Proximidad media (IP)

Para este modelo se obtuvieron  $R^2$  múltiple y ajustado de 0.215 y 0.213, respectivamente. Por lo tanto, el modelo con las cuatro variables independientes usadas explican el 31% de la variable de respuesta. Por su parte, del criterio de Akaike que mide la calidad del modelo, se obtuvo un valor de 30.028,307, el más alto entre los tres modelos, lo que señala menor calidad respecto a los demás (Tabla 6).

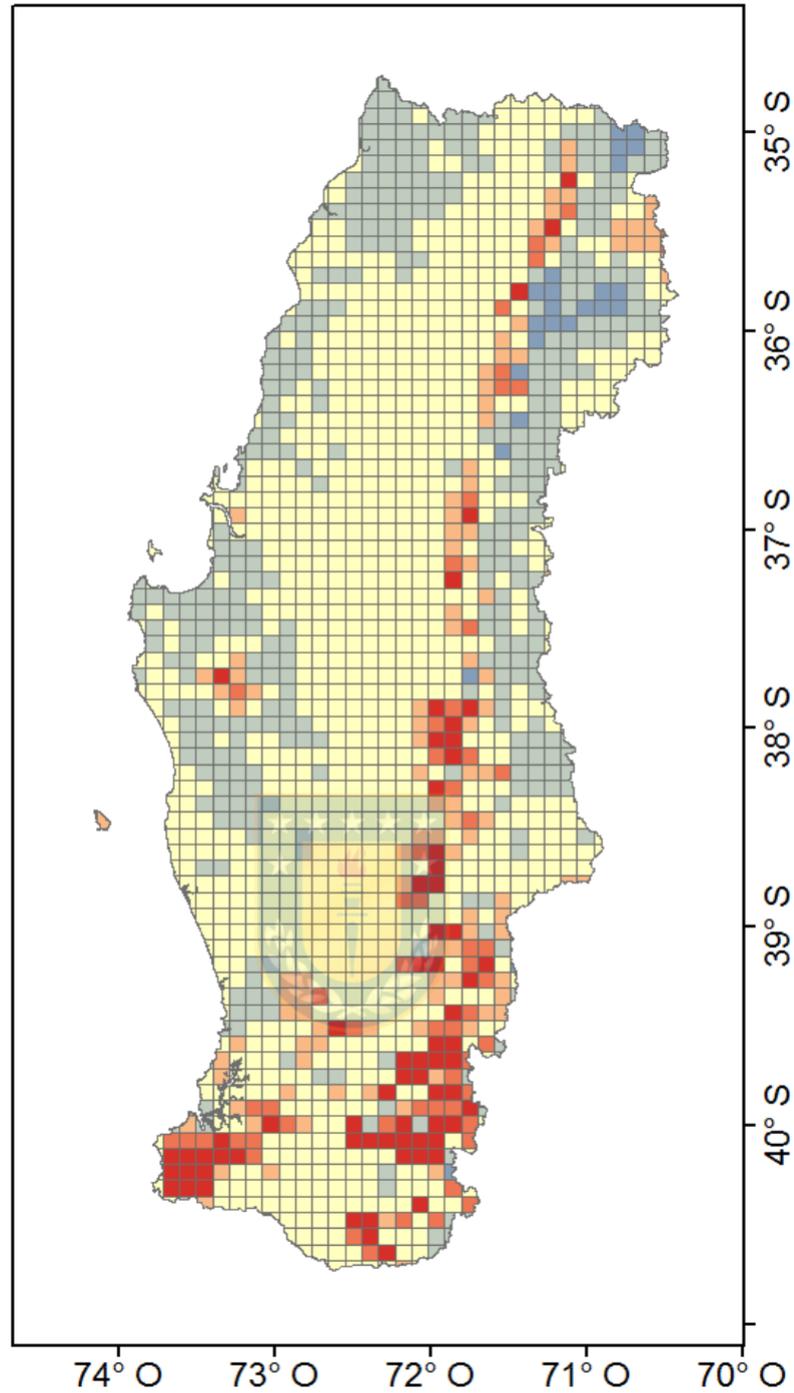
Los niveles de confianza de las zonas con significancia estadística presentan categorías de inferiores, intermedios y superiores (Figura 8).

Para este caso, las cuatro variables usadas en el modelo presentaron Coeficientes con significancia estadística. Las variables Distancia a caminos, Densidad de caminos y Altura presentaron Coeficientes negativos, por lo tanto, una relación negativa con la variable dependiente. Particularmente destaca entre estas tres, la Densidad de camino, por su alto valor de Coeficiente (-66,4). Por su parte, la Pendiente, nuevamente fue la variable de mayor importancia en el modelo, con un Coeficiente de 131,8 y una Estadística T de 18,7. Los altos valores en los estadísticos pueden ser explicados por los elevados valores del Índice de Proximidad Media.

La distribución espacial de las significancias estadísticas para este modelo es más acotada en relación a los casos anteriores. Se observan en gran parte de la precordillera y cordillera de los andes, sin embargo, hay zonas en la misma donde no se presentan. Lo mismo ocurre en la cordillera de la costa, la cual se divide en cuatro zonas, encontrándose la zona más austral con mayor aislamiento respecto a las demás.

**Tabla 5.** Resultados de las variables independiente del análisis de mínimos cuadrados ordinarios (MCO) con variable de respuesta índice de Proximidad media. Se señala el Coeficiente, Estadística T, Probabilidad robusta y Factor de Inflación de Varianza (FIV).

