



UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Arquitectura y Urbanismo
Escuela de Pregrado
Carrera de Geografía

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal

Memoria para optar al Título profesional de Geógrafo

MARIO ANDRÉS CARVAJAL LEÓN

Profesor guía: Alexis Vásquez Fuentes

SANTIAGO-CHILE

2017

Agradecimientos

Agradezco a la profesora Audrey Grez del laboratorio de Ecología de Ambientes Fragmentados (LEAF UCHILE) y al curso “Ecología de Ambientes Fragmentados” por acogerme, y brindarme la enorme contribución teórica y práctica con la que realicé este trabajo. Muchas gracias.

Agradezco profundamente a Cecilia Smith-Ramírez y Kathryn E. Sieving por todos los datos, perspectivas y recomendaciones estructurales a partir de las cuales fui desarrollando esta idea. Muchas gracias por todo su tiempo. Espero devolverles todas sus buenas vibras.

Agradezco al profesor Alexis Vásquez por su paciencia en el desarrollo de esta investigación, y por todos los comentarios que contribuyeron a mejorar falencias. Muchas gracias.

A mi familia y amigos, sobretodo a A y P, por darme ánimo cuando más me faltaba y siempre creer en mi cuando estuve en los peores momentos, deambulando inseguro. A, P, O, R, P, N, N, A, C, profunda gratitud para todos ustedes.

Índice

Resumen	6
Abstract	7
1. Introducción	8
2. Planteamiento del problema	9
3. Objetivos	10
3.1 Objetivo General	10
3.2 Objetivos específicos	10
4. Marco teórico	11
4.1 Fragmentación y pérdida de hábitat	11
4.1.1 Fragmentación: Principales conceptos	11
4.1.2 Pérdida y fragmentación en ecosistemas boscosos de Chile	16
4.1.3 Monitoreo de cobertura de bosques	17
4.2 Modelos de distribución de especies (MDE's)	20
Algoritmo MaxEnt	23
4.3 Conservación por especies focales	24
4.4 Capacidad de carga de fragmentos de bosque	26
4.5 Ecología de comunidades en estudios biogeográficos de mayor escala	28
5. Marco metodológico	29
5.1 Modelar espacialmente la distribución potencial de la especie Chucao. (Obj. Esp. 1) 31	
5.1.1 Puntos de presencia	31
5.1.2 Variables ambientales	32
5.1.3 Regresión por mínimos cuadrados parciales	36
5.1.4 Parámetros para realizar el modelo de distribución	37
5.2 Analizar los cambios estructurales en el hábitat de la especie Chucao, entre los años 2000 y 2014. (Obj. Esp. 2)	38
5.3 Analizar la pérdida de hábitat a escala local en tres sitios mediante métricas poblacionales espacialmente explícitas. (Obj. Esp. 3)	41
6. Resultados	44
6.1 Modelar espacialmente la distribución potencial de la especie Chucao. (Obj. Esp. 1) 44	
6.1.1 Regresión por mínimos cuadrados parciales (MCP)	47
6.1.2 Condiciones ambientales óptimas para la especie Chucao	50
6.2 Analizar los cambios estructurales en el hábitat de la especie Chucao, entre los años 2000 y 2014. (Obj. Esp. 2)	52
6.2.1 Métricas	53

6.3	Analizar la pérdida de hábitat a escala local en tres sitios mediante métricas poblacionales espacialmente explícitas. (Obj. Esp. 3)	55
6.3.1	Cerro Cayumanqui (Quillón, VIII región Biobío) (N°1, fig. 36)	56
6.3.2	Parque nacional Tolhuaca – Reserva nacional Malleco (Curacautín, IX región Araucanía) (N°2 fig. 36).....	57
6.3.3	Hualves-Ñadis de Huite (Los Lagos, XIV región Los Ríos) (N° 3 fig. 36)	58
7	Discusión	62
8	Conclusiones	67
9	Bibliografía	68
10	Anexos	77

Índice de figuras

Figura 1: Fragmentación y pérdida de hábitat	11
Figura 2: Principales procesos de cambio en el paisaje.	12
Figura 3: Métricas de área (McGarigal, 2002).	13
Figura 4: Métricas de aislamiento.	13
Figura 5: Zonas de borde	14
Figura 6: Matriz y fragmentos de hábitat	15
Figura 7: Métricas de forma	16
Figura 8: Resumen de respuestas bióticas a la fragmentación.	16
Figura 9: Dinámicas de pérdida de extensión de bosques	17
Figura 10: Global Forest Change	18
Figura 11: Nicho	21
Figura 12: Diagrama BAM (Soberón y Peterson, 2005).	22
Figura 13: Máxima entropía	23
Figura 14: Passeriformes - Familia Rhinocryptidae. Especies de rinocriptidos presentes en Chile	25
Figura 15: Parches fuente-sumidero.	28
Figura 16: Esquema metodológico del presente trabajo. Elaboración propia.	30
Figura 17: Reducción de autocorrelación espacial. Elaboración propia.	32
Figura 18: Pruebas Cuantil-Cuantil y Shapiro-Wilk.	33
Figura 19: Matriz de correlación múltiple.	35
Figura 20: Correlograma	36
Figura 21: Validación cruzada (kfold cross-validation).	37
Figura 22: Metodología bosque nativo año 2000.	39
Figura 23: Metodología bosque nativo año 2014.	39
Figura 24: Metodología de obtención de hábitat, aplicación de métricas de paisaje y cuantificación de fragmentación y pérdida de hábitat.	40
Figura 25 (A) Modelo circulares de hábitat.	41
Figura 26: Base del diseño experimental propuesto en SIG (sistema de información geográfico).	42
Figura 27: Curva ROC y valor AUC = 0.952 ± 0.006 de MaxEnt.	46

Figura 28: Variables del modelo de distribución final	47
Figura 29: Círculo de correlaciones de regresión por mínimos cuadrados parciales.	48
Figura 30: Prueba de hipótesis de normalidad de residuos.	49
Figura 31: Residuos de regresión MCP. Elaboración propia.	49
Figura 32: Modelo de distribución, hábitat y pérdidas.	55
Figura 33: Límites de cerro Cayumanqui, comuna de Quillón, región del Biobío. Elaboración propia.	57
Figura 34: Áreas protegidas Parque nacional Tolhuaca y Reserva nacional Malleco, Región de la Araucanía.	57
Figura 35: Hualves-Ñadis de Huite, Los Lagos. Monitoreo de pérdida de relicto de <i>Nothofagus anctartica</i> (Ñirre) por reemplazo a plantaciones agrícolas.	58
Figura 36: Mapa de los tres sitios analizados.	60

Índice de tablas

Tabla 1: Error de Global Forest Change	19
Tabla 2: Dominio de variables al modelar	22
Tabla 3: Requerimientos de hábitat.	27
Tabla 4: Puntos de presencia utilizados en el presente estudio, y su respectiva fuente.	31
Tabla 5: Tabla de métricas de paisaje usadas en el presente estudio.	40
Tabla 6: Criterios utilizados para estimar la capacidad de carga en SIG.	43
Tabla 7: Porcentaje de idoneidad de hábitat por región. Las regiones de Los Ríos y Los Lagos presentan la mayor superficie de territorio que reúne las condiciones ambientales óptimas para el desarrollo de la especie Chucao. Elaboración propia.	46
Tabla 8: Métricas aplicadas sobre la extensión del modelo de distribución, ajustado con la presencia de bosque nativo.	54
Tabla 9: Parámetros analizados en cada área y su definición.	56
Tabla 10: Magnitud de cambios a escala poblacional.	61

Resumen

El estudio de la biogeografía se ha desarrollado en cierta medida por separado de la ecología de comunidades, lo que ha llevado a dificultades conceptuales y técnicas para incorporar interacciones entre especies, adaptaciones y limitaciones de dispersión en los modelos predictivos de distribución de especies (MDE). En esta línea se ha argumentado que uno de los grandes desafíos de la biogeografía del siglo XXI es proporcionar líneas de base y herramientas para la comprensión y predicción de las respuestas de ecosistemas y especies a los cambios ambientales del mundo actual. En este contexto, el propósito de este trabajo es vincular modelos de distribución de especies, con estudios biológicos y ecológicos de rasgos o atributos de especies focales, mediante un diseño en un sistema de información geográfica (SIG). Se dirige el análisis hacia la pérdida y fragmentación del hábitat, ya que representa hoy en día una gran amenaza para la biodiversidad en todo el mundo.

Se busca analizar los efectos multi escalares de la pérdida y fragmentación del hábitat en una especie endémica y focal, residente característico del bosque templado del sur de Chile, el Chucao tapaculo (*Scelorchilus rubecula kittlitz*). En primer lugar, desde una escala regional se evaluó la distribución potencial, y la pérdida y fragmentación del hábitat actual. En segundo lugar, a escala local, se analizó la incidencia de la fragmentación y la pérdida de hábitat a través de métricas de viabilidad poblacional espacialmente explícitas. Para probar este enfoque, se seleccionó tres sitios representativos en el sur de Chile con problemas de conservación.

Se encontró una diferencia de superficie de hábitat de un 38,29% entre la distribución potencial resultante de un MDE, y un modelo de distribución potencial pero calibrado con requerimientos específicos de hábitat de la especie. Por otro lado, en el período 2000-2014 hubo un 3,03% de pérdida de hábitat con evidencias de fragmentación. A escala local, los sitios seleccionados se vieron seriamente afectados por la fragmentación y la pérdida de hábitat, lo que implicó la reducción de poblaciones viables y la reestructuración espacial de fragmentos de hábitat. De esto se desprende, (1) las aproximaciones de los modelos de distribución por sí solos pueden sobreestimar en un porcentaje importante el área habitable por las especies, y (2) los estudios biológicos pueden proveer orientación y criterios guía sobre métricas necesarias a nivel de especie para incorporar los efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat, en estimaciones regionales del rango geográfico del hábitat.

Palabras clave: Ecología del paisaje, fragmentación, pérdida de hábitat, especie focal, modelos de distribución de especies

Abstract

Arguably, one of the great challenges of 21st century biogeography is to provide baselines and tools for the understanding and prediction of ecosystem and species responses to environmental changes. However, biogeographic approaches have largely developed apart from community ecology, resulting in predictive models without key parameters needed to account for species interactions and behavioral limitations on dispersal. The aim of this work was to incorporate spatially explicit species traits into a classic species distribution model (SDM); the workhorse of current biogeography approaches upon which the majority of conservation planning currently relies. This model incorporates the effects of habitat loss and fragmentation on population viability and, therefore, provides insights into how much SDM's alone can overestimate the extent of viable habitat for biodiversity.

It was used a well-studied focal endemic bird that is a characteristic resident of South American temperate rainforests, the Chucao tapaculo (*Scelorchilus rubecula kittlitz*). First, at a large scale, it was assessed the potential extent of Chucao habitat based on climate envelopes in an SDM. Second, a land cover change analysis at a regional scale was used to account for recent habitat loss and fragmentation of Chucao habitat. Third, empirically derived criteria were used for predicting Chucao population responses to fragmented forest landscapes, to identify actual losses of viable habitat. Finally, to assess the degree to which an SDM alone could overestimate habitable range at a regional scale, I selected three sites of high conservation value in southern Chile to apply the model. It was found a difference of 38.29% between the potential extent of the SDM alone, and the habitat calibrated with the native forest extension. It was identified a forest cover loss of 3.03% during 2000-2014; the latter occurred with a high degree of fragmentation at local scales not tolerated by the focal species. This conclude that (1) SDM approaches by themselves can seriously overestimate the habitable area for species, and (2) the biological studies provide guidance on minimum species-level metrics required to incorporate fragmentation effects and species responses for regional scale estimates of habitat range.

Key words: Landscape ecology, fragmentation, habitat loss, focal species, remote sensing, species traits, spatial distribution models

1. Introducción

Un gran avance en la teoría ecológica es la comprensión de que la heterogeneidad espacial a grandes escalas puede alterar las interacciones entre especies y dinámicas de comunidades (Picket y Cadenasso, 1995). A pesar de este axioma teórico, los enfoques de gran escala tales como los modelos de distribución de especies (MDE) se han desarrollado en gran parte por separado de la ecología de comunidades y de estudios sobre la biología de los organismos, lo que conduce a la falta de componentes bióticos y mecanismos biológicos en estudios biogeográficos (Wittman et al., 2016). Las dificultades técnicas para la integración de atributos biológicos y ecológicos en los MDE son la perspectiva abiótica en la que se basan (Guisan y Zimmermann, 2000). Basados en la teoría del nicho ecológico, los modelos de distribución evalúan principalmente las condiciones ambientales en las que se desarrollan las especies, como la topografía precipitación y la temperatura (Phillips et al., 2006). Sin embargo, la distribución de las especies está ampliamente determinada por interacciones ecológicas, como por ejemplo, la presencia de recursos específicos, depredadores, competidores y capacidad de dispersión, difíciles de evaluar en un modelo basado únicamente en variables abióticas (Lavergne et al. 2010; Wisz et al., 2013; Violle et al., 2014). Además, estudios recientes han evidenciado relaciones significativas entre la probabilidad de presencia de una especie (como resultado de un MDE) y ciertas características biológicas como la abundancia, enfatizando la relación entre la biogeografía con la biología y ecología de los organismos (Nagaraju et al., 2013; Wittman et al., 2016; Phillips et al., 2017). En este contexto, se cree que todos los esfuerzos centrados en establecer conexiones entre estudios biogeográficos a gran escala y estudios biológicos sobre atributos de las especies, podrían proporcionar inferencias más allá de la sola distribución espacial, lo cual podría ser mucho más significativo para fines de conservación.

La aproximación metodológica propuesta aquí vincula la biogeografía a través de los clásicos modelos de distribución de especies, con estudios biológicos y ecológicos de las especies en cuestión, a través de un diseño en SIG (sistema de información geográfica) el cual permitió espacializar criterios de viabilidad poblacional en bosques fragmentados. La metodología aquí presentada estima la pérdida de la capacidad de carga de fragmentos de bosque nativo para sostener poblaciones de la especie Chucao (*Scelorchilus rubecula* Kittlitz), en base a métricas poblacionales espacialmente explícitas provenientes de estudios biológicos de la especie. De esta manera, conociendo la pérdida de la capacidad de carga de los fragmentos de bosque, podrían observarse los efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat en la especie.

Se centró el enfoque en la evaluación de la fragmentación y la pérdida de hábitat en esta especie por su carácter de “especie focal”, representativa de un bioma *hotspot* de

biodiversidad altamente amenazado, el bosque templado lluvioso del sur de Chile (Myers et al., 2000; Echeverría et al. 2006, Miranda et al., 2016).

El Chucao es un ave de sotobosque bien estudiada, cuyo rango geográfico histórico es coincidente con el del bosque templado; por lo que es especialista de estos ecosistemas y altamente sensible a la fragmentación (Carlson, 2000). Es debido a que su distribución espacial coincide con varias otras especies pequeñas y medianas con hábitat similar y problemas de conservación, que se propone como especie focal para el bioma (Wilson et al., 1994, Wilson 2004, Castellón y Sieving 2012).

El enfoque apunta a aumentar la precisión en la estimación actual del hábitat del Chucao y potencialmente de las otras especies con similares necesidades de hábitat restringidas al bosque templado, para posteriormente evaluar la incidencia de la fragmentación y pérdida de hábitat. Se busca por lo tanto 1) Evaluar la adecuada configuración espacial de los parches capaces de contener poblaciones viables de la especie Chucao, con 2) un mejor entendimiento del rango geográfico de la especie. Esencialmente, la incorporación de estimaciones de viabilidad poblacional espacialmente explícitas para el mapa de distribución de la especie, debería reducir la estimación general del hábitat (y el tamaño estimado de las poblaciones de Chucaos), a diferencia de aquella perspectiva basada únicamente en el modelo de distribución. Una vez estimado el hábitat, es posible vislumbrar mediante la pérdida de capacidad de carga de los fragmentos de bosque, la magnitud de la fragmentación y pérdida de hábitat en un período determinado, sobre tres sitios previamente definidos.