IP	Coeficiente	Estadística t	Robust_Pr (Valor-p)	FIV
Distancia a camino	-0,074	-5,178139	0,000*	2,067
Densidad de camino	-66,339	-2,793150	0,005*	1,022
Pendiente	131,754	18,667250	0,000*	2,451
Altura	-1,016	-5,978248	0,000*	3,587



**Figura 8.** Representación espacial de las zonas que presentan significancia estadística para el Modelo de Regresión Múltiple usando como variable de respuesta el Índice de Proximidad Media. Las tonalidades de rojo y azul más intensos representan áreas de mayor significancia, mientras que las de menor intensidad representan áreas de menor significancia.

**Tabla 6.** Resumen de los resultados generales del modelo para cada uno de los índices calculados.

	Modelos		
	Agregación	División	Proximidad
N° de observaciones	1.624	1.624	1.624
R cuadrado múltiple	0,313	0,218	0,215
R cuadrado ajustado	0,311	0,216	0,213
Criterio akaike (AICc)	13.931,785	667,725	30.028,307



## 8. DISCUSIÓN

### i. Limitaciones y consideraciones metodológicas

Los ecólogos del paisaje han tenido que asumir el desafío de integrar diferentes métodos o insumos propuestos por diversas disciplinas para abordar problemáticas ecológicas a gran escala (Camarero & Rozas 2006).

Las imágenes satelitales son parte indispensables en estudios de la configuración espacial del paisaje por medio de métricas (Echeverría *et al* 2006, Altamirano *et al* 2007). Conocer el grado de incertidumbre de la clasificación de estas imágenes es necesaria para evaluar la calidad de los resultados generados por las métricas (Newton *et al*, 2009; Altamirano y Lara 2010). En este trabajo, la información base por medio de la cual se obtuvo la cobertura de bosque nativo analizada, presentaron una precisión del 83%, con una variación espacial de la precisión que disminuye gradualmente desde el centro de país hacia el norte y el sur (Zhao *et al* 2016).

A su vez, es relevante conocer el efecto de la exactitud de grano de la clasificación de imágenes satelitales sobre los resultados de métricas del paisaje (Uuemaa *et al* 2005; Altamirano *et al* 2012). Se ha evidenciado que existen métricas que muestran menor sensibilidad frente al incremento de la exactitud de la clasificación, entre estas se encuentra el índice de agregación (IA). Esto se debe a que esta métrica basa su cálculo en un parámetro de composición del paisaje (adyacencia), factor que no es alterado en gran medida por la exactitud de la clasificación de las imágenes satelitales, a diferencia de los atributos de área, forma y distancia, que sí presentan alteraciones, y son la base para el cálculo de los índice de proximidad (IP) y división (ID) calculados en este estudio (Altamirano *et al* 2012).

Dada la complejidad de los patrones espacial de los componentes bióticos dispuestos en el territorio, los métodos usados para su análisis muchas veces presentan sesgos de la realidad, al aislar fenómenos que se manifiestan a diferentes escalas de análisis (Wu 2004). Así, la división del territorio por medio de grillas o cuadrículas superpuestas en el área de interés, con un tamaño de cuadrante y posición determinada, en muchos casos, tienden a bordear la arbitrariedad (Wu 2004). En este trabajo, se realizó una evaluación previa del tamaño del cuadrante y su respuesta en las métricas calculadas (Anexo 1), dejando al margen la posición u orientación de la cuadrícula en el territorio, dado las limitaciones geométricas/metodológicas que esto significa (Burel 2002). En este caso, las métricas IA e ID no mostraron diferencias importantes al cambio de escala, mientras que el IP presentó una línea de tendencia con pendiente positiva, dado sus altos valores máximos atípicos.

Gustafson & Parker (1994) observaron que el aumento en el área de parches genera un aumento lineal en este índice, mientras que la reducción en el aislamiento entre parches produce aumentos exponenciales en los valores del índice. Por lo tanto, zonas altamente agrupadas con bajos grados de aislamiento entre parches explicarían los altos valores atípicos obtenidos. Este problema se abordó considerando las medianas de los valores obtenidos del índice, que se mostraron estable al cambio de escala (Anexo 1).

Lo anterior permitió seleccionar libremente el tamaño de grilla o cuadrícula, considerando un tamaño intermedio que facilite una gráfica clara de los niveles de agregación espacial del bosque nativo, y a la vez, que alcance una porción de área suficiente para expresar los patrones del paisaje estudiado (Figuras de la 3 a la 8).

Por otro lado, debemos señalar que la búsqueda de factores impulsores o causales de la fragmentación o agregación del bosque nativo, dado que la configuración de los paisajes se basa en estructuras cambiantes en el espacio y tiempo (Burel & Baudry 2002), debe ser abordada desde la perspectiva de proceso en curso (Echeverría *et al* 2012). Esto podría lograrse considerando la variación o delta de las métricas del paisaje calculadas para dos momentos consecutivos en el lugar de interés, de lo contrario, como es el caso de este estudio, se considera un escenario estático ya configurado, en el cual solo es posible establecer relaciones positivas o negativas respecto a los factores evaluados, y no de causalidad o influencia como tal.

En relación a lo anterior, cabe advertir que se ha estimado que la distribución del bosque nativo durante tiempos históricos abarcó una superficie de 65,8% del área de estudio, y no la totalidad de esta (Lara *et al* 2012), por lo que los resultados aquí expuestos, acerca de la agregación espacial de la cobertura boscosa actual, no deben entenderse sólo como producto de las perturbaciones a gran escala provocadas por el factor antrópico, sino que también por la distribución de diferentes coberturas naturales que interfieren la distribución del bosque nativo (Luebert & Plissock 2006).

## **Agregación espacial del bosque nativo**

A través del cálculo de métricas paisaje se logró cuantificar la agregación espacial del bosque nativo en el área de estudio, obteniendo resultados heterogéneos espacialmente, lo cual responde a la extensa superficie estudiada y a las complejas interacciones que se llevan a cabo en él (Heilmayra *et al* 2016). A su vez, dicha heterogeneidad presentan un patrón de distribución coherente y coincidente en cuanto a la interpretación de las diferentes métricas calculadas (IA, IP, ID). Así, por ejemplo, las frecuencias de los valores obtenidos, representados por medio de diez intervalos en los histogramas de la Figura 2, mostro una relación inversa entre ID e IP. Para el caso de ID, se concentró la mayor parte de valores en el intervalo superior (90 - 100), mientras que el IP los concentró en el intervalo inferior (0 - 1.699). Por otro lado, los valores de IA mostraron una distribución de frecuencia más equilibrada en los diferentes intervalos, concentrándose una mayor frecuencia en los cinco superiores. Llama la atención esta diferencia en la distribución de frecuencia de los valores de IA e IP, ya que a grandes rasgos, la interpretación de los resultados evidencia patrones similares (McGarigal *et al* 2002). Esto puede deberse a que IP basa su cálculo en atributos de la estructura del paisaje (área y distancia) al igual que ID (distancia), mientras que IA se basa en un atributo de adyacencia de clases o tipos de cobertura (McGarigal *et al* 2002).

Por su parte, el análisis los puntos calientes/fríos (PC/F) aplicados a métricas del paisaje calculadas en distintas porciones o unidades de análisis independiente (cuadrantes) de un mismo territorio, resulta ser una innovación dentro de los estudios de ecología del paisaje, ya que no se registraron otros estudios similares. Este análisis permitió identificar zonas de alta y baja agregación espacial del bosque nativo en el área de estudio, basándose en las tres métricas calculadas. La distribución de valores significativamente estadísticos de las métricas calculadas (PC/F), esta vez presentan un relación inversa entre ID, el cual aumentan en función de la división de la cobertura boscosa, y las métricas IA y IP, que aumentan en función de mayores tamaño y cercanía entre parches (Figuras 3, 4 y 5).

Estos resultados nos permitieron evidenciar altos grados de agregación espacial de la cobertura de bosque nativo en la cordillera de Los Andes, en la zona de Nahuelbuta (Cordillera de la Costa) y zona costera de la región de Los Ríos, así como también bajos grados en las zonas de la depresión intermedia, llano de sedimentos fluviales y parte importante de la cordillera de la Costa (Figuras 3, 4 y 5).

Para el caso de la cordillera de Nahuelbuta, Otavo & Echeverría (2017) calcularon métricas del paisaje, entre estas, el IA, particularmente para tres tipos de bosque nativo (primario,

secundario y achaparrado) entre los años 1986 y 2011. Como resultado obtuvieron durante el primer tiempo valores de 0,63 - 0,59 y 0,79 respectivamente, mientras que para el segundo, estos valores disminuyeron en el bosque primarios a 0,57, aumentaron en el bosque secundario a 0,62 y se mantuvieron en el bosque achaparrado en 0,79. Este estudio identificamos un punto caliente de alta agregación del bosque nativo en la zona central de la cordillera de Nahuelbuta, lo cual se explica por la presencia de las áreas protegidas: Parque Nacional Nahuelbuta, Monumento Nacional Contulmo y el Sitio Prioritario para la Conservación Quebrada Caramavida (Lagos *et al* 2011; Seremi del Medio Ambiente Región del Biobío 2016).

Por su parte, amplios rangos de IP, similares a los obtenidos en este estudio, fueron evidenciados por Echeverría *et al* (2006) en el Río Maule-Cobquecura en la Cordillera Costera del Maule y regiones de Biobío para los años de 1975, 1990 y 2000. Los resultados del IP a nivel de parche fueron descendentes a través del tiempo, con valores de  $5880 \pm 18$ ,  $612 \pm 3263$ ,  $73 \pm 294$ , respectivamente.

Para otras zonas del área estudiada no se han publicado otros estudios que evalúen la fragmentación o agregación del bosque nativo, sin embargo, se han registrado una serie de publicaciones que evidencian la intensiva degradación del bosque nativo producto de los cambios de uso de suelo por diferentes actividades productivas en la depresión intermedia (Aguayo *et al* 2009), cordillera de la costa (Echeverría *et al*, 2006). Estos antecedentes permiten dar una aproximación a los resultados obtenidos de puntos fríos de agregación espacial del bosque nativo.

Por otra parte, fuera del área de estudio, Echeverría *et al* (2007) calcularon el IP en el bosque nativo de la zona costera de la región de los Lagos, donde obtuvieron bajos valores del índice, que variaron entre 0 a 369. Además, resultados de IP dentro de este rango fueron notificados en el bosque nativo de un paisaje cafetero en Antioqueño Colombia, donde el valor fue de 94,84 (Valencia *et al* 2008). A su vez, Cayuela (2006) también encontró valores similares del índice para el bosque nativo en la localidad de Altos de Chiapas, México, los cuales correspondieron a 101,4 - 60,0 - 1,4 en los años 1975, 1990 y 2000 respectivamente.