2. Planteamiento del problema

En paisajes naturales sin alteración antrópica, en términos generales la biota ha podido adaptarse a la heterogeneidad espacial o a la disposición en parches o fragmentos de su hábitat, pero a un ritmo evolutivo, logrando superar progresivamente las presiones selectivas del medio a través de lo que llamamos evolución (Didham, 2010). Por el contrario, en paisajes modificados por influencia humana, la velocidad o la tasa de los cambios en el paisaje excede por mucho las capacidades de la biota para adaptarse a la nueva configuración espacial, reducida y fragmentada (Myers y Knoll, 2001; Didham, 2010). La fragmentación se traduce en la rápida alteración y degradación de la estructura del paisaje por parte del hombre, para satisfacer sus necesidades de desarrollo económico y de subsistencia en esta nueva era global (Fahrig, 2003; Didham, 2010).

Las especies especialistas de bosques son particularmente afectadas, ya que si se degrada el bosque no existe otro espacio al cual puedan recurrir. Tal es el caso de aves como los rinocriptidos en los bosques del sur de Chile, una de las familias de aves más primitivas de las que se tiene registro, con varias especies endémicas en nuestro país (Carlson, 2000). Se estudia el caso de la especie Chucao, habitante carismático del bosque templado del sur de Chile, principalmente porque sus atributos biológicos,

ecológicos y requerimientos de hábitat lo condicionan a ser muy sensible a la fragmentación. Ser especialista de bosque, una capacidad de dispersión muy limitada, una gran territorialidad, incapacidad de entrar en áreas abiertas sin vegetación densa, el ser una especie de valor cultural y reflejar el estado de conservación del bosque, son los principales antecedentes que lo han llevado a ser considerado como una “especie focal” del bosque templado lluvioso del sur de Chile (Willson et al., 2004; Sieving et al., 1996, 2000; Vergara, 2002; De Santo et al., 2002; Correa y Figueroa, 2003; Vergara y Simonetti, 2003; Castellón y Sieving, 2006, 2007, 2012; Soto-Mora y Urrutia, 2010).

Al ser una especie focal, algunos de sus atributos biológicos se asemejan a otras especies vulnerables que solo existen en éstos ecosistemas boscosos, por lo que el estudio de la condición actual de su hábitat puede ser de utilidad para conocer la situación del hábitat de otras especies presentes en el bioma, como la comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*), el monito del monte (*Dromiciops gliroides*) y la rata arbórea Chilena (*Irenomys tarsalis*), todos mamíferos endémicos con problemas de conservación (Castellón y Sieving, 2007, 2012). Es debido a que es probablemente una de las especies mejor estudiadas del bioma del bosque templado lluvioso del sur de Chile, que sería posible llevar al espacio, específicamente a un modelo de distribución, los principales requerimientos espaciales de hábitat (ej: la presencia de bosque nativo, y la selección de parches de bosque con la cantidad de área mínima para sostener una población viable).

3. Objetivos

3.1 Objetivo General

Analizar la pérdida y fragmentación del hábitat de la especie Chucao (*S. rubecula*) a escala regional y local.

3.2 Objetivos específicos

1. Modelar espacialmente la distribución potencial de la especie Chucao.
2. Analizar los cambios estructurales en el hábitat de la especie Chucao a escala regional entre los años 2000 y 2014.
3. Analizar la pérdida de hábitat a escala local en tres sitios mediante métricas poblacionales espacialmente explícitas.

4. Marco teórico

4.1 Fragmentación y pérdida de hábitat

La revisión bibliográfica se efectuó revisando artículos publicados en la base de datos “ISI Web of Knowledge”, usando métodos de busca como “keywords”, tema, autor, cantidad de citas y artículos recientes. El acceso y la descarga de artículos se efectuó mediante la herramienta VPN Cisco de la Universidad de Chile, sin la cual habría sido imposible acceder a muchos de los artículos aquí citados.

4.1.1 Fragmentación: Principales conceptos

Fragmentación podría entenderse como un patrón en la configuración del paisaje (Wolff et al. 1997; Fahrig, 2003). En la misma línea, otras perspectivas la consideran directamente como un aspecto de la degradación del hábitat (Haila, 2002). Fragmentación se define como el proceso en el cual la pérdida de hábitat provoca la división de hábitats grandes y continuos, en fragmentos más pequeños y aislados unos de otros (Fig. 1) (Didham, 2010). En la misma línea, se plantea también como la transformación de una unidad originalmente continua en dos o más fragmentos aislados por una matriz de composición y estructura diferente (Fahrig, 2003).

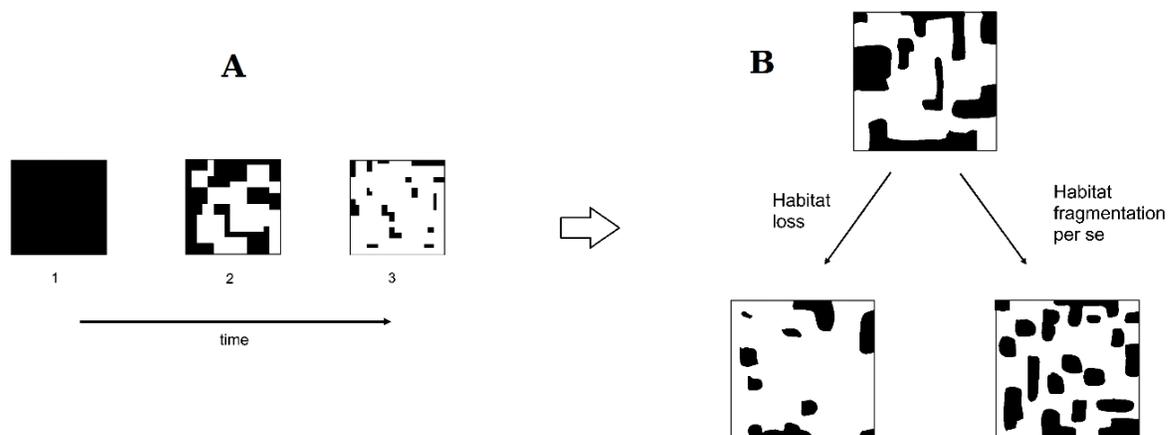


Figura 1: Fragmentación y pérdida de hábitat

(A) Proceso de fragmentación del hábitat. Las áreas negras representan el hábitat, y las zonas blancas la matriz en la que se insertan los fragmentos de hábitat. (B) Diferencias entre pérdida y fragmentación del hábitat, donde fragmentación evidencia pérdida de hábitat pero sumado a la subdivisión de parches grandes en una gran cantidad de parches pequeños. Figura adaptada de Fahrig, (2003).

Fragmentación generalmente se ha asociado a efectos depresores sobre riqueza y biodiversidad, pero estudios empíricos y teóricos han sugerido que fragmentación per se evidencia efectos negativos principalmente al darse en conjunto o paralelamente a la pérdida de hábitat (Fig. 2) (Greig et al., 2004; Ethier y Fahrig, 2011).

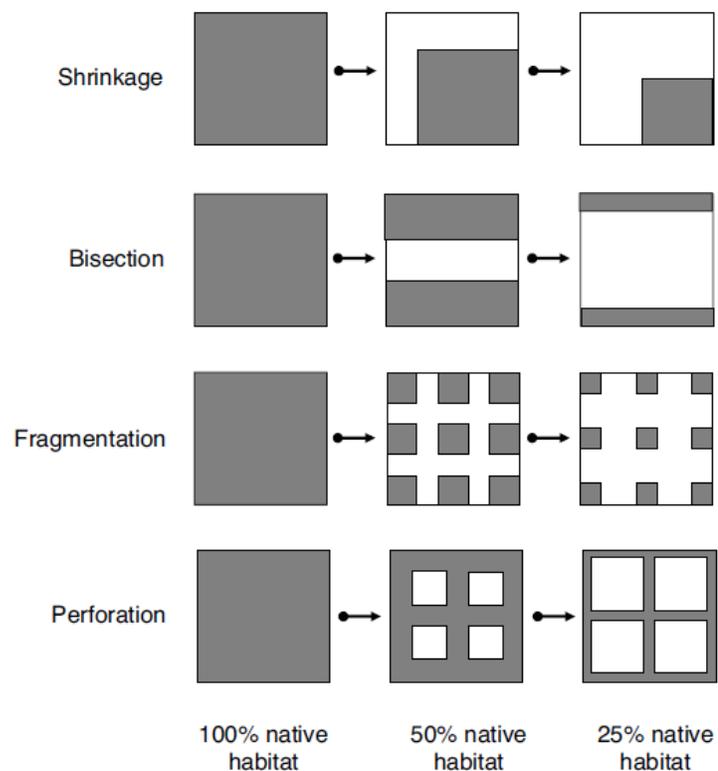


Figura 2: Principales procesos de cambio en el paisaje.

Contracción, bisección, fragmentación y perforación. En cada proceso se controla la pérdida de hábitat (100% a 25%). Esta clasificación es utilizada para interpretar los procesos de cambio en las tres áreas evaluadas en el último objetivo del presente estudio. Figura de Collinge (2009).

4.1.1.1 **Cuantificación de la configuración espacial de parches en ambientes fragmentados**

Para la ecología del paisaje resulta importante conocer de forma cuantitativa las características estructurales del paisaje como unidad de estudio, con el fin de esclarecer las posibles relaciones entre la estructura del mismo con los procesos ecosistémicos que en él tienen lugar (Turner, 1990; 2001). Para este fin, las métricas de paisaje corresponden a algoritmos desarrollados para mapas temáticos que cuantifican características espaciales de los parches, clases de parches o paisajes completos (McGarigal, 2002). Consecuentemente, se comprende que el parche es una unidad homogénea rodeada por elementos de diferentes clases, y un conjunto de parches de un mismo tipo de uso o cobertura forman una clase. Para encausar de forma clara el análisis, es importante destacar que las métricas de paisaje se dividen en métricas de *composición* (como el área, la cantidad y densidad) y de *configuración* (indica la distribución y el grado de conectividad o aislamiento) (Turner et al., 2001).

4.1.1.2 Tamaño del parche (área)

Parches más pequeños contienen menor cantidad de especies, así como menor densidad poblacional (Hanski, 1994; Debinski y Holt, 2000; Hames et al., 2001), menor probabilidad de colonización por otros individuos, disponibilidad limitada de recursos y por ende se constriñe y presiona el tamaño de la población a un límite determinado (Didham, 2010; Ewers y Didham, 2007). Todos estos factores aumentan el riesgo de extinción local de poblaciones (Newton, 1995). En este sentido, uno de los principales efectos negativos de la fragmentación *per se* es la implicancia de una mayor cantidad de parches pequeños (McArthur y Wilson, 1967), los cuales en algún momento determinado no cumplirán los requerimientos de área para sostener una población local creciente, generando una población no viable, donde la mortalidad es mayor que los nacimientos dada la falta de superficie (Fig. 3).

Métricas de paisaje	Abreviación	Descripción
Área total de la clase (Há)	AC	Suma de área total de parches de una misma clase
Tamaño promedio del parche (Há)	MPS	Área promedio de todos los parches de una clase
Número de parches	NP	Número de parches de una misma clase

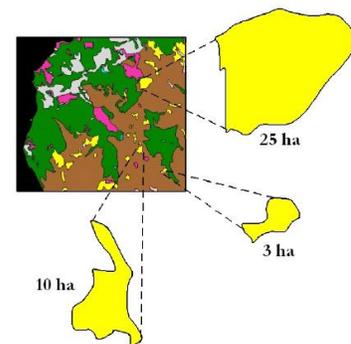


Figura 3: Métricas de área (McGarigal, 2002).

4.1.1.3 Aislamiento del parche

Las especies poseen diferentes formas de dispersarse, y por ende habilidades diferenciadas para atravesar o cruzar la matriz “hostil” en la que están insertos los

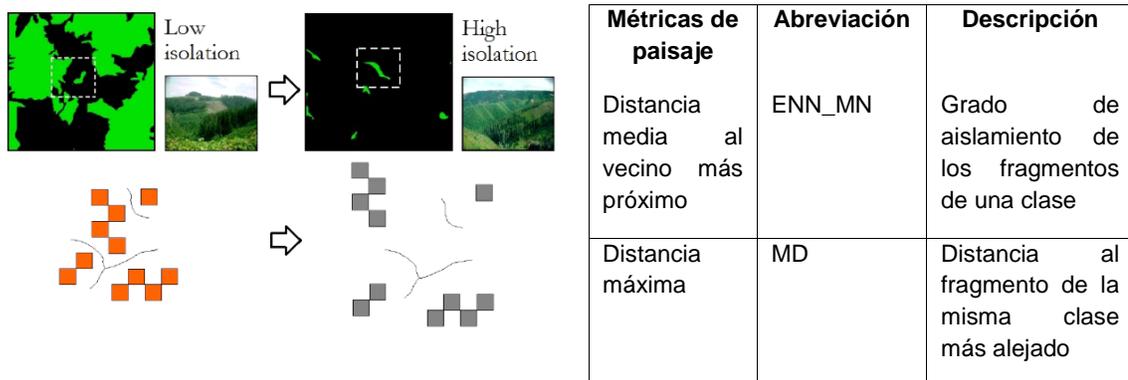


Figura 4: Métricas de aislamiento (McGarigal, 2002).

A la derecha métricas de aislamiento frecuentemente usadas. A la izquierda, medición de grado de aislamiento entre parches (McGarigal, 2002).

parches de hábitat. Para ciertas aves de sotobosque como los rinocriptidos, se creería que su capacidad de dispersión les permitiría fácilmente cruzar desde un parche a otro, lo que en la realidad no es así, dados sus particulares rasgos conductuales que le impiden salir a espacios abiertos con ausencia de vegetación (Sieving et al., 1996; Willson, 2004; Vergara y Simonetti, 2006). Esto conlleva a que poblaciones queden aisladas de otras, con tamaños reducidos, quedando expuestas a eventos ambientales locales (estocasticidad), siendo más vulnerables a desaparecer (Rukke, 2000) (Fig 4).

4.1.1.4 Borde de fragmentos

El aumento de parches pequeños genera mayor borde, exponiendo el interior de los parches o fragmentos a la influencia externa (Didham, 2010). Los bordes en rigor son definidos como los límites entre parches de cualidades diferentes (Strayer et al., 2003). La importancia del borde entre el hábitat y lo no-hábitat, es que los bordes creados por actividad antrópica tienen las características típicas de tener mayor temperatura, ser más secos y con mayor ventilación que el interior de los parches, así como también estar expuestos a mayor intensidad lumínica, lo que no siempre va acorde a las dinámicas propias de ecosistemas boscosos en etapas de desarrollo avanzado (Chen et al., 1999; Harper et al., 2005). (Fig. 5)

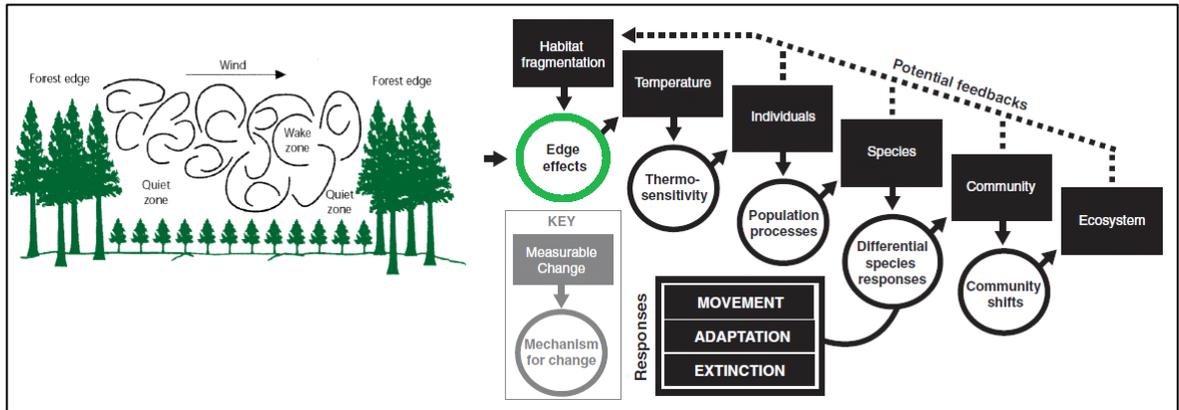


Figura 5: Zonas de borde

Estas zonas están más expuestas a patrones de turbulencias y cambios en la temperatura (Novak et al., 1997; Bannerman, 1998). Los cambios en la temperatura afectarán a los individuos. Ante estas perturbaciones en variables abióticas, las especies pueden desplazarse, adaptarse o extinguirse (Tuff et al., 2016). Figura adaptada de Bannerman, (1998) y Tuff, (2016).

Estudios evidenciaron que muchas aves de bosques se exponen a mayores tasas de depredación y parasitismo en zonas de borde (Chasko y Gates, 1982). Particularmente en aves de sotobosque como los rinocriptidos, estudios en el bosque templado decídulo del sur de Chile evidenciaron que la tasa de depredación de nidos en fragmentos de bosque fue mayor respecto al bosque nativo continuo (Vergara y Simonetti, 2003). Paralelamente a esta mayor tasa de depredación de nidos de rinocriptidos en fragmentos de bosque, la abundancia resultó mayor en fragmentos que en el bosque continuo,

sugiriendo que los fragmentos de bosque pueden constituir una trampa ecológica para estas aves (Vergara y Simonetti, 2003). El concepto de trampa ecológica explica que algunos animales aparentemente prefieren los bordes como hábitat idóneo para la reproducción, a pesar del hecho de que las tasas de mortalidad pueden ser mayores (Ewers y Didham, 2006) debido a que muchas veces paralelamente al aumento en los recursos y condiciones ideales para la reproducción, también aumenta la cantidad de depredadores (Gates y Gysel, 1978; Flaspohler y Temple, 2001).

4.1.1.5 Matriz

La matriz es definida como el tipo de hábitat dominante en un paisaje, en el cual parches de otros tipos de hábitats están insertos (Fig. 6) (Didham, 2010). Usualmente este concepto es usado para describir paisajes con usos de suelo antrópicos que rodean parches de hábitat remanentes. En aves de sotobosque, como los rinocriptidos, la estructura de la matriz es determinante en su dispersión. En la isla de Chiloé, la matriz la constituyen principalmente campos agrícolas (Sieving et al., 1996, 2000) los cuales constituyen no-hábitat, es decir, los individuos son extremadamente reacios a salir de los parches de bosque nativo y adentrarse en campos abiertos (Wilson et al., 1994). Por otro lado, en paisajes dominados por plantaciones forestales (como *Pinus radiata*), la situación puede ser diferente, por cuanto las plantaciones podrían no ser tan perjudiciales dependiendo de la existencia de sotobosque que permita el desplazamiento de individuos (Vergara y Simonetti, 2004).

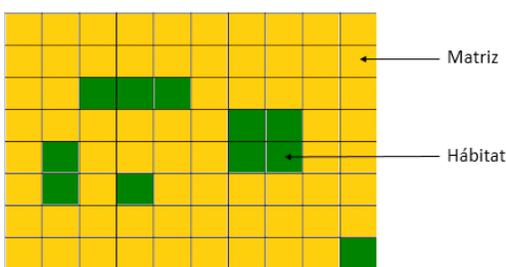


Figura 6: Matriz y fragmentos de hábitat

4.1.1.6 Forma del parche

Aquellos parches que tienen formas complejas o irregulares tienen una mayor proporción del área total del fragmento que es borde, en vez de núcleo o zona interior (Ewers y Didham, 2006). Los fragmentos que tienen formas complejas y poco regulares, al tener mayor cantidad de borde, exponen el núcleo o interior del fragmento a la influencia externa (Collinge, 1996). Por lo anterior, es más probable que parches o fragmentos pequeños sean vulnerables si tienen formas complejas, debido a que cualquier desviación de la circularidad teórica original reduciría en gran cantidad la cantidad de hábitat interior (Kupfer, 1995). Mientras más compleja es la forma del parche, el índice de forma promedio aumenta, lo que usualmente genera condiciones negativas en la biota (Fig. 7).

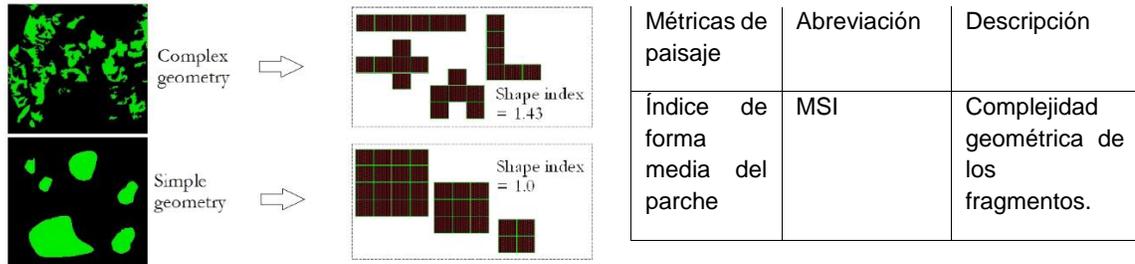


Figura 7: Métricas de forma

Índice de geometría o forma media del parche (McGarigal, 2002).

4.1.1.7 Cuadro resumen: respuestas bióticas a la fragmentación

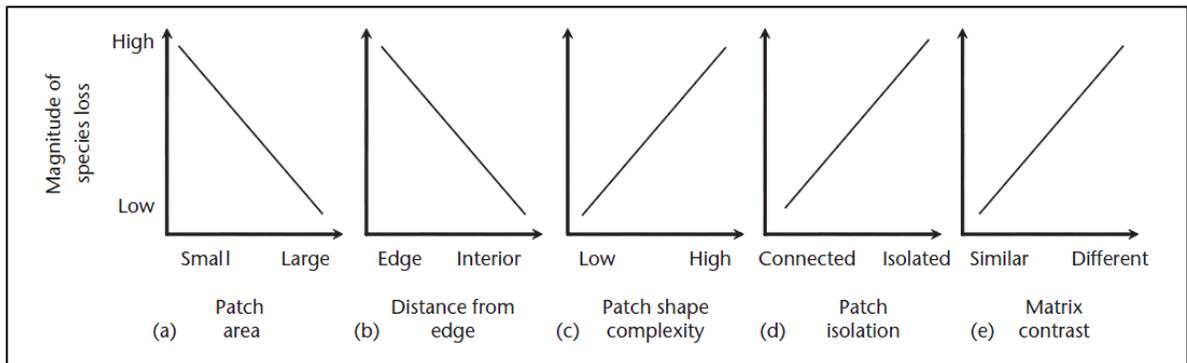


Figura 8: Resumen de respuestas bióticas a la fragmentación.

Principales respuestas de comunidades a la fragmentación del hábitat, medidas en la magnitud de pérdida de especies para cada uno de los principales 'drivers' de la fragmentación. En (a) Mayor pérdida de especies en áreas pequeñas, (b) mayor pérdida en el borde, (c) mayor pérdida en formas complejas, (d) mayor pérdida en parches aislados y (e) mayor pérdida en matrices muy disímiles o contrastantes (Ewers y Didham, 2006).

4.1.2 Pérdida y fragmentación en ecosistemas boscosos de Chile

El crecimiento de la industria forestal trajo cambios notables en la configuración espacial del bosque nativo, el que debió internalizar el costo de este crecimiento económico. Tal es el caso particular del bosque caducifolio Maulino, el cual entre los años 1975 y 2000 se redujo en más de un 67% (fig. 9) (Echeverría et al., 2006). Hoy en día los ecosistemas boscosos son verdaderas islas biogeográficas dado el aislamiento en el que se encuentran, debido entre diversos factores a su reemplazo por plantaciones forestales exóticas (Lara et al., 2002; 2010).

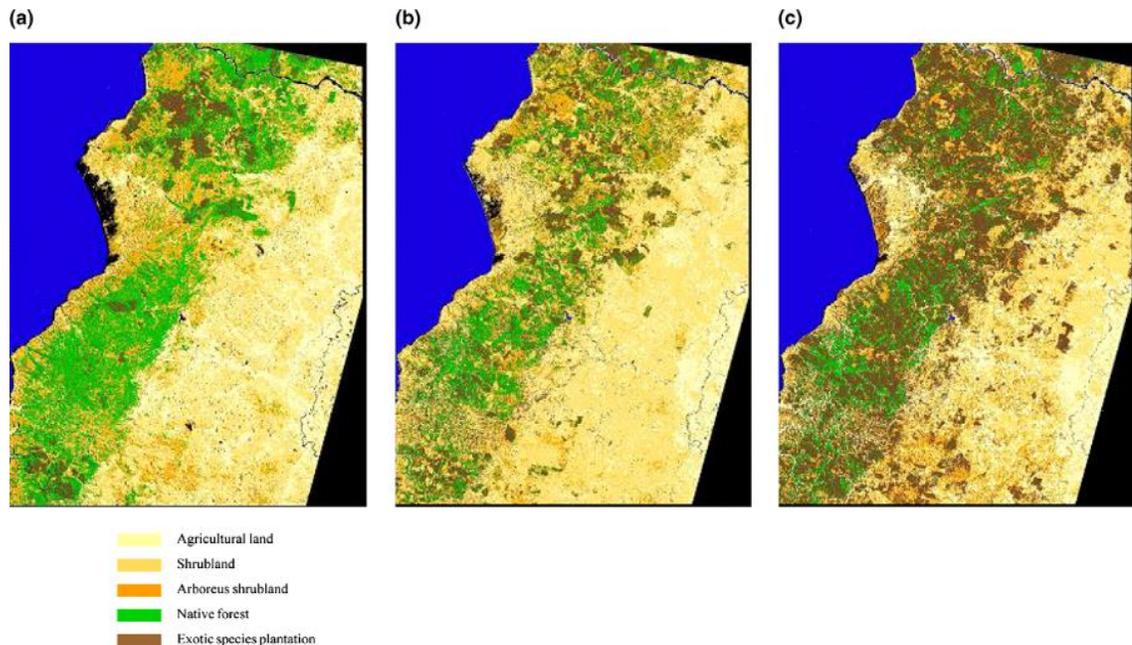


Figura 9: Dinámicas de pérdida de extensión de bosques

Variación temporal y espacial de las principales coberturas en río Maule-Cobquecura para los años (a)1975 (b)1990 y (c)2000 (Echeverría et al., 2006). Es posible apreciar la disminución de la cobertura de bosque nativo (en verde) progresivamente desde el año 1975, y un aumento de plantaciones forestales (en café).

En Chile la incidencia de la deforestación y degradación de los bosques se cristaliza en cambios en su composición al reemplazar el bosque ya desarrollado por bosques jóvenes menos desarrollados (renovales), plantaciones agrícolas o tierras de pastoreo, y en su configuración mediante la fragmentación de éste en subunidades de menor tamaño (Echeverría, et al., 2007). En términos generales, para los próximos años, a lo menos hasta 2020, se proyecta una continua y progresiva reducción en el área de fragmentos medianos y grandes de bosque nativo (Echeverría et al., 2008). Los niveles de fragmentación proyectados para los ecosistemas boscosos del sur de Chile afectarían particularmente a las especies especialistas de bosques, dada su condición de endémicas de estos ambientes (Willson y Armesto, 2003).

4.1.3 Monitoreo de cobertura de bosques

Para entender los cambios en la superficie de bosque nativo, hábitat de la especie Chucao, se utilizó la plataforma “Global Forest Change –GFC– High-resolution global maps of 21st-Century Forest Cover Change” (Hansen et al., 2013). Este corresponde a un proyecto que analiza tanto la extensión actual, como la pérdida y ganancia de masa forestal para todo el mundo desde el año 2000. Este proyecto pertenece en conjunto a la Universidad de Maryland, Google, Servicio geológico de los Estados Unidos (USGS) y la NASA (Hansen et al., 2013). El producto consiste en tres mapas centrales, el primero

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

representa la pérdida anual de cobertura de bosque desde el año 2000 al 2014 (*forest loss*), el segundo la ganancia de cobertura de bosques desde el año 2000 al 2014 (*forest gains*) y el tercero corresponde a la extensión de bosques en el año 2000 (*tree cover extension 2000*) (Fig. 10).

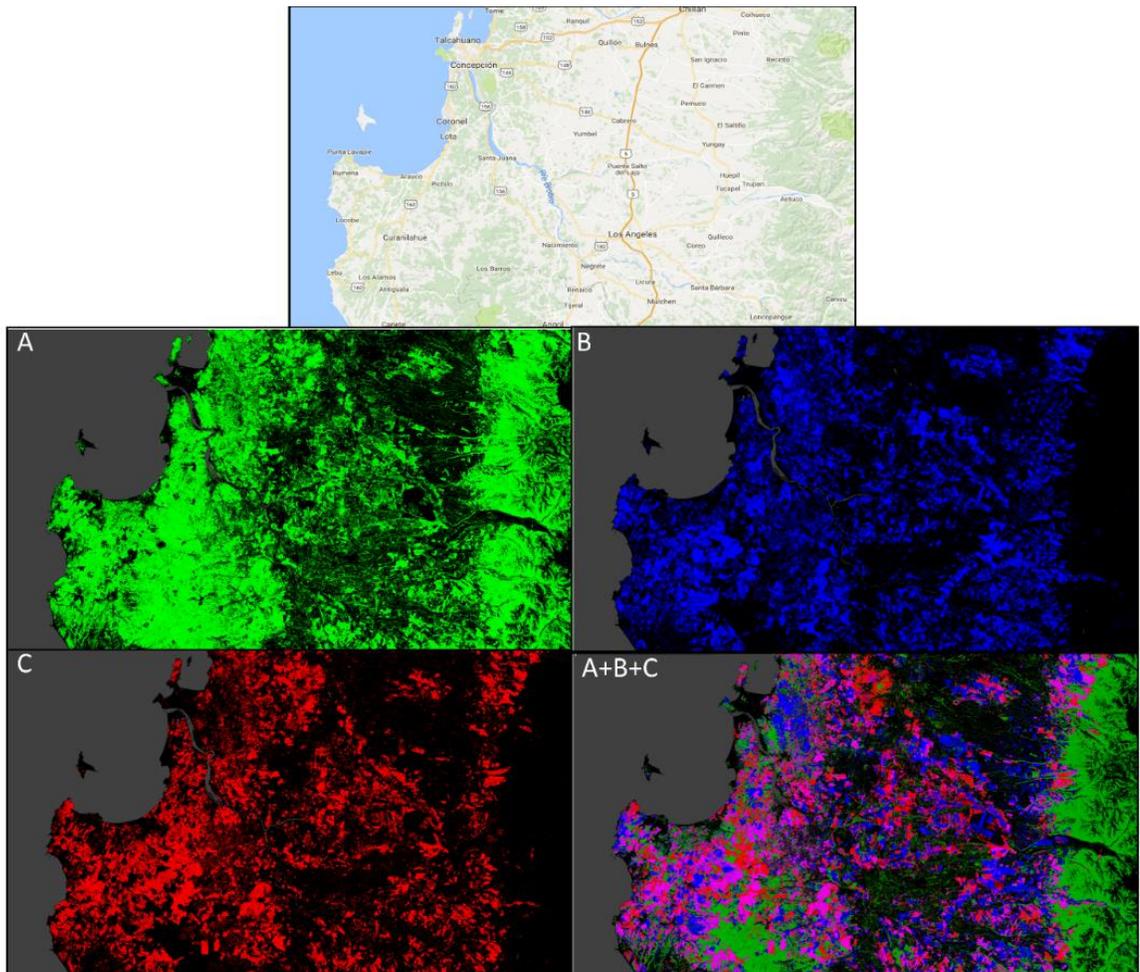


Figura 10: Global Forest Change

Región del Bío-Bío visualizada en plataforma Global Forest Change (GFC). (A) corresponde a la cobertura de bosques de la región para el año 2000. (B) Ganancias de masa forestal desde año 2000 a 2014. (C) Pérdidas de masa forestal desde el año 2000 a 2014. (A+B+C) Mapa compuesto de extensión, pérdidas y ganancias desde el año 2000 a 2014. Estas imágenes rásters constituyen la base para la cuantificación de dinámicas de cambios en la cobertura forestal abordada en el presente estudio. Elaboración propia en base a Global Forest Change (Hansen et al., 2013).