Esta comparación con otras experiencias, nos permite señalar que si bien el área de estudio presenta sitios con importantes grados de fragmentación del bosque nativo (Figura 1), existe una superficie importante del área de estudio en el que el bosque nativo se distribuye de forma continua o con importantes grados de agregación espacial (Puntos calientes de las figuras 2, 3 y 4).

## Relación entre variables

Una de las formas de explicar los niveles de agregación espacial actual de la cobertura de bosque nativo es por medio de la degradación y pérdida de bosque generada por las actividades antrópicas en el territorio (Echeverría *et al* 2006). En esto varios autores coinciden en que la conversión del bosque nativo en las últimas décadas ha sido principalmente en dirección hacia coberturas de tipo matorrales y plantaciones forestales en diferentes zonas del centro sur de Chile (Altamirano & Lara 2010; Echeverría *et al* 2012; Aguayo *et al* 2009). Para el caso de conversión matorral, se explica por la degradación generada por práctica de floreo y extracción de leña realizada principalmente por pequeños propietarios que explotan el recurso con fines madereros y de combustibles (Donoso 1993; Aguayo *et al* 2009; Echeverría *et al* 2012). Para el caso de la conversión o transformación a plantaciones forestales, se explica por el crecimiento que ha experimentado esta industria luego de la implementación del Decreto Ley 701 de incentivo económico a la forestación con especies de exóticas de rápido crecimiento en el año 1974, y por la creciente demanda internacional de productos derivados de la madera y pulpa (INFOR 2017). Tanto las prácticas de floreo y extracción de leña como la expansión forestal se han visto favorecidas por una mayor accesibilidad caminos y relieve moderado (Osorio *et al* 2015). Esto coincide con lo evidenciado por Altamirano & Lara (2010), donde los mayores niveles de deforestación se asociaron a elevaciones intermedias (600 y 1.200 msnm) y una menor distancia a la red de caminos (inferior a 2,5 km).

En este estudio, pudimos evidenciamos relaciones positivas y negativas entre los grados de agregación espacial del bosque nativo, obtenido a través de los resultados de las diferentes métricas calculadas, y las variables independientes de accesibilidad (distancia a caminos – densidad de caminos) y relieves del territorio (altura media – pendiente media) por medio del análisis de regresión lineal múltiple.

Las predicciones propuestas en este estudio se cumplieron parcialmente, debido que para los casos en que los modelos presentaron significancia estadística, se observó una relación positiva con la pendiente media y negativa con la densidad de camino como se predijo, pero para el caso de la altura media y la distancia a camino, estas presentaron relaciones negativas, contrarias a las propuestas. Sin embargo, los valores tanto del estadístico t como del coeficiente de los casos fueron inferiores a los obtenidos en la variable de pendiente media y distancia a caminos.

La pendiente media del territorio fue la variable independiente más importante en los tres modelos de regresión lineal múltiple, al presentar los mayores valores del Estadístico T. Esta variable se relaciona positivamente con las métricas IA e IP, y negativamente con ID.

Dado predominancia de las plantaciones forestales en el área de estudio, probablemente la mayor agregación en zonas de pendiente, se deba a la dificultad que estas condiciones significan para la maquinaria forestal. Además, a pesar de lo reciente, la Ley N° 20.283 de Recuperación del bosque nativo y fomento forestal, establece como bosque nativo de conservación y protección: *“aquél, cualquiera sea su superficie, que se encuentre ubicado en pendientes iguales o superiores a 45%...”*, las cual generalmente tiene relación con quebradas asociadas a cursos de agua.

Finalmente, esta relación positiva entre la pendiente del territorio y la agregación espacial de la cobertura del bosque nativo podría interpretarse como una suerte de protección que brinda las condiciones del relieve del territorio al bosque nativo.



## CONCLUSIONES FINALES

La cobertura de bosque nativo en el centro sur de Chile presenta altos grados de agregación espacial en gran parte de la precordillera y cordillera andina, cordillera de Nahuelbuta y zona costera del sur del área de estudio. A su vez, se observan bajos grados agregación espacial en la depresión intermedia, llano de sedimentos fluviales y parte importante de la cordillera de la Costa.

En cuanto a la relación entre las variables estudiadas, se cumple la hipótesis de este trabajo, la cual señala que *“en el centro-sur de Chile los grados de agregación espacial de la cobertura de bosque nativo se relacionan con los factores de accesibilidad y características del relieve del territorio”*. No obstante, las predicciones derivadas de estas hipótesis se cumplieron parcialmente, al evidenciarse una relación positiva con la pendiente, y negativa con la densidad de camino, pero contradictorias con las variables de altura media y distancia a caminos.

La pendiente media del territorio fue la variable independiente más importante en los tres modelos de regresión lineal múltiple, al presentar los mayores valores del Estadístico T. Esta variable se relaciona positivamente con las métricas IA e IP, y negativamente con ID. Dicho esto, podemos afirmar, que de forma general, la pendiente del territorio permite el desarrollo o la conservación de la distribución agregada o continua del bosque nativo en el centro sur de Chile.

Los antecedentes obtenidos de este estudio, pueden ser un aporte en la orientación en toma de decisiones para la determinación de nuevas áreas protegidas o diseño de corredores ecológicos que permitan el libre desplazamiento de la fauna a gran escala, así como también, la identificación de zonas que requieren mayores restricciones de uso, o un ordenamiento territorial que permita la convivencia entre la biodiversidad y las actividades antrópicas.

Finalmente, para continuar con la línea de esta investigación, futuras investigaciones deberían estar orientados evaluar tanto la relación como la causalidad de otras variables que potencialmente puedan incidir en la fragmentación u agregación del bosque nativo, tales como la cercanía a zonas urbanas, tipos y calidad de suelo, precipitaciones, entre otras, considerando más un periodo de tiempo para evidenciar su influencia sobre la cobertura del bosque nativo.

## 9. BIBLIOGRÁFICA

- Achard, F., R. Beuchle., P. Mayaux., H. J. Stibig., C. Bodart., A. Brink & A. Lupi. 2014. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global change biology*, 20(8): 2540-2554.
- Aguayo, M., A. Pauchard., G. Azócar & O. Parra. 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.
- Amacher, G., E. Koskela & M. Ollikainen. 2009. La deforestación y uso del suelo bajo los derechos de propiedad inseguros. *Environment and Development Economics*, 14 (3): 281-303.
- Alarcón, G., J. Díaz., M. Vela., M. García & J. Gutiérrez. 2016. Deforestación en el sureste de la amazonía del Perú entre los años 1999-2013; caso Regional de Madre de Dios (Puerto Maldonado–Inambari). *Revista de Investigaciones Altoandinas-Journal of High Andean Research*, 18(3): 319-330.
- Altamirano, A., C. Echeverría & A. Lara. 2007. Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetacional de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* (Myrtaceae) del centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 80(1): 27-42.
- Altamirano, A. & A. Lara. 2010. Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 31(1): 53-64.
- Altamirano, A., Miranda, A., & Jiménez, C. 2012. Incertidumbre de los índices de paisaje en el análisis de la estructura espacial. *Bosque (Valdivia)*, 33(2), 171-181.
- Armenteras, D., F. Gast & H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological conservation*, 113(2): 245-256.
- Ayram, C., C, Andrés., M. E, Mendoza, & E López. 2014. Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de Geografía Norte Grande*, (59): 200-214
- Burel, F. 2002. *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones* (No. 04; QH541.15. L35, B8.).
- Bustamante, R. O., A. A. Grez & J. A. Simonetti. 2006. Efectos de la fragmentación del bosque Maulino sobre la abundancia y diversidad de especies nativas. Bustamante, R. O., A. A. Grez & J. A. Simonetti. (ed.). *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria, Santiago, 83-97.
- Carr, D. L. 2004. Proximate population factors and deforestation in tropical agricultural frontiers. *Population and environment*, 25(6): 585-612.

- Cayuela, L. 2006. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. *Revista Ecosistemas*, 15(3).
- Debinski, D. M & R. D, Hol. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation biology*, 14(2): 342-355.
- Di Castri, F & E. R, Hajek. 1976. *Bioclimatología de Chile*. Santiago, Chile: Vicerrectoría Académica de la Universidad Católica de Chile. 163 pp.
- Donoso, C. 1993. *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica*. Ecología Forestal. Santiago, Editorial Universitaria. 382 pp.
- Echeverría, C., D. Coomes., J. Salas., J. Rey-Benayasj., M. Lara & A. Newton. 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., A. Newton., L. Nahuelhual., D. Coomes. & J. M. Rey-Benayas. 2012. How landscapes change: integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, 32(2): 822-831.
- Etter, A., C, McAlpine., K, Wilson., S, Phinn & H, Possingham. 2006. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, ecosystems & environment*, 114(2), 369-386.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1): 487-515.
- Foley, J. A., R. Defries., G. P. Asner., C. Barford., G. Bonan., S. R. Carpenter & J. H. Helkowski. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734): 570-574.
- Forman, R. T. & M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley and Sons, New York. 619 pp.
- Graedel, T. E. 2001. Green chemistry as systems science. *Pure and Applied Chemistry*, 73(8): 1243-1246.
- Greza, A. A & R. Bustamante. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 11, 58-63.
- Greza, A. A & M. A. Bustamante. 2006. Aproximaciones experimentales en estudios de fragmentación. *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Bustamante, R. O., A. A. Greza. & J. A. Simonetti. (ed.). Santiago (Chile): Editorial Universitaria, 17-40.

Grez, A. A., J. A. Simonetti. & R. O. Bustamante. 2007. Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. Santiago Chile. 159 pp.

Gustafson, E. J., & Parker, G. R. (1994). Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, 29(2-3), 117-130.

Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological applications*, 12(2), 321-334.

Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R., & Lambin, E. F. 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography*, 7: 71-82.

Henríquez, C., G. Azócar & M. Aguayo. 2006. Cambio de uso del suelo y escorrentía superficial: aplicación de un modelo de simulación espacial en Los Ángeles, VIII Región del Biobío, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, (36): 61-74.

Hernández, H.J., M. Galleguillos & C. Estades. 2016. Mapa de Cobertura de Suelos de Chile 2014: Descripción del Producto. Laboratorio GEP, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.

Hobbs, R. J., & A.J. Hopkins. 1990. From frontier to fragments: European impact on Australia's vegetation. In *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 16 (93): 93 - 114.