Este proyecto analizó 654.178 imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ en todo el orbe, las cuales fueron pre y post procesadas comparativamente con imágenes obtenidas por el sensor MODIS del satélite Terra, junto con análisis de series de Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). Al incorporar la aproximación “remote sensing

phenology” se analiza la variación estacional de la vegetación a escala global, y se da respuesta a una necesidad de incorporar análisis fenológicos en estudios ecológicos de gran escala (Zhang, 2003; Petorelly, 2005). Recientemente la plataforma GFC ha sido usada para estudiar la fragmentación de ecosistemas boscosos a diferentes escalas, revelando que el 20% de los bosques en el mundo están a 100 metros de un borde -en proximidad a agricultura, urbanización y otros ambientes alterados por acción del hombre- y más del 70% están a menos de 1 km del borde de otro bosque (Margono et al., 2014; Haddad et al., 2015).

Precisión y limitaciones de Global Forest Change. La revisión de falsos positivos (errores de comisión) y falsos negativos (errores de omisión) resulta clarificadora en este sentido. Para este estudio, los falsos positivos corresponden a píxeles clasificados como ‘ganancia o pérdida’ pero que no cambiaron realmente, y por el contrario falsos negativos a los píxeles que no fueron detectados como cambios pero que si cambiaron realmente. Tyukavina et al. (2015) evaluó la precisión general del proyecto GFC en África subsahariana, el sur de Asia y Latinoamérica, resultando una matriz de error resumida de las ‘pérdidas’ como sigue (Tabla 1):

Continente	Pérdidas	
	Falsos positivos	Falsos negativos
África subsahariana	4%	38%
Sur de Asia	8%	14%
Latinoamérica	4%	17%

Tabla 1: Error de Global Forest Change

Basado en Tyukavina et al. (2015).

En la línea de lo anterior, GFC no ha estado exento de críticas. La principal limitación corresponde a que el proyecto en sus bases clasifica como bosque a ‘toda vegetación mayor a 5 metros de altura’ (Hansen et al., 2013). Esta definición estructural incluye tipos de plantaciones que ya han reemplazado extensas zonas de bosques nativos, como los tropicales y particularmente en Chile, el bosque templado. Monocultivos como la palma aceitera (*Elaeis guineensis*), el caucho natural extraído del árbol de caucho (*Hevea brasiliensis*), y el caso de plantaciones de pino insigne o de monterrey (*pinus radiata*) y Eucalyptus en Chile, son algunos tipos de plantaciones reconocidas por ser amenazantes para la biodiversidad, todas especies mayores a 5 metros de altura. A pesar de que estas plantaciones son técnicamente bosques, no proveen los mismos beneficios de bosques nativos (e.g. servicios ecosistémicos como biodiversidad de especies, regulación del clima, almacenamiento de carbono y reservas de agua) (Ziegler et al., 2012; Tropek et al., 2014). Por el otro lado del límite de los 5 metros, plantaciones menores a 5 metros de altura como la piña en Costa Rica, la Soja en Brasil y Argentina

y las plantaciones de té en China, India y Kenia son usualmente clasificadas como bosques, lo que podría llevar a subestimar el área efectiva de la cobertura pensando en el umbral de los 5 metros (Tropek et al., 2014). En este sentido, GFC sin una calibración regional o local específica puede llevar a serias confusiones, generando a la vez consecuencias tanto para la biodiversidad como para la esfera política. El uso creativo de estos datos a través de su integración con información regional y local como tipos de bosques, usos de suelo, reservas de carbono o áreas protegidas, es adecuado y recomendado según sus propios autores (Hansen et al., 2014).

4.2 Modelos de distribución de especies (MDE's)

Durante los últimos años el posicionamiento de los sistemas de información geográfica ha permitido la generalización y validación de una herramienta que permite analizar objetivamente los patrones de distribución espacial de los organismos, conocidos como modelos de distribución de especies (MDE) (Guisan y Zimmermann, 2000; Elith y Leathwick, 2009). Desde un punto de vista teórico, el hecho de que las especies solo prosperen dentro de rangos definidos de condiciones ambientales ha impulsado el estudio de la teoría de nicho ecológico (Grinnell 1917; Hutchinson 1957; Phillips, 2006, 2017). Los MDE en la práctica apuntan a predecir la probabilidad de ocurrencia de las especies sobre la base de variables ambientales y biológicas (Guisan y Zimmermann, 2000).

El nicho ecológico estaría determinado por variables físicas/ambientales (Grinnell, 1917) como por variables biológicas (Elton, 1927). Así y todo, las condiciones en las cuales las especies pueden vivir son a menudo más amplias que las condiciones en las que en realidad viven, ya que están limitadas por interacciones bióticas. En este sentido podemos caracterizar el nicho en dos conceptos, el nicho fundamental correspondiente a todo el espacio abiótico óptimo para la especie, y el nicho realizado al espacio que efectivamente termina ocupando luego de haber considerado interacciones con otras especies (Fig. 11).

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

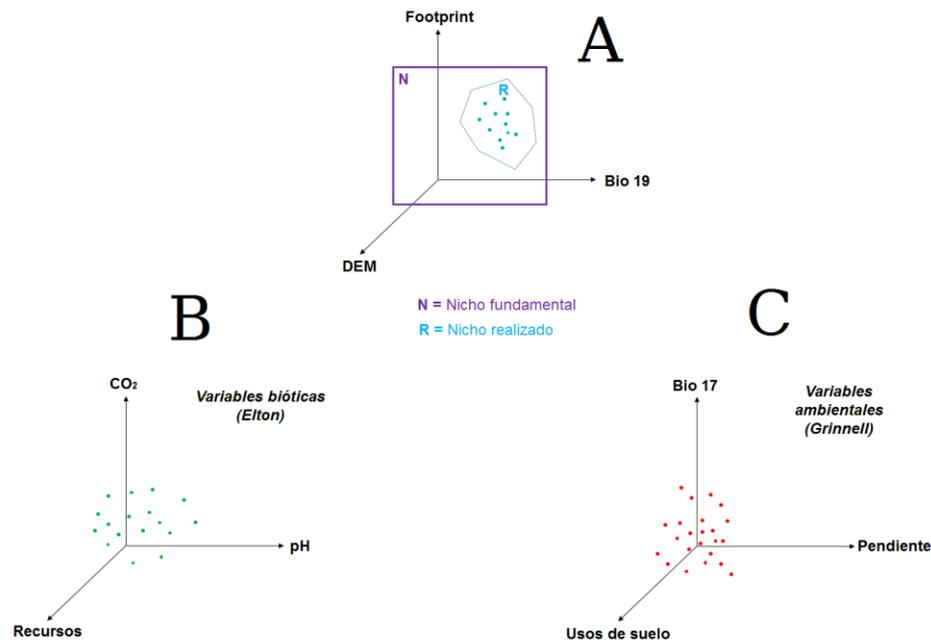


Figura 11: Nicho

En (a) nicho fundamental y nicho realizado según tres ejes o variables. Se observa como el nicho realizado es un subset del nicho fundamental. En (b) y (c) variables bióticas (bionómicas) y variables ambientales (escenopoéticas). Mientras más variables se integren al modelamiento más se complejiza el hipervolumen del nicho, por cuanto se agregan más ejes. Elaboración propia.

En este sentido, el espacio realmente habitable por las especies se acercaría más al concepto de nicho realizado, comprendiendo a este como el área que cumple los requerimientos abióticos, bióticos y de dispersión de la especie(s) en cuestión. En el presente trabajo, combinar el modelo de distribución con la presencia de bosque nativo y la adecuada configuración de los parches para la especie en análisis, permitiría un acercamiento al “hábitat habitable” por los individuos, y no tan solo apto desde criterios ambientales abióticos (Fig. 12).

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

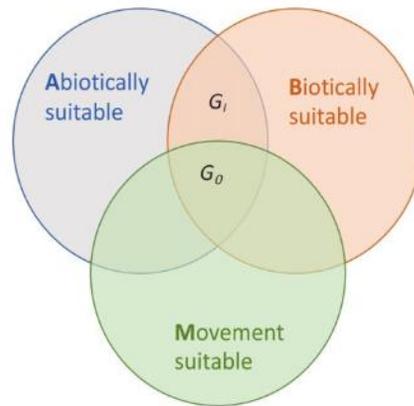


Figura 12: Diagrama BAM (Soberón y Peterson, 2005).

El espacio geográfico efectivamente ocupado es la intersección de ciertas condiciones abióticas (ej: topografía, clima), bióticas (ej: interacciones con otras especies) y de accesibilidad a esas zonas óptimas (ej: dispersión). En este sentido se representa G_0 como hábitat habitable y G_1 como área apta para ser ocupada, pero no necesariamente ocupada.

Por otro lado, y dependiendo de la escala del estudio, diferentes variables de modelamiento pueden ser incluidas, las cuales pueden tener un control dominante sobre el modelo final (Pearson y Dawson, 2003). Para la selección de la escala de las variables a utilizar, resulta ejemplificador el esquema de Pearson y Dawson (2003) adaptado de Willis y Whittaker (2002) el cual se utilizó como criterio de selección de variables en el presente trabajo (Tabla 2):

VARIABLE AMBIENTAL	ESCALA DE DOMINIO						
	Global >10.000 km	Continental 10000-2000 km	Regional 200- 2000 km	Paisaje 10-200 km	Local 1-10 km	Sitio 10- 1000 m	Micro < 10 m
Clima							
Topografía							
Uso de suelo							
Tipo de suelo							
Interacciones bióticas							
	Variables Escenopoéticas (Abióticas - Ambientales)				Variables Bionómicas (Bióticas)		
	Nicho Grinelliano				Nicho Eltoniano		

Tabla 2: Dominio de variables al modelar

Justificación del uso de las principales variables ambientales y bióticas, así como sus escalas de dominio. Modificado de Willis y Whittaker (2002) y Pearson y Dawson (2003). Se agregó en los recuadros inferiores el subconjunto donde se agrupan las variables, así como a qué tipo de perspectiva de nicho responden de mejor manera. Para la escala regional abordada en el presente trabajo, corresponde utilizar variables climáticas, topográficas y usos de suelo.

Algoritmo MaxEnt

Debido al alto rendimiento de Maxent respecto a otros algoritmos de distribución de especies existentes hoy en día (Elith et al., 2006; Duan et al., 2014; Proosdij et al., 2015) y a prescindir de puntos de ausencia (Gormley et al., 2011) resulta una herramienta útil para el desarrollo del presente trabajo.

El algoritmo de MaxEnt se basa en hacer proyecciones en base a información incompleta, con el fin de estimar la distribución de la probabilidad sujeta a restricciones dadas por información ambiental (Phillips et al., 2006). El principio elemental sobre el cual se basa la teoría de la máxima entropía dice que si no sabemos nada, la distribución debiese ser lo más uniforme posible, es decir, maximizando la entropía (Fig. 13). Imaginemos que tenemos las letras “A” y “B”. El código “AAAAAA” tendría baja entropía, el “BBBBBA” media y el “ABABBB” alta entropía.

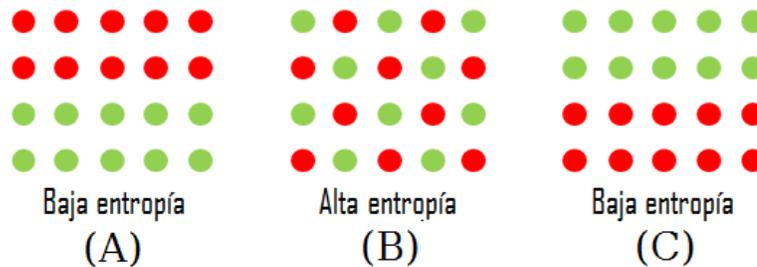


Figura 13: Máxima entropía

La distribución en (B) es la más uniforme, por ende, maximiza la entropía. Elaboración propia.

Ahora bien, una vez comprendido que es la máxima entropía, ¿Cómo se aplica? Imaginemos que estamos haciendo un experimento de campo y estamos evaluando la depredación de nidos en época reproductiva. Para evaluarla debemos construir nidos y poner huevos falsos de un material blando como plastisina, con el fin de evaluar de tanto en tanto si existen huellas de ataque de otras especies, ya sea mamíferos, reptiles u otras aves. Definimos parcelas de muestreo, réplicas y eventuales tratamientos. Nuestro principal problema es que no sabemos sobre que especie estamos evaluando la depredación de nidos, por lo que construimos los nidos artificiales según un tamaño promedio, y ponemos huevos de tamaño promedio también, a fin de que representen la mayor cantidad de especies posible. Luego, surge la primera restricción, nos dicen que estamos evaluando rinocriptidos. Ya el nido no puede ser de cualquier tamaño, tendríamos que ubicarlo a más baja altura, e incluso evaluar ponerlo en alguna cavidad en el suelo. MaxEnt funciona de esta manera, él es el investigador que en vez de construir el nido, debe construir el modelo espacialmente explícito, por lo que si no sabe nada de antemano, generará un modelo totalmente aleatorio donde todo es equiprobable, maximizando la entropía y la probabilidad de representación. En la medida en que se le imponen restricciones, en este caso mediante puntos de presencia con

valores determinados de precipitación, temperatura o pendiente, comienza a discriminar píxeles asignándoles una probabilidad según la información ambiental donde sí sabemos está presente la especie.

Se ha identificado una falta de estudios que integren factores bióticos a las aproximaciones biogeográficas de los modelos de distribución (Wisz et al., 2013; Violle et al., 2014; Wittman et al., 2016). Mediante la combinación de metodologías de monitoreo de bosques en conjunto a modelos de distribución de especies, se podría acercarse a lo que se denominó “nicho realizado” o el hábitat realmente “habitabile” por la especie, y no tan solo apto en teoría, considerando que se tendrían por un lado las condiciones topográficas y climáticas óptimas para la especie, y por otro la estructura y configuración adecuada de bosque nativo. Dado que la especie a modelar, el Chucao, ha sido propuesto como especie focal del bioma, es que se abordará a continuación su importancia en esfuerzos de conservación, y por qué resulta un buen candidato para la modelación en MaxEnt.

4.3 Conservación por especies focales

Dadas las urgentes necesidades de conservación alrededor del mundo, proyectos de conservación a gran escala son algunas veces implementados a pesar de la existencia de grandes vacíos de conocimiento sobre los requerimientos de conservación mínimos de la mayoría de las especies nativas (Castellón y Sieving, 2012). El desafío actual es buscar formas eficientes de satisfacer las necesidades de todas las especies sin hacer un estudio complejo de cada una individualmente (Lambeck, 1997, 1999). Hoy en día se propone el concepto ‘especies focales’, ya que no es solo una especie la que refleja las necesidades de un conjunto, sino que hablamos de un set de especies, donde cada una define características de diferentes atributos del paisaje como lo son la estructura, composición y función, según su grado de sensibilidad a este (Lambeck, 1997). En otras palabras, es identificar las amenazas que ejercen mayor presión en el ecosistema y luego seleccionar ciertas especies que son consideradas más sensibles para cada amenaza, bajo la premisa de que satisfacer las necesidades de esa especie particularmente sensible, se satisfacen como mínimo las necesidades de las demás (Lambeck, 1997; Castellón y Sieving, 2012). El Chucao al ser propuesto como especie focal, resulta un buen indicador de la comunidad ecológica forestal y de las consecuencias negativas de la pérdida de bosque nativo para las especies más vulnerables (Soto y Urrutia, 2010).

Rinocriptidos del bosque templado del sur de Chile

La familia de los rinocriptidos (*Rhynocriptidae*) a nivel mundial está constituida por 13 géneros y más de 60 especies de aves (Fjeldsâ y Krabbe, 1990), las que se distribuyen desde América central a través de los Andes, desde Costa Rica hasta el Cabo de Hornos

(Vuilleumier, 1985; Fjeldsâ y Krabbe, 1990; UICN 2007). Esta familia de aves se ha constituido como una de las más primitivas de los bosques templados de Sudamérica (Feduccia y Olson, 1982), y es considerada por algunos autores como bioindicadora del grado de naturalidad del bosque y de ambientes prístinos (Carlsson, 2000; Soto-Mora y Urrutia, 2010) (Fig. 14).