INFOR, 2017. Anuario forestal, Chilean statistical yearbook of forestry. *Boletín Estadístico* N° 159/. 188 pp.

Jacquemyn, H., J. Butaye & M, Hermy. 2003. Influence of environmental and spatial variables on regional distribution of forest plant species in a fragmented and changing landscape. *Ecography*, 26(6): 768-776.

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

Kissling, W.D & G, Carl. 2008. Spatial autocorrelation and the selection of simultaneous autoregressive models. *Global Ecology and Biogeography*, 17(1), 59-71.

Lagos, V., Torres, J., & Noton, C. (2001). Conservación de la diversidad biológica: El Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) como herramienta de gestión para la Región de Coquimbo. Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región de Coquimbo, 205-224.

Lambin, E. F., B. L. Turner., H. J. Geist., S. B Agbola., A. Angelsen. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 11: 261-269.

Lara, A., M. e. Solari., M. D. Prieto & M. P. Peña. 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). 33(1): 13-23.

Leon-Muñoz, J., C. Echeverría & R. Fuentes. 2017. ¿Cómo está cambiando la cobertura del uso del suelo en las cuencas proveedoras de agua potable de la zona costera del centro-sur de Chile (35° - 38,5° S)? Bosque (Valdivia). 38(1): 203-209.

Mainville, N., J. Webb., M. Lucotte., R. Davidson., O. Betancourt., E. Cueva & D. Mergler. 2006. Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. Science of the total environment, 368(1): 88-98.

McGarigal, K., B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. Portland, Pacific Northwest Research Station. 122 pp.

McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C., & Ene, E. 2002. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. Revisado 14 mayo 2017.

McIntyre, S., & R. Hobbs. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. Conservation biology, 13(6), 1282-1292.

Meynard, C. N., A. Lara., M. P. Quivira., D. Soto., L. Nahuelhual., D. N. Parrando & F. Morey. 2007. La integración de la ciencia, la economía y la sociedad: servicios ecosistémicos en la ecoregión de los bosques lluviosos valdivianos en el cono sur de Sudamérica. Gaceta ecológica, (84): 29-38.

Miranda, A., A. Altamirano., L. Cayuela., F. Pincheira & A. Lara. 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., R. A. Mittermeier., C. G. Mittermeier., G. A. Da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature. 403(6772): 853-858.

Myers, N. 2003. Biodiversity hotspots revisited. BioScience, 53(10): 916-917.

Nahuelhual, L. A, Carmona., A, Lara, C Echeverría & M, González. 2012. El cambio de la cubierta terrestre a las plantaciones forestales: causas próximas y las implicaciones para el paisaje en el centro-sur de Chile. Plan de con Landsc Urb 107 (1): 12-20.

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.

Olson, D. M & E. Dinerstein. 1998. The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. Conservation Biology, 12(3): 502-515.

- Olson, D. M., E. Dinerstein., E. D Wikramanayake, N. D Burgess & G. V Powell. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51: 933-938.
- Olson, D. M & E. Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89: 199-224.
- Osorio, L. P., Mas, J. F., Guerra, F., & Maass, M. (2015). Análisis y modelación de los procesos de deforestación: un caso de estudio en la cuenca del río Coyuquilla, Guerrero, México. *Investigaciones geográficas*, (88), 60-74.
- Oyarzún, C & A. Huber. 1999. Balance hídrico en plantaciones jóvenes de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* en el sur de Chile. *Terra*, 17(1), 35-44.
- Oyarzún, C., L. Nahuelhual & D. Núñez. 2005. Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica. *Ambiente y Desarrollo*, 20(3): 88-95.
- Parris, T. M & R. W. Kates. 2003. Characterizing and measuring sustainable development. *Annual Review of environment and resources*, 28(1): 559-586.
- Pauchard, A., M. Aguayo., E. Peña & R. Urrutia. 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological conservation*, 127(3): 272-281.
- Pauchard, A., M. Aguayo., P. Alaback., A. Grez., J. Simonetti & R. Bustamante. 2006. Cuantificando la fragmentación del paisaje: las métricas y sus significados ecológicos. *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*, 41-67.
- Piessens, K., Honnay, O & Hermy, M. 2005. The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation*, 122(1): 61-69.
- Puebla, J. G & M. Gould. 1994. *SIG: Sistemas de información geográfica*. Síntesis 145pp.
- Rojas, L & M. Chavarría. 2005. Corredores biológicos de Costa Rica. San José, CR. Corredor Biológico Mesoamericano sección CR. sp.
- Salas, O. E., F. S Chapin., J. J. Armesto., E. Berlow., J. Bloomfield., R. Dirzo & R. Leemans. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459): 1770-1774.
- Santos, T & J. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas*, 15(2): 3-12
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1): 18-32.
- Seremi del Medio Ambiente Región del Biobío (2016). Política regional para la conservación de la biodiversidad de la región del Biobío 2017-2030. 81 pp.

- Sierra, R. 2013. Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. *Y un acercamiento a los próximos*, 2(3): 10 - 57.
- Subirós, J. V., Linde, D. V., Pascual, A. L., & Palom, A. R. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'anàlisi geogràfica*, (48), 151-166.
- Taylor, P. D., L, Fahrig & K. A, With. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. *Conservatopm Biology Series - Cambidge*, 14, 29.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of applied Ecology*, 33(2): 200-209.
- Valencia, A. L. M., Restrepo, L. J. T., & Soto, S. I. U. (2008). Conectividad estructural del paisaje cafetero en la cuenca alta del rio San Juan, suroeste antioqueño, Colombia. *Boletín de Ciencias de la Tierra*, (23), 43-54.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney., J. Lubchenco & J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.
- Villagrán, C., L. F, Hinojosa., J, Llorente-Bousquets & J. J, Morrone. 2005. Esquema biogeográfico de Chile. *Regionalización Biogeográfica en Iberoamérica y Tópicos Afines: Primeras Jornadas Biogeográficas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática*. Las Prensas de Ciencias, UNAM, México City, 551-557.
- Wu, J. (2004). Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape ecology*, 19(2), 125-138.
- Zamorano-Elgueta C., J. M. Benayas., L. Cayuela., S. Hantson & D. Armenteras. 2015. La sustitución del bosque nativo por plantaciones exóticas en el sur de Chile (1985-2011) y la compensación parcial por la regeneración natural. *Para Ecol Manag* 345: 10-20.
- Zhao, Y., Feng, D., Yu, L., Wang, X., Chen, Y., Bai, Y., ... & Radke, J. D. (2016). Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. *Remote sensing of environment*, 183, 170-185.

## ANEXO 1.

Con el fin de determinar la escala de análisis que mejor se ajuste a la realidad, se estudió el comportamiento de los resultados de cada índice de agregación espacial (IAE) a diferentes escalas de análisis. Para esto, se crearon grillas (shapefile) con diferentes tamaños de cuadrantes; 40, 80, 160, 320 y 640 Km<sup>2</sup>, usando la extensión Geospatial Modelling Environment de ArcGIS.

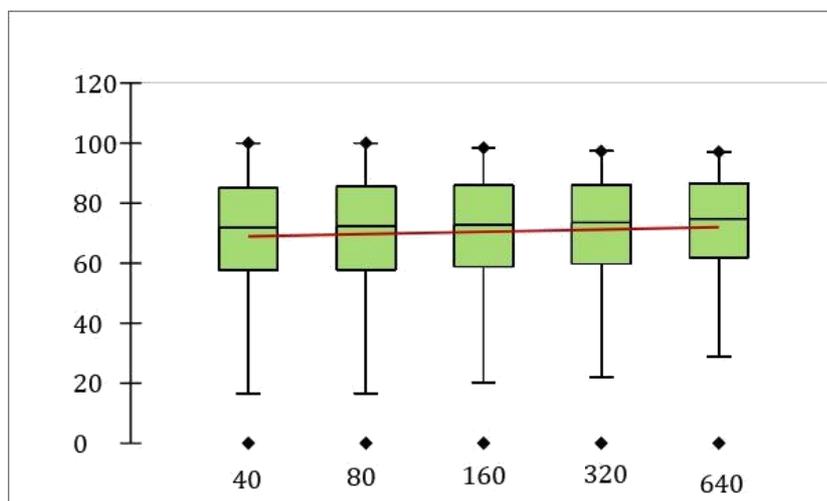
### Variación de escala de análisis

#### Índice de Agregación

Los valores mínimos obtenidos fueron de 0, mientras que los valores máximos variaron entre 97,1 y 100. Sin embargo, estos resultan ser atípicos en relación al grueso de los datos, los cuales se distribuyeron entre el 1er y 3er cuartil. Las medias presentaron un leve aumento en función del aumento de escala de análisis, desde 69,2 en la escala de análisis de 40km<sup>2</sup> a 76,6 en 640km<sup>2</sup>, lo que determinó un valor de pendiente de 0,77. Debido al bajo valor de pendiente, se infiere ausencia de dependencia de escala para el Índice de Agregación bajo las escalas de analizadas en el área de estudio (Tabla 6 y Figura 9).

**Tabla 6.** Tabla de valores estadísticos del Índice de Agregación en función de diferentes escalas de análisis, usando grillas con tamaños de cuadrante de 40, 80, 160, 320 y 640 km<sup>2</sup>.

Estadística	40	80	160	320	640
N° de observaciones	3157.0	1624.0	835.0	441.0	231.0
Mínimo	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Máximo	100.0	100.0	98.4	97.3	97.1
1er cuartil	57.6	57.7	58.8	59.7	61.8
Mediana	71.8	72.4	72.8	73.5	74.8
3er cuartil	85.0	85.7	86.1	86.1	86.6
Media	69.2	69.6	70.2	70.7	72.6
Desviación estándar	19.9	20.0	19.3	19.4	17.1



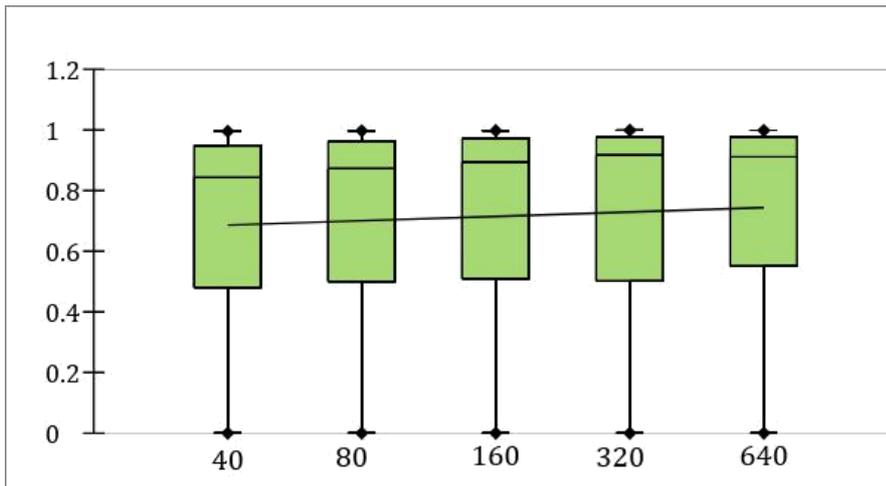
**Figura 9:** Distribución de los valores del Índice de Agregación a diferentes escalas de análisis, usando grillas con tamaños de cuadrante de 40, 80, 160, 320 y 640 km<sup>2</sup>.