A diferencia de la mayoría de las especies de este bioma (bosque templado lluvioso), la especie Chucao Tapaculos (*Scelorchilus Rubecula*) perteneciente a la familia de los rinocriptidos, ha sido estudiada con mayor detalle al ser reconocida como especie carismática en la cultura local, así como de interés biológico. En fragmentos de bosques aislados, esta especie reduce su número drásticamente y experimenta mayor depredación de nidos (Willson et al., 2004; De Santo et al., 2002; Vergara y Simonetti, 2003). Son raramente observados fuera del bosque, ya que su dispersión está limitada por matrices abiertas ausentes de bosque, al no penetrar en áreas abiertas sin vegetación (Sieving et al., 1996; Castellón y Sieving, 2006).



Figura 14: Passeriformes - Familia Rhinocryptidae. Especies de rinocriptidos presentes en Chile

Autores de Imágenes (izquierda a derecha): Enzo Cifuentes, Fabrice Schmitt, Nicolás Binder, Juan Andrés Varas.

La conectividad entre fragmentos es fundamental y crítica para especies con capacidades pobres de dispersión, como el caso de la familia de los rinocriptidos, con pocas habilidades para volar (Lens et al., 2002; Willson, 2004). Dadas estas características de la especie, los resultados del estado de conservación en esta familia de aves proponen al Chucao y al Churrín de la mocha en prioridad de conservación (Soto-Mora y Urrutia, 2010).

La especie Chucao Tapaculos (*S. Rubecula*) es considerada la especie más sensible a la fragmentación de las que componen la familia de los rinocriptidos (Vergara, 2002; Willson, 2004). Las especies Chucao, Hued-Hued y Churrín del sur si bien es cierto son

simpátricas, son altamente territoriales (este rasgo o atributo está presente también en toda la familia de los rinocriptidos), por lo que la pérdida de áreas de bosque tiene mayor incidencia particularmente en esta familia de aves respecto a otras especies (Correa y Figueroa, 2003; Willson, 2004; Castellón y Sieving, 2006). La pérdida de áreas de bosque se traduciría directamente con la desaparición de una pareja de individuos, la que utilizaría una hectárea de bosque desarrollado con presencia de sotobosque denso como mínimo para su desarrollo (Willson et al., 2004; Castellón y Sieving, 2012).

4.4 Capacidad de carga de fragmentos de bosque

Pocas especies poseen la disponibilidad de información como la tiene el Chucao. Estudios biológicos han evaluado aspectos complejos de determinar, como la territorialidad, cristalizada en el área o territorio que utiliza una pareja de individuos, hasta el tamaño que debería tener una población viable en el tiempo. Una población viable se define como el umbral que especifica el número mínimo de individuos que debe tener una población para no extinguirse en el tiempo. En este sentido, es importante para la conservación biológica conocer que poblaciones están bajo el mínimo de individuos, a fin de efectuar manejos y programas de conservación específicos.

La pérdida y la fragmentación del hábitat puede alcanzar un umbral a partir del cual el parche ya no es capaz de sostener una población viable, ya que el área de hábitat se ha visto reducida más allá del mínimo que requiere esa población para subsistir. Se hablaría entonces de pérdida de viabilidad poblacional, es decir poblaciones que pasan de ser viables a no viables por falta de hábitat, ya sea por causas naturales (e.g erupciones volcánicas que generan pérdida de bosque) o antrópicas (e.g deforestación por madera o agricultura) (Keseen et al., 2017). Se ha argumentado en este sentido que la desaparición de poblaciones locales afecta notablemente a las demás poblaciones presentes en el paisaje generando un efecto negativo en cadena (Ovaskainen y Hanski, 2001).

Considerando que se conocen los requerimientos de área mínimos para una pareja y una población viable de Chucaos (Tabla 3), el desafío para el presente trabajo es diseñar una forma de representar en el espacio el territorio de una pareja de Chucaos y de una población viable, lo que permitiría conocer la capacidad de carga de los parches de bosque para sostener poblaciones de la especie, y como esta capacidad de los parches se vería afectada por la pérdida de cobertura forestal. La pérdida de capacidad de carga del bosque daría luces sobre la magnitud de la pérdida de hábitat de la especie Chucao.

Criterio	Valor del criterio	Método	Cita/Fuente
(1) Tamaño mínimo de una población viable	100 pares de parejas reproductivas activas	PVA concluyó en 50 a 100 pares para una población sin depresión por endogamia.	Verboom et al. (2001) Castellón y Sieving (2007)
(2) Tamaño del territorio	1 há	Experimento de campo.	Willson et al. (2004)
	0.29 – 0.34 há en época reproductiva	Observación, captura, marcaje.	Correa y Figueroa (2003)
(3) Área del hábitat	50 – 100 há en un único parche grande, o una red conectada de parches pequeños	Número de pares requeridos para una población viable multiplicado por el tamaño del territorio.	Criterio (1) y Criterio (2)
(4) Tamaño mínimo de parche	10 há	Modelo de ocupación de parches en <i>S. Rubecula</i> .	Castellón y Sieving (2006b)
(5) Conectividad local	Corredores con presencia de sotobosque ≤ 500 m de largo; ≥ 10 metros de ancho	Movimiento monitoreado por radio-telemetría (seguimiento en base a instrumentos técnicos de rastreo en terreno)	Castellón y Sieving (2006a,b)

Tabla 3: Requerimientos de hábitat.

Principales requerimientos de hábitat de la especie Chucao (*S. Rubecula*) utilizados en el presente estudio. La columna "Valor del criterio" resulta fundamental para el desarrollo del tercer y último objetivo. Modificado de Castellón y Sieving, (2012).

Así como existen poblaciones viables en el tiempo, existen parches *fuentes*, es decir aquellos parches de bosque que sí tienen la superficie mínima para sostener una población viable, y por ende ofrecen hábitat que en términos de área es de buena calidad. Por el contrario, los parches *sumidero* corresponderían a fragmentos de bosques que no cumplen los requerimientos mínimos de área para sostener una población viable en el tiempo, y por ende exponen a las poblaciones a las dinámicas negativas propias de la fragmentación (parches pequeños, aislados, expuestos y vulnerables). A esta dinámica se le denomina teoría de parches fuente-sumidero (*Source-sink dynamics*) (Fig. 15). Representar esta dinámica en el espacio podría determinar que fragmentos de bosques serían prioridad para la conservación y el manejo de vida silvestre en *in situ*.

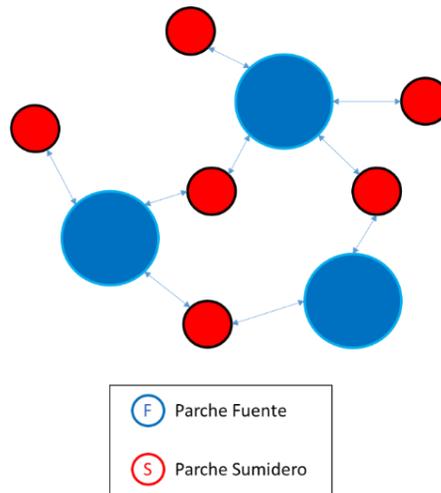


Figura 15: Parches fuente-sumidero.

Modelo de parches Fuente-sumidero, siendo un parche grande fuente de parches cercanos de menor tamaño. De aquí se desprende la importancia de los parches fuente en el paisaje, a partir de los cuales pueden rescatarse poblaciones más pequeñas por medio de la movilidad de individuos. (Elaboración propia en base a Harrison y Taylor, 1997; Hanski, 1999; Collinge, 2009).

4.5 Ecología de comunidades en estudios biogeográficos de mayor escala

Algunos trabajos recientes han vinculado escalas biogeográficas con estudios biológicos aplicados centrados en la ecología de comunidades, por ejemplo en manadas de lobos con buenos resultados (Maletzke et al., 2016). Similares resultados ya habían sido constatados, generando modelos metapoblacionales espacialmente explícitos a través de herramientas específicas de modelamiento poblacional (RAMAS GIS), obteniendo como resultado importantes directrices de conservación a grandes escalas en osos grizzly en Canadá (Wielgus, 2002) y poblaciones de pumas (Wielgus et al., 2013). Hasta donde se ha logrado investigar, los trabajos que han contribuido a la visión que unifica estudios biogeográficos con estudios biológicos se han orientado a la conservación orientada a la recuperación de poblaciones locales. El presente trabajo aborda la misma perspectiva, por medio de la espacialización de datos sobre atributos biológicos de territorio en la especie Chucao, por medio de un diseño experimental en un software SIG. Estos territorios delimitados espacialmente, son contrastados con zonas de probabilidad de presencia superior al 30%, obtenidos mediante la incorporación de una metodología de modelamiento de distribución de la especie. En el mismo argumento, no se encontraron trabajos hasta la fecha que vinculen métricas poblacionales espacialmente explícitas con la fragmentación y pérdida de hábitat y sus formas de cuantificación, ni a su vez con modelos de distribución de especies, ni con información de cobertura de bosques. En este sentido se identifica una falta de estudios que vinculen metodologías biológicas con estudios biogeográficos, argumento que ya había sido expuesto por otros estudios anteriormente (Nagaraju et al., 2013; Violle et al., 2014; Wittman et al., 2016).

5. Marco metodológico

Siendo el objetivo general del presente estudio “Analizar la pérdida y fragmentación del hábitat de la especie Chucao (*S. rubecula*) a escala regional y local”, se presenta a continuación un esquema general de la metodología usada para su realización. Se presentan los tres objetivos específicos que contribuyen al desarrollo del general, la escala de trabajo de cada uno, y como finalmente convergen (Fig. 16).

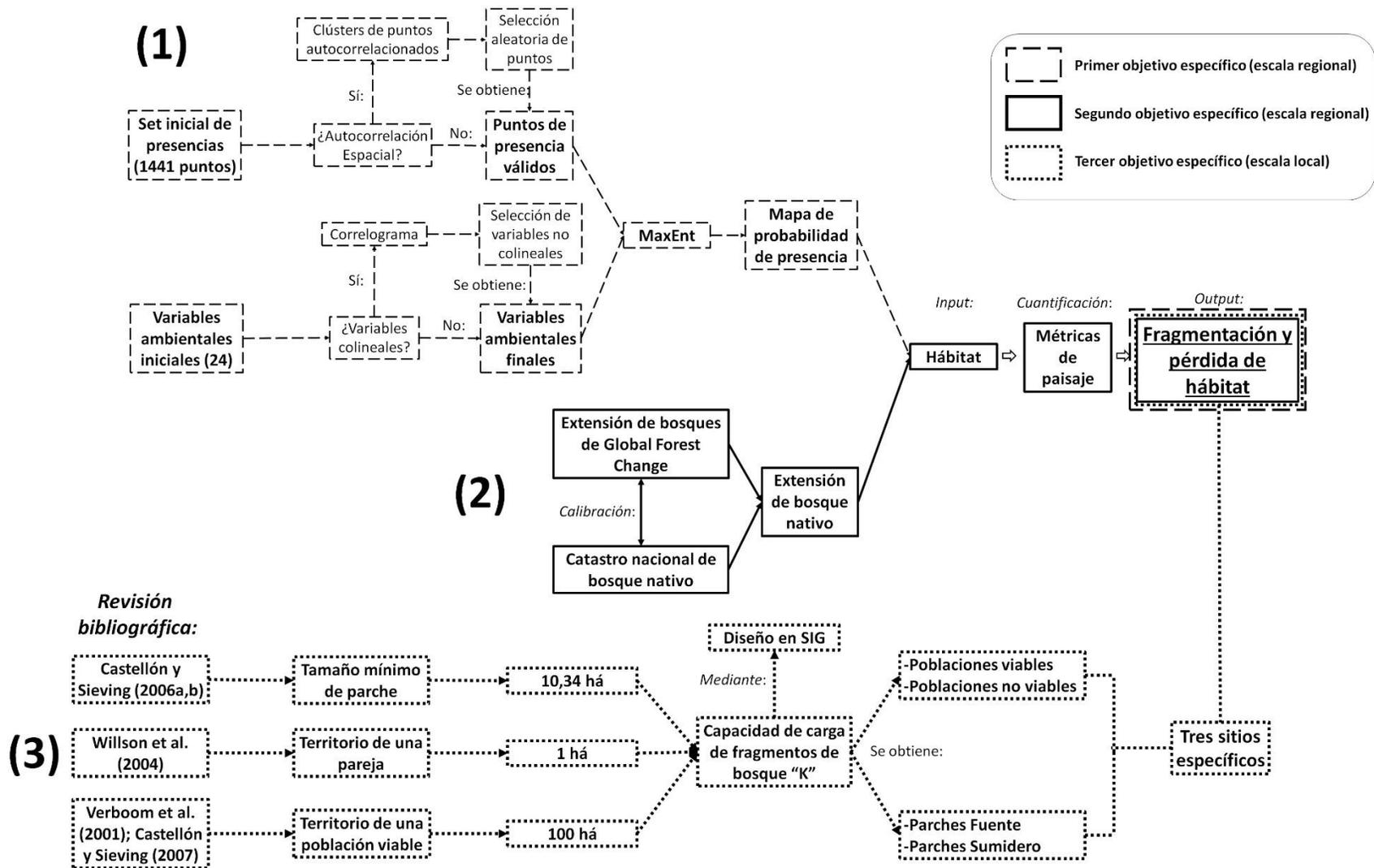


Figura 16: Esquema metodológico del presente trabajo. Elaboración propia.

5.1 Modelar espacialmente la distribución potencial de la especie Chucao. (Obj. Esp. 1)

Esta etapa consistió en generar un modelo de distribución mediante el uso del algoritmo MaxEnt (Maximum Entropy Modeling Of Species Geographic Distributions) en su versión 3.3.3k (Phillips, 2004, 2006) vinculado al entorno R (Version 0.99.903). Se requiere de información de entrada los puntos de presencia de la entidad a modelar, y las variables ambientales en formato ráster (“ASCII” para la interfaz natural de MaxEnt, y “.tiff” para entorno R).

5.1.1 Puntos de presencia

Los puntos de presencia están dados por coordenadas geográficas (latitud y longitud). El set de datos utilizado inicialmente fue de 1441 puntos de presencia para la especie *S. Rubecula*, detallada su fuente en la tabla siguiente (Tabla 4):

	Fuente	Número de registros
1	GBIF.org	150
2	EBird.org Chile – Sullivan et al. (2009)	1220
3	KE. Sieving y C. Smith-Ramirez	70
4	Cárcamo et al. (2008)	1

Tabla 4: Puntos de presencia utilizados en el presente estudio, y su respectiva fuente.

1. La base de datos de “The Global Biodiversity Information Facility (GBIF)” corresponde a una plataforma de datos de biodiversidad global fundada por diferentes gobiernos de todo el mundo. Su base de datos es actualmente de acceso público, y presenta citas en más de 1.400 revistas indexadas.

2. La base de datos eBird por Sullivan et al. (2009) es un proyecto desarrollado por el Laboratorio de Ornitología de Cornell y la Sociedad Nacional Audubon, ambas entidades situadas en Estados Unidos, las cuales realizan conservación de aves desde el año 1915 y 1905 respectivamente. La base de datos en Chile está administrada por la Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile (ROC) organización naturalista sin fines de lucro.

3. Kathryn E. Sieving (Department of Wildlife Ecology and Conservation, 303 Newins-Ziegler Hall, University of Florida) y Cecilia Smith-Ramirez (Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Universidad Austral de Chile) autoras de diversas publicaciones en torno a la biodiversidad en bosques. El Chucao es una especie muy relevante en sus estudios, resultando objetivo en varios de sus trabajos a la fecha. 70 puntos e información anexa fueron proporcionados a este estudio, obtenidos de trabajos en terreno financiados por el programa “Mujeres en la ciencia” (Women in science grant - American association for advancement of science and national science foundation, NSA).

a) Autocorrelación entre puntos de presencia. Al integrar puntos de presencia tomados en terreno desde diferentes fuentes, puede presentarse (así como no) un sesgo espacial o preferencia por ciertas áreas geográficas que pueden haber sido visitadas más veces que otras ya sea por su accesibilidad, o interés natural (Dennis, 2000). La calidad del modelo puede verse fuertemente afectada si existiesen zonas sin muestreo o por el contrario zonas con alta cantidad y densidad de muestras. Se identificaron los puntos autocorrelacionados espacialmente utilizando Arcgis 10.3 mediante la herramienta 'Aggregate points' cuyo objetivo es crear entidades polígono alrededor de clusters (3+ puntos) de entidades de punto cercanas (distancia arbitraria, se fijó en 5 kms). Una vez identificados los clusters de puntos autocorrelacionados, se procedió a utilizar la extensión SDMToolbox v1.1c (Brown, 2014) para Arcgis, y mediante el análisis 'Spatially Occurrence Data' se procedió a seleccionar un conjunto de puntos aleatorios (Fig. 17).

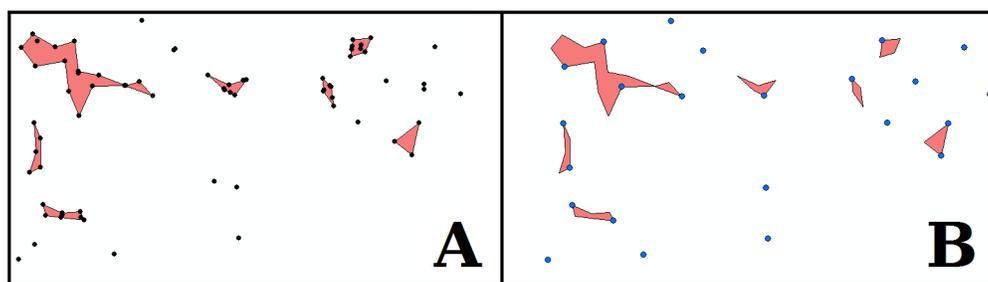


Figura 17: Reducción de autocorrelación espacial. Elaboración propia.

Del set original de 1441 puntos/presencias se seleccionaron solo 663. Finalmente, mediante la herramienta "Extract multi values to points" en el software Arcgis 10.3. se procedió a agregar los valores de cada píxel de cada capa a los puntos de presencia, lo que resultó en una tabla con 663 entradas, cada una con latitud y longitud, y los valores de cada variable ráster para cada punto de presencia en el espacio.

5.1.2 Variables ambientales

Para las variables climáticas se utilizó la línea de base de Pliscoff *et al.* (2014) la cual considera 19 variables bioclimáticas. Las capas climáticas fueron generadas con el software Anusplin v4.36 (Xu y Hutchinson, 2012) según la metodología de Wordclim (Hijmans *et al.*, 2005). Las variables tienen una resolución de 30 arco-segundos (1 x 1 km) siendo todas capas continuas.

De igual forma, se generaron tres variables topográficas compuestas por un modelo de elevación digital SRTM 3 corregido (Shuttle Radar Topography Mission), un ráster de exposición u orientación de la ladera en grados y un ráster de pendiente o inclinación del terreno. Cada variable ráster fue homogeneizada con las demás a fin de mantener igual extensión, resolución de píxel así como igual número de filas y columnas. El trabajo de construir y homogeneizar las variables ráster se realizó en Arcgis 10.3. Finalmente se incorporó dos variables antropogénicas, la variable Usos de suelo obtenida del proyecto 'Land Cover CHILE 2014' (Zhao *et al.*, 2016) en resolución de 30 x 30 metros re-escalado al tamaño de píxel 1 x 1 km, y la variable "Global Human Footprint" (Sedac-NASA) correspondiente a un archivo ráster (1 x 1 km) que representa la influencia antrópica sobre

los principales biomas a escala global entre los años 1995 y 2005. Este último proyecto incorpora la densidad poblacional a escala global, infraestructura de usos de suelo (densidad de edificaciones e intensidad lumínica nocturna) y la influencia de caminos y carreteras mediante *buffers*. Se expresa mediante un índice de influencia humana (*Human Influence Index, HII*) el cual va desde 0 a 100, siendo 100 las áreas más intervenidas del bioma.

b) Multicolinealidad en variables predictoras. Dado que las 24 variables derivan de datos de un DEM, temperatura, precipitación e influencia humana es probable que presenten correlación significativa. Esta es una situación no deseada ya que se interpreta que todas las variables independientes incluidas explican de manera excepcional la variable dependiente ($AUC \sim 1$) generando como consecuencia un sobreajuste conocido como ‘*overfitting*’ (Fitzpatrick et al., 2013; Radosavljevic y Anderson, 2014). A este problema se le denomina usualmente “colinealidad”.

Previo a buscar correlaciones entre las variables predictoras, se efectuaron pruebas de hipótesis de normalidad sobre cada variable, mediante los estadísticos Shapiro-Wilk y gráficos Cuantil-Cuantil (Q-Q) (Fig. 18). En los gráficos Q-Q si los puntos se acercan a la normalidad representada por la recta de ajuste central, no se rechaza la hipótesis nula de normalidad en la muestra.

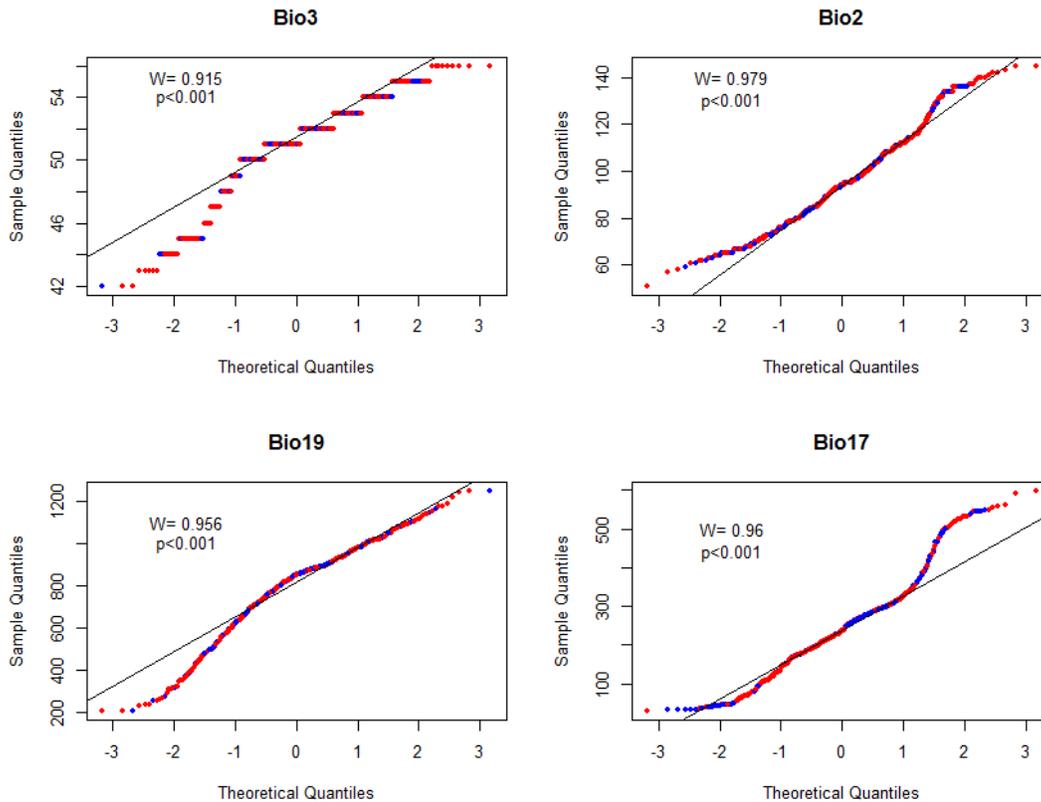


Figura 18: Pruebas Cuantil-Cuantil y Shapiro-Wilk.

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

Variables no muestran buen ajuste a la recta de normalidad, mostrando la variable BIO 3 una forma platicúrtica, y la variable BIO 17 la forma leptocúrtica. La prueba Shapiro-Wilk sugiere de igual forma el rechazo de la hipótesis nula de normalidad. Elaboración propia.

Los valores obtenidos de ambas pruebas sugieren el rechazo de la hipótesis nula. Considerando lo anterior, se realizó una matriz de correlaciones múltiples utilizando como estadístico de prueba el coeficiente de correlación de Spearman (Rho) entre las 24 variables (Fig. 19). Todas las correlaciones altas ($r \geq 0.70$ o ≤ -0.70) fueron detectadas, y según el protocolo de Dormann et al. (2013); Kumar et al. (2014) y Fourcade et al. (2014) cuando se presentó una correlación entre dos variables, se optó por incluir la variable que potencialmente tenía mayor importancia biológica para la especie *S. Rubecula*, y con mayor poder predictivo según el modelo de prueba/exploratorio en MaxEnt.

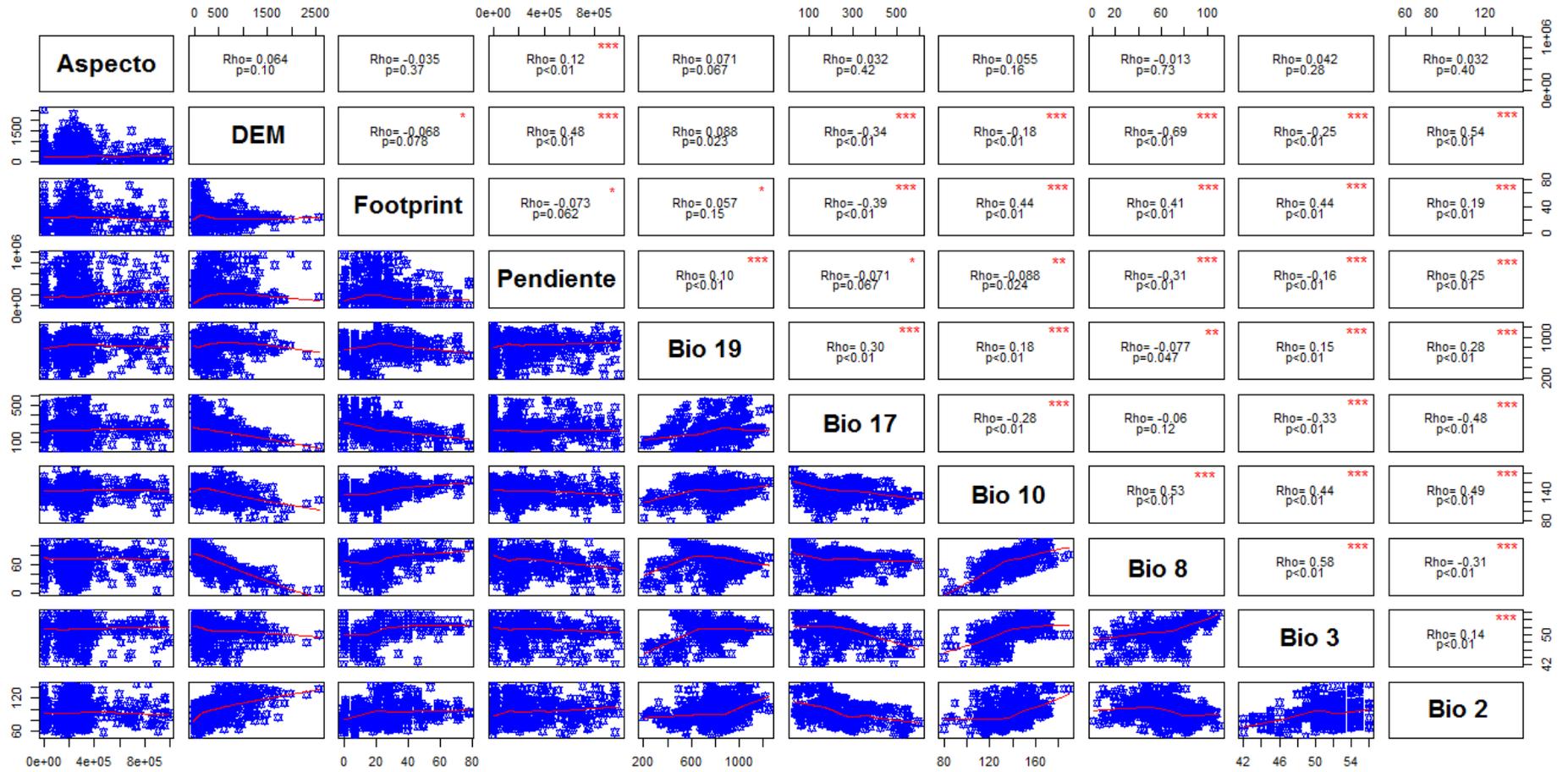


Figura 19: Matriz de correlación múltiple.

Se presentan los valores de Rho y su significación estadística “***” para $p < 0.01$, “**” para $p < 0.05$ y “*” $p > 0.05$ no significativo. Elaboración propia.

Se evidenció un grado de dependencia mayor entre las variables Bio 8 y DEM ($Rho=0.69$ $p < 0.01$) (Fig. 20). Dada la importancia de BIO 8 (T° media del trimestre más húmedo) en el aporte al modelo de prueba, y ser potencialmente importante para la especie, se optó por conservar ambas. La exclusión de variables consideró la corrección a posteriori de Bonferroni sobre el p valor, dada la gran cantidad de comparaciones entre las 24 variables del modelo inicial.



Figura 20: Correlograma

Color azul y rojo evidencian correlación positiva 1 y negativa -1 respectivamente. Se aprecia la mayor dependencia entre las variables Bio 8 y DEM con $Rho = 0.69$. Sobre las demás variables, no se detectó correlaciones significativas. Elaboración propia.

5.1.3 Regresión por mínimos cuadrados parciales

Para abordar las relaciones entre variables predictoras y a su vez con la variable dependiente, se efectuó una regresión por mínimos cuadrados parciales (*regresión MCP*) (Wold, 1966), metodología cuyo uso se ha incrementado en el último tiempo en estudios ecológicos (Davis et al., 2007; Carrascal et al., 2009; Rusch et al., 2012; Grez et al., 2014). En el caso del output de MaxEnt, las variables independientes se correlacionan fuertemente con la variable dependiente “Probabilidad de presencia”, la que proviene directamente de ellas, lo que viola el supuesto de independencia entre los predictores. La regresión MCP es útil en este problema, pues predice variable(s) dependiente(s) desde un conjunto mayor de variables independientes no siempre ortogonales entre sí (no correlacionadas) (Carrascal et al., 2009; Grez et al., 2014). Este análisis estima variables latentes (similar a componentes principales en un análisis ACP) obtenidas de una combinación lineal de variables independientes (clima, topografía e influencia humana por ejemplo) las que a su

vez están correlacionadas a una variable dependiente (Probabilidad de presencia). De forma más simple, se efectúa un análisis de componentes principales en los predictores (x), y con los componentes obtenidos (PC1, PC2, PC3) se efectúa una regresión en función de una variable dependiente (y) previamente definida. De esta manera, podemos conocer las variables que contribuyen a explicar la mayor proporción de varianza tanto en x como en y.

Previo a efectuar la regresión, los datos fueron transformados a logaritmo natural (*Log10*), dadas las diferencias en la magnitud de los valores entre variables, usando el argumento ($\log_{10}(\text{Chucao} + 1)$). El resultado son datos sin orden y magnitud (adimensionales) lo que facilita los gráficos y su interpretación. En los demás análisis todas las variables se normalizaron a una media de 0 y se dividieron por su desviación estándar ($SD = 1$), obteniendo datos independientes de la escala utilizada, y con una dispersión y media similar (Wold et al., 2001).

5.1.4 Parámetros para realizar el modelo de distribución

Como método de construcción del modelo MaxEnt se utilizará la validación cruzada (*kfold cross-validation*) (Fig. 21). Se subdivide el total de puntos de presencia en dos subconjuntos, uno para construir el modelo y otro para validarlo, usando el 25% para validar el modelo y 75% para construirlo. Se utilizaron 33 puntos como el mínimo para validar, por lo que se efectuaron 20 réplicas ($667/20 = 33$). El resultado final corresponde a una imagen ráster con la probabilidad de presencia por píxel en los rangos 0 – 1 (formato logístico dado por MaxEnt), siendo 0 el mínimo y 1 el máximo de probabilidad de presencia.



Figura 21: Validación cruzada (*kfold cross-validation*).

Para generar las réplicas, se utiliza una mayor cantidad de puntos para construir o entrenar el modelo (E) y una menor cantidad para validarlo (P). Nunca se repite el mismo grupo de puntos para prueba y para entrenamiento. Elaboración propia.

Se evalúa el modelo mediante el AUC (área bajo la curva integral), la que se desprende de la curva ROC (del inglés *receiver operating characteristic plot*) que describe la tasa de identificación correcta de presencias (sensibilidad, eje y) versus la tasa de falsos positivos en las presencias (1-especificidad, eje x). Se consideran modelos válidos aquellos que presentan un AUC mayor o igual a 0,7 (Harrell, 2001).