### Índice de División

Todas las escalas de análisis presentaron valores mínimos de 0 y máximos de 0,99. En cuanto a las medidas de tendencia central, tanto la mediana como la media, presentaron un leve aumento progresivo en función del aumento de la escala de análisis. Sin embargo, la línea de tendencia presentó una pendiente muy baja de 0,01. Al igual que el caso anterior, se infiere que no existe dependencia de escala para el Índice de División aplicado bajo las escalas analizadas en el área de estudio (Tabla 6 y Figura 10).

**Tabla 7.** Valores estadísticos del Índice de División en función de diferentes escalas de análisis, mediante grillas con tamaños de cuadrante de 40, 80, 160, 320 y 640 km<sup>2</sup>.

Estadística	40	80	160	320	640
N° de observaciones	3157	1624	835	441	231
Mínimo	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Máximo	0.995	0.997	0.998	0.999	0.999
1er cuartil	0.480	0.500	0.509	0.502	0.551
Mediana	0.843	0.872	0.894	0.917	0.911
3er cuartil	0.949	0.964	0.972	0.975	0.978
Media	0.682	0.703	0.717	0.730	0.741
Desviación estándar	0.335	0.329	0.333	0.327	0.312



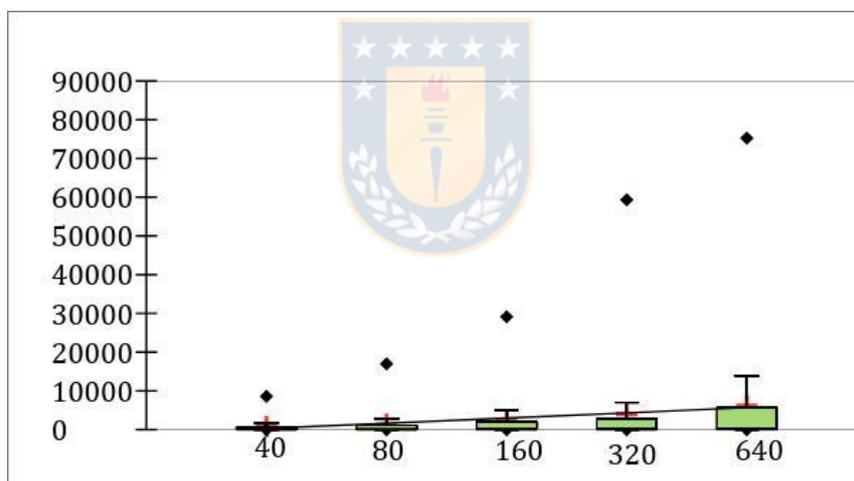
**Figura 10:** Distribución de los valores del Índice de División a diferentes escalas de análisis usando grillas con tamaños de cuadrante de 40, 80, 160, 320 y 640 km<sup>2</sup>.

### Índice de Proximidad media

A diferencia de los índices anteriores, el índice de proximidad media no varía en un rango de valores predeterminado, sino que depende de los niveles de fragmentación del paisaje de cada caso analizado. Se obtuvieron valores mínimos y máximos atípicos muy por encima de los valores medios, con una clara tendencia a aumentar con respecto a la escala de análisis. Esta tendencia de aumento respecto de la escala también se vio reflejada en la media de los datos, generando un valor de pendiente de la línea de tendencia. La pendiente obtenida sugiere la existencia de dependencia de escala del índice de proximidad media para las escalas analizadas en el área de estudio (Tabla 8 y Figura 11).

**Tabla 8.** Valores estadísticos del Índice de Proximidad media en función de diferentes escalas de análisis, mediante grillas con tamaños de cuadrante de 40, 80, 160, 320 y 640 km<sup>2</sup>. Se presenta el n° de observaciones, valores mínimos y máximos, media, 1er y 3er cuartil y desviación estándar.

Estadística	40	80	160	320	640
N° de observaciones	3157.0	1624.0	835.0	441.0	231.0
Mínimo	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Máximo	8575.9	16991.0	29149.7	59331.2	75221.5
1er cuartil	7.4	9.7	12.4	15.9	22.1
Mediana	54.6	82.1	113.5	156.9	284.9
3er cuartil	646.5	1132.3	1988.5	2874.5	5672.2
Media	811.7	1398.0	2430.0	3991.7	6258.1
Desviación estándar	1593.8	2836.9	4887.2	8204.0	13228.8



**Figura 11:** Distribución de los valores del Índice de Proximidad media a diferentes escalas de análisis usando grillas con tamaños de cuadrante de 40, 80, 160, 320 y 640 km<sup>2</sup>. Además se presenta línea de tendencia, valores atípicos, desviaciones estándar y ecuación de la recta.