El mapa del modelo de distribución final se dividió en tres zonas geográficas acorde a la ecología del bosque templado de Chile según Smith-Ramírez, (2004); Lara et al., (2012) y Miranda et al., (2016), correspondientes a zona norte (35°S a 39°S, regiones VII, VIII y IX),

centro (39° S a 43° S, XIV y X regiones) y sur (43°S a 47°S, XI región). Sobre cada zona, se interpretará el modelo de distribución acorde a las principales formaciones vegetales, topografía y algunas características locales.

5.2 Analizar los cambios estructurales en el hábitat de la especie Chucao, entre los años 2000 y 2014. (Obj. Esp. 2)

En el presente trabajo se define el hábitat de la especie Chucao como las zonas de condiciones climáticas aptas con presencia de bosque nativo. La presencia de bosque nativo sería excluyente y una restricción importante al modelo de distribución, puesto que el Chucao es una especie especialista de bosques. Para obtener el hábitat, se utilizó como máscara sobre el modelo de distribución la cobertura de bosque nativo, obteniendo así los dos factores más importantes, condiciones topográficas y climáticas aptas, y presencia de bosque nativo. Este paso debió realizarse dos veces, una vez utilizando la extensión de bosque nativo en el año 2000, y una segunda vez con la extensión de bosque nativo en el año 2014, por lo que se obtienen dos imágenes raster, una denominada “hábitat 2000” y otra “hábitat 2014”. Pero antes de realizar este cruce de coberturas, es necesario determinar la presencia del bosque nativo.

Para determinar la presencia de bosque nativo en el año 2000 y 2014, se utilizó la plataforma *Global Forest Change* (en adelante “GFC” por sus siglas) (Hansen et al., 2013) la cual brinda una metodología homogénea y constante de monitoreo de cobertura de bosques en el período de estudio (2000 al 2014). Sin embargo, GFC presenta una limitación, la cual es no distinguir que es bosque nativo o que es plantación, ya que la definición de bosque que utiliza es “toda vegetación mayor a 5 metros de altura”, lo que incluye plantaciones forestales exóticas que no forman parte del análisis del presente trabajo. Esta limitación es resuelta al agregar el Catastro de bosque nativo en el año 2000 (CONAF, 1999). El catastro de bosque nativo permitió distinguir que corresponde a bosque nativo y que corresponde a plantación forestal exótica sobre la imagen de extensión total de bosques de GFC, lo que posteriormente servirá para conocer las pérdidas de masa forestal exclusivamente en el bosque nativo. A continuación, se explica cómo se obtuvo la cobertura de bosque nativo para el año 2000 y 2014 en más detalle.

Distribución del bosque nativo para el año 2000. Se utilizó la actualización del catastro de bosque nativo del año 1997 (CONAF-CONAMA-BIRF, 1999) en la publicación ‘Monitoreo y Actualización Catastro de Uso del suelo y Vegetación’ (CONAF-CONAMA-UACH, 2000) el cual agrupa las regiones VII, VIII, X y XI y la actualización ‘Monitoreo y Actualización Catastro de Uso del suelo y Vegetación VI Región’ (CONAF-CONAMA-UACH-BIOTA-INFOR, 2003) para el año 2000. Estas dos coberturas delimitaron en conjunto el bosque nativo para el año 2000. Gran parte de la información histórica sobre las actualizaciones de la superficie de bosque nativo en Chile ha sido llevada a cabo por la Universidad Austral de Chile, quienes desde el año 1997 han logrado reunir la información dispersa. Las actualizaciones se iniciaron en el año 1998.

Se extrajo las plantaciones forestales del Catastro de bosque nativo, y luego fueron restadas al mapa de extensión total de bosques en el año 2000 proporcionada por GFC, quedando solamente el bosque nativo. De esta manera, la extensión de bosques de GFC solo contuvo bosque nativo (Fig. 22). El cruce entre capas fue realizado con la herramienta Image Analysis en Arcgis 10.3.

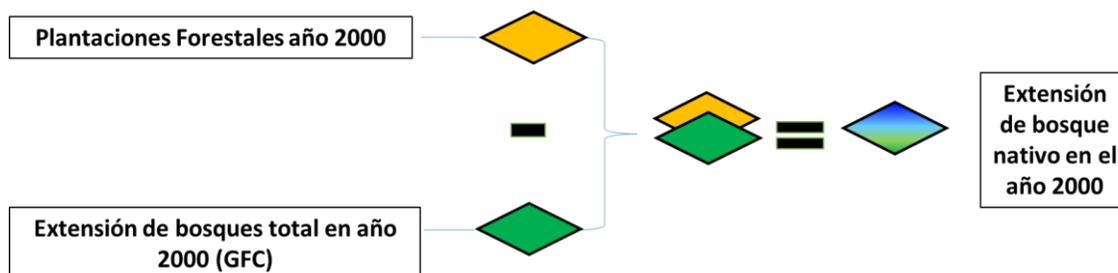


Figura 22: Metodología bosque nativo año 2000.

Plantaciones forestales en el año 2000 se restan a la extensión de bosques en el año 2000 dada por GFC. El producto es un tercer mapa, con la extensión de bosques de GFC sin plantaciones forestales.

Distribución del bosque nativo para el año 2014. La extensión de bosques en el año 2014 es el resultado de la resta del total de pérdidas hasta el año 2014 dado por GFC en una imagen ráster, con la extensión de bosque nativo en el año 2000 determinada en el paso anterior. La superficie de bosque del año 2000, menos todo lo que se ha perdido hasta el año 2014 identificado por GFC, da como resultado la extensión de bosque nativo en el año 2014 (Fig. 23)

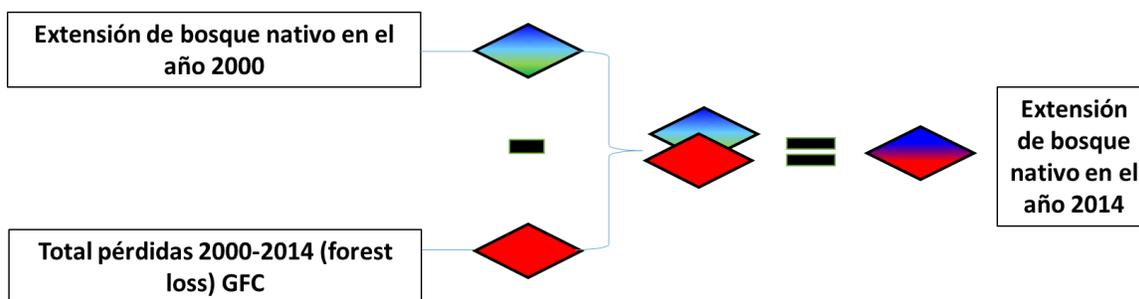


Figura 23: Metodología bosque nativo año 2014.

Se resta: la extensión de bosque nativo en el año 2000 menos el total de pérdidas en el período 2000-2014 obtenido de GFC. El resultado es una tercera imagen ráster que representa la extensión de bosque nativo para el año 2014. Elaboración propia.

Posteriormente se efectuará el cruce entre las coberturas de bosque nativo en los años 2000 y 2014, y el modelo de distribución (MDE) dado por el primer objetivo. Al cruce de la cobertura de bosque nativo año 2000 con el MDE se denominó 'Hábitat 2000', y al cruce de la cobertura de bosque nativo año 2014 con el MDE se denominó 'Hábitat 2014'. El cruce entre coberturas se efectuó mediante la herramienta *Image Analysis* en Arcgis 10.3. A este resultado se aplicó métricas de paisaje mediante el software FRAGSTATS en su versión

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

4.2 (Mcgarigal y Marks, 1994) con el fin de realizar un análisis cuantitativo de las diferencias entre ambas imágenes (Fig. 24).

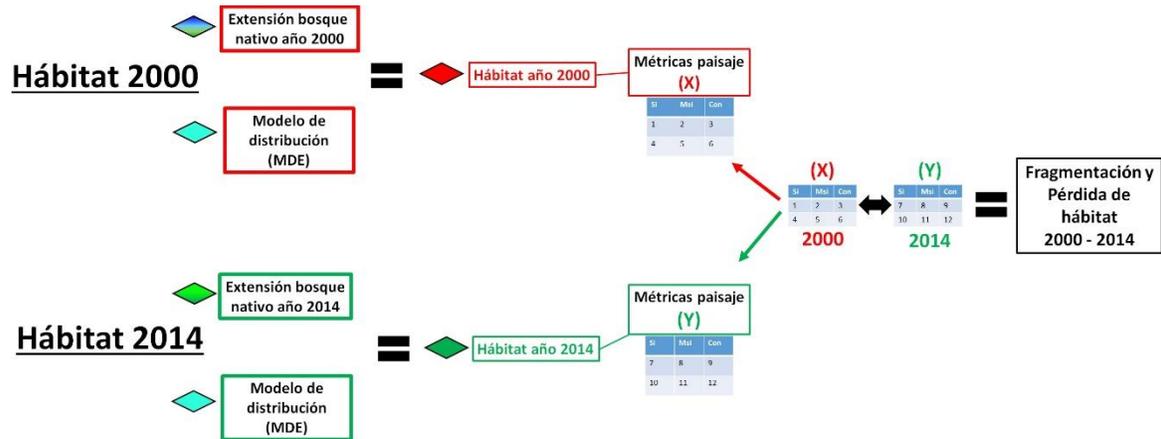


Figura 24: Metodología de obtención de hábitat, aplicación de métricas de paisaje y cuantificación de fragmentación y pérdida de hábitat.

Se cortan las extensiones de bosque nativo para el año 2000 y 2014 con el modelo de distribución de la especie Chucao. El resultado es la cobertura de bosque nativo para el año 2000 y 2014, pero con la probabilidad de presencia de la especie Chucao, a las cuales se denominó "Hábitats 2000 y 2014". A estas coberturas se les aplicó métricas de paisaje para medir la fragmentación y pérdida de hábitat (2000-2014). Elaboración propia.

Para cuantificar la variabilidad estructural del hábitat en el período 2000-2014 se utilizaron 5 métricas de paisaje (Tabla 5) correspondientes a: (1) Índice de forma promedio (MSI), (2) Densidad de borde (ED), (3) Área de clase (CA), (4) Número de parches por clase (NumP) y (5) Tamaño medio de parche (MPS).

Acrónimo	Métrica	Descripción	Rango de valores
MSI	Mean shape Index (Índice de forma promedio)	Aumenta con la complejidad de la forma de los parches, independiente del tamaño del parche.	MSI ≥ 1
ED	Edge density (Densidad de borde)	Longitud total de borde por unidad de área.	ED ≤ 0
CA	Class Area (Área de clase)	Área total de cada clase de parches.	Hectáreas (Ha)
NumP	Number of patches (Número de parches)	Número de parches por clase.	Números enteros positivos, incluyendo el cero.
MPS	Mean patch size (Tamaño promedio de parche)	Tamaño medio de parche por clase.	Hectáreas (Ha)

Tabla 5: Tabla de métricas de paisaje usadas en el presente estudio.

Como se mencionó anteriormente, el proceso de obtención de métricas se realizó en el software FRAGSTATS versión 4.2 (Mcgarigal y Marks, 1994) mediante su extensión para Arcgis 'Patch Analyst'.

5.3 Analizar la pérdida de hábitat a escala local en tres sitios mediante métricas poblacionales espacialmente explícitas. (Obj. Esp. 3)

Para construir el diseño experimental que estima la capacidad de carga (K) de los fragmentos de bosque nativo, se utilizaron los requerimientos de área específicos del Chucao (tabla 3), asociados al tamaño mínimo de un parche para una población conectada con otros parches de igual área (10,34 há cada parche, 100 há entre toda la red), área requerida por una población viable (50-100 há) y territorio de una pareja (1 há). Estos valores de área mínimos se representaron en el espacio mediante un diseño en SIG de la capacidad de carga. Se utilizarán como ejemplos los diseños experimentales de Downs et al. (2008) y Castellón y Sieving (2012) (Fig. 25). Ambos trabajos sugieren la forma del parche como un círculo, ya que es la figura más compacta desde una perspectiva euclideana, maximizando el área núcleo de los fragmentos y minimizando la influencia o efectos del borde.

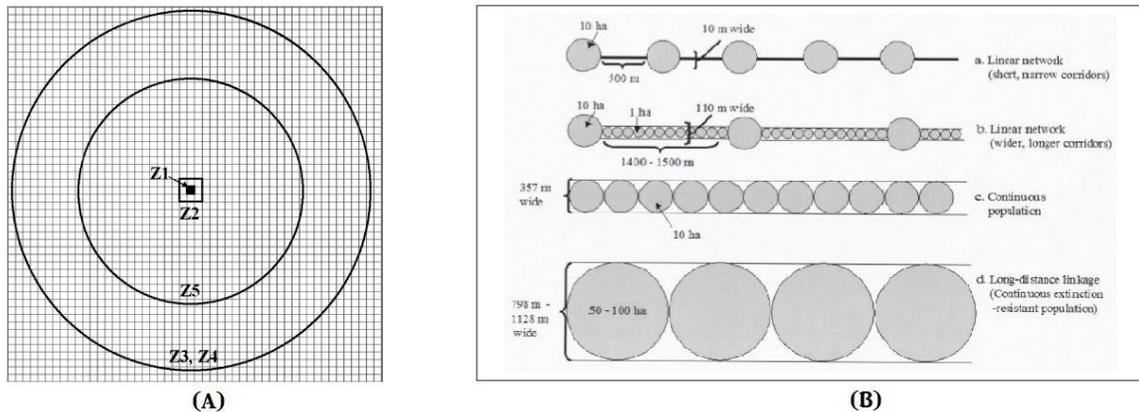


Figura 25 (A) Modelo circulares de hábitat.

En (A) diseño de hábitat de Downs et al. (2008), representadas en Z las zonas que rodean un sitio potencial para anidamiento. (B) Red de parches propuesta por Castellón y Sieving (2012) para rinocriptidos en el bosque templado del sur de Chile.

El diseño propuesto para calcular " k " (*capacidad de carga*) de parches de bosques corresponde a una red o grilla de puntos que cubre la extensión total del ráster de bosque del año 2000, proceso que se repitió para la imagen ráster del bosque nativo en el año 2014. Ambas grillas se efectuaron mediante la herramienta 'Fishnet' en Arcgis. Cada punto de la grilla se ubicó a una distancia de 112,83 metros del siguiente punto más cercano. Posteriormente cada punto de la grilla se tomó como centroide para efectuar un *buffer* a su alrededor de 56,41 metros, eligiendo la opción que permitía que cada *buffer* no se disolviera con otros, es decir, cada circunferencia se mantuviese completa. Cada círculo tuvo como área 10.000 m² equivalentes a 1 hectárea, acorde al tamaño mínimo usado por una pareja de Chucaos con la forma más compacta posible (Fig. 26). A esta área mínima usada por

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

una pareja se le denomina territorio, por lo que cada territorio es espacializado como un círculo de 1 há de superficie de acuerdo al siguiente argumento:

$$A_0 = \pi r^2 \ggg A_0 = \pi (56,41899)^2 = 10.000 \text{ m}^2$$

A_0 = Área de cada circunferencia de la grilla
 $r^2 = (56,41899)^2$ equivalentes al radio

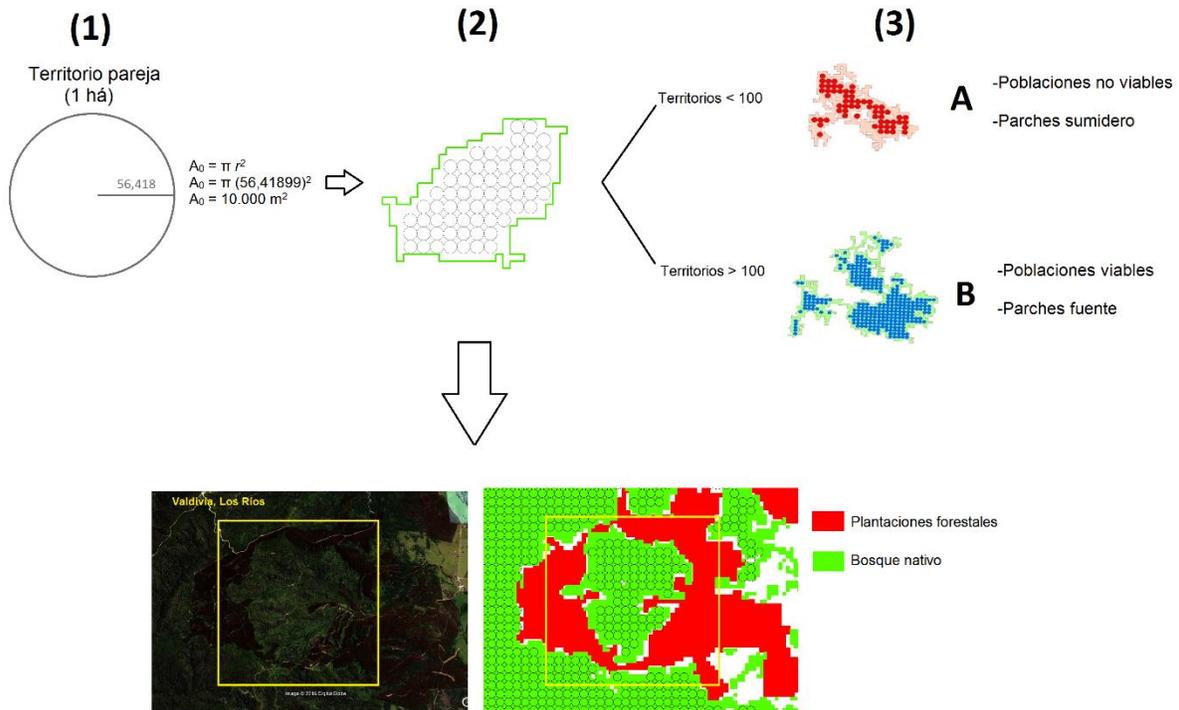


Figura 26: Base del diseño experimental propuesto en SIG.

Objetivo específico 3: Se llevó a cabo en primer lugar (1) círculo de 1 há de superficie que representa territorio de una pareja de Chucaos, (2) se construyó una grilla de círculos (3) si los parches contenían más de 100 círculos, se clasifican como población viable, y el parche como fuente (caso de A), de lo contrario, población no viable y parche sumidero (caso B). Este diseño se aplicó en 3 sitios del bosque templado del sur de Chile. Elaboración propia.

Posteriormente se seleccionaron todos los círculos dentro del ráster de bosque nativo mediante una 'selección por locación' en Arcgis, eligiendo la opción 'Are completely within' eliminando así círculos cortados evidenciando áreas inmediatamente expuestas a efectos de borde. Posteriormente, se efectúa una unión espacial (*Spatial join*) que vincula bajo criterio espacial la grilla de círculos al parche al cual pertenecen, asignándole a cada parche un número, a partir del cual se efectúa la unión.

Este diseño se aplicará a tres áreas o sitios en ecosistemas boscosos del sur de Chile que evidencian pérdida de bosque nativo, y que son detectados como probabilidad de presencia alta de la especie según MaxEnt. En cada área se aplicará un set de parámetros o métricas

correspondientes a requerimientos de hábitat, tanto a nivel de individuos (parejas reproductivas) como de población (comunidad) (Tabla 6).

Finalmente, se interpretarán los resultados dando especial énfasis en la magnitud de los cambios, más que a números específicos asociados a dinámicas poblacionales, dado el carácter de “modelación” utilizado a lo largo del trabajo.

Restricción	Valor de la restricción	Método	Fuente
Tamaño mínimo de parche (MPS)	10 há	Selección de parches de bosques > 10 há con probabilidad de presencia de <i>S. rubecula</i> .	Castellón y Sieving (2006a,b)
Tamaño del territorio de una pareja (TS)	1 há	Creación de círculos (territorios) de 1 ha de área dentro de cada parche de bosque nativo > 10 ha, donde cada territorio soporta una pareja de la especie <i>S. rubecula</i> . Los círculos no se superponen entre sí, considerando el comportamiento territorial de la especie. Sólo se consideraron los territorios completos para el análisis, excluyendo los territorios cortados por los bordes de los parches (minimizando efecto de borde directo).	Willson et al. (2004)
Tamaño mínimo de una población viable (MPS)	100 parejas (100 círculos en la cartografía)	Se Identificó como poblaciones fuente aquellas que pueden sostener más de 100 parejas.	Verboom et al. (2001) Castellón y Sieving (2007)

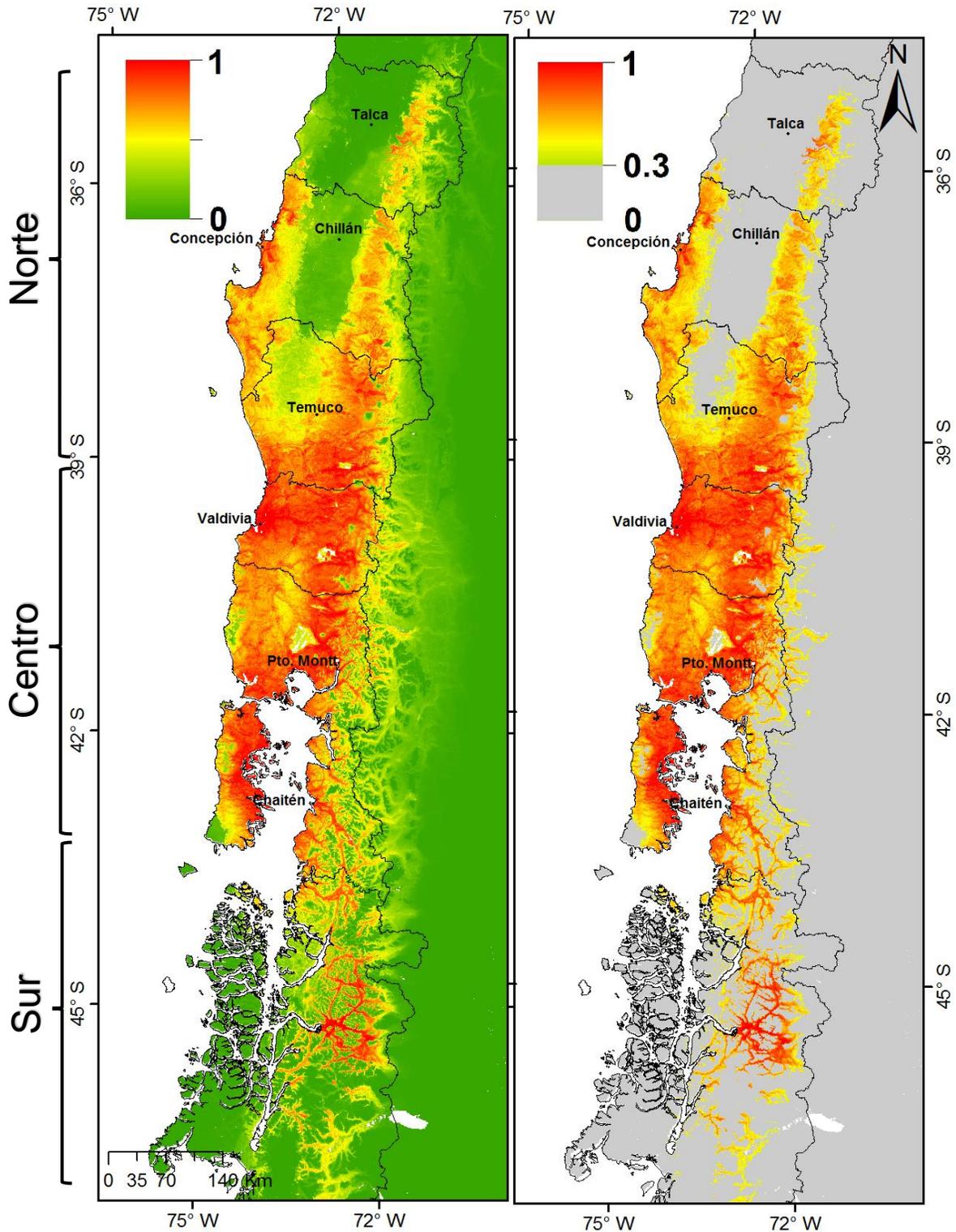
Tabla 6: Criterios utilizados para estimar la capacidad de carga en SIG.

6. Resultados

6.1 Modelar espacialmente la distribución potencial de la especie Chucao. (Obj. Esp. 1)

Se presenta a continuación el mapa del modelo de distribución de la especie Chucao, correspondiente al objetivo específico 1 de la presente memoria, cuya extensión se divide en tres zonas para su mejor interpretación, zonas norte (35°S a 39°S, regiones VII, VIII y IX), centro (39° S a 43° S, XIV y X regiones) y sur (43°S a 47°S, XI región) (Cartografía n°1). De igual manera, se efectuó una revisión por región de las condiciones ambientales óptimas para la especie, destacando las regiones de Los Ríos y Los Lagos con la mayor superficie de territorio que presenta condiciones óptimas para la especie Chucao (Tabla 7).

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.



Cartografía 1: Modelo de distribución potencial de la especie Chucao.

Se utilizó para reclasificar el modelo un umbral de corte de probabilidades correspondiente al percentil 10, por lo que los valores de probabilidad debajo de 0.334 fueron excluidos del análisis. Se visualiza subdivisión en zonas norte, centro y sur para evaluar las métricas en cada zona en específico. Límites norte, centro y sur de acuerdo a Smith-Ramírez, (2004).

Región	Muy buenas condiciones (Km ²)	Buenas condiciones (Km ²)	Total (Km ²)	% de la región
Región del Maule	14	194	208	0.6
Región del Biobío	24	750	774	2
Región de la Araucanía	78	5068	5146	16.1
Región de Los Ríos	723	11298	12021	65.3
Región de Los Lagos	344	14332	14676	30.2
Región de C. Ibáñez del Campo	246	2531	2777	2.5
Total	1429	34173	35602	-

Tabla 7: Porcentaje de idoneidad de hábitat por región. Las regiones de Los Ríos y Los Lagos presentan la mayor superficie de territorio que reúne las condiciones ambientales óptimas para el desarrollo de la especie Chucao. En negrita, regiones que contienen la mayor superficie de condiciones óptimas para la especie Chucao. Elaboración propia.

El modelo de máxima entropía tuvo un valor de área bajo la curva (AUC, *area under the curve*) del rango alto, resultando 0.952 ± 0.006 (Fig. 27). El AUC varía de 0, cuando la discriminación del modelo no es mejor que uno generado aleatoriamente; a 1, cuando el modelo tiene una discriminación perfecta.

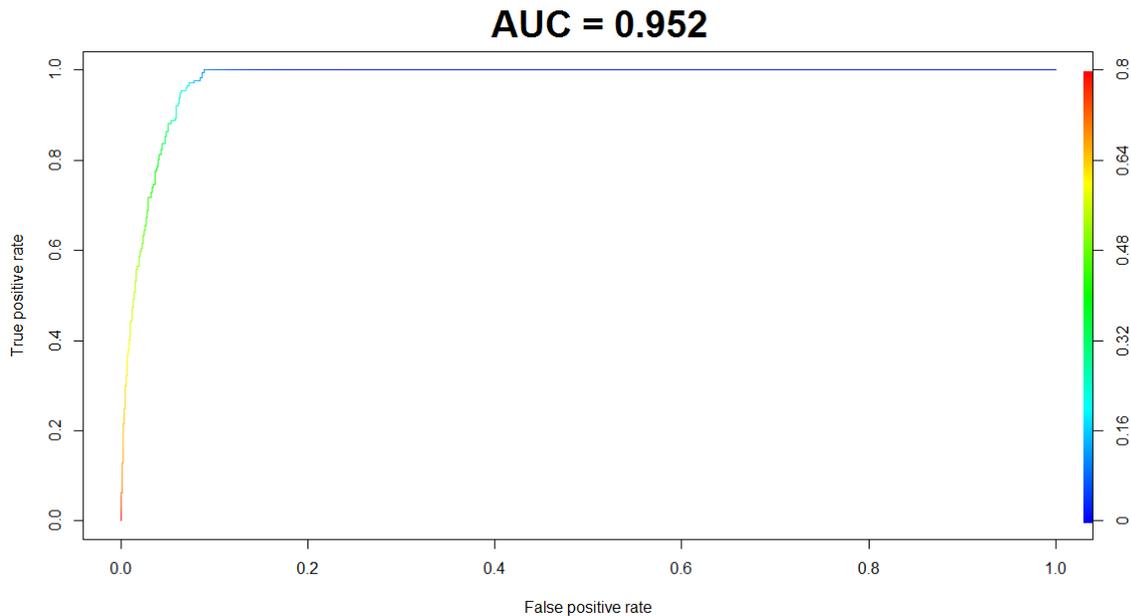


Figura 27: Curva ROC y valor AUC = 0.952 ± 0.006 de MaxEnt.

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

Mientras más se acerque la curva hacia la zona izquierda superior, menor será el error del modelo en la clasificación de píxeles. Toda el área bajo la curva ROC es representada por el valor AUC, que evidencia el desempeño del modelo. Elaboración propia.

Se presentan las variables climáticas utilizadas en el modelo final con su rango de valores (Fig. 28).

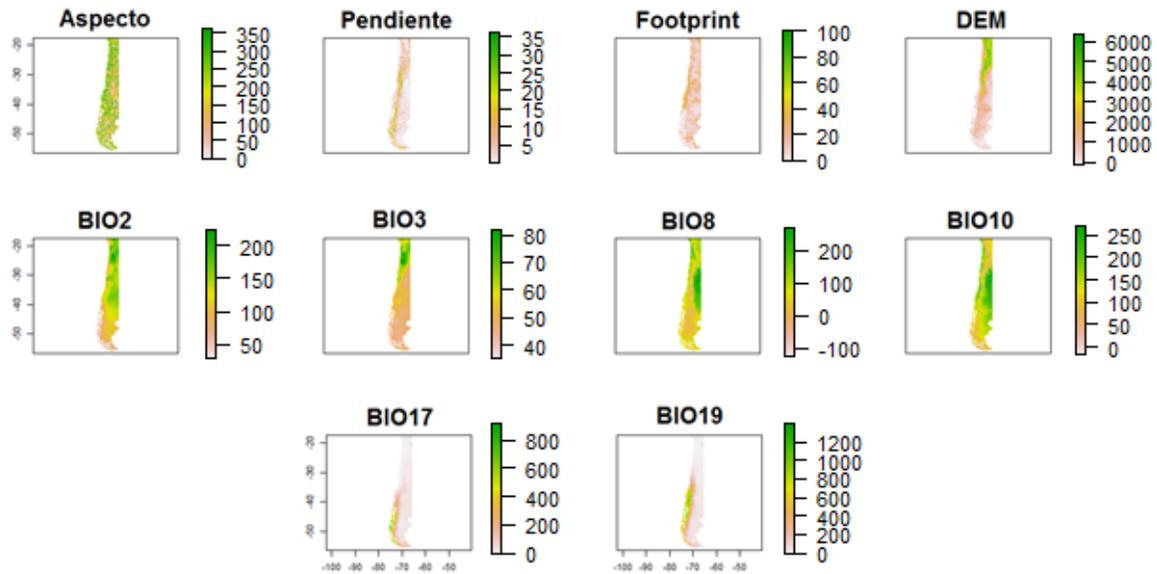


Figura 28: Variables del modelo de distribución final

Se observa cada variable espacialmente explícita. Elaboración propia.

6.1.1 Regresión por mínimos cuadrados parciales (MCP)

Para comprender de mejor forma las relaciones entre las variables ambientales con la variable dependiente “probabilidad de presencia de la especie” se analizó tanto el reporte interno de MaxEnt sobre cada variable, como el output de una regresión por mínimos cuadrados parciales, siendo predictores las variables ambientales. Se evidencia en la misma línea del argumento de MaxEnt, la covarianza de las variables ambientales Bio 19 y Bio 17 al explicar la variable dependiente ‘Probabilidad’ (Fig. 29). Las condiciones óptimas de hábitat del Chucao están determinadas en gran magnitud por la precipitación del cuartil más frío, incrementándose gradualmente hasta los 1000 - 1200 milímetros.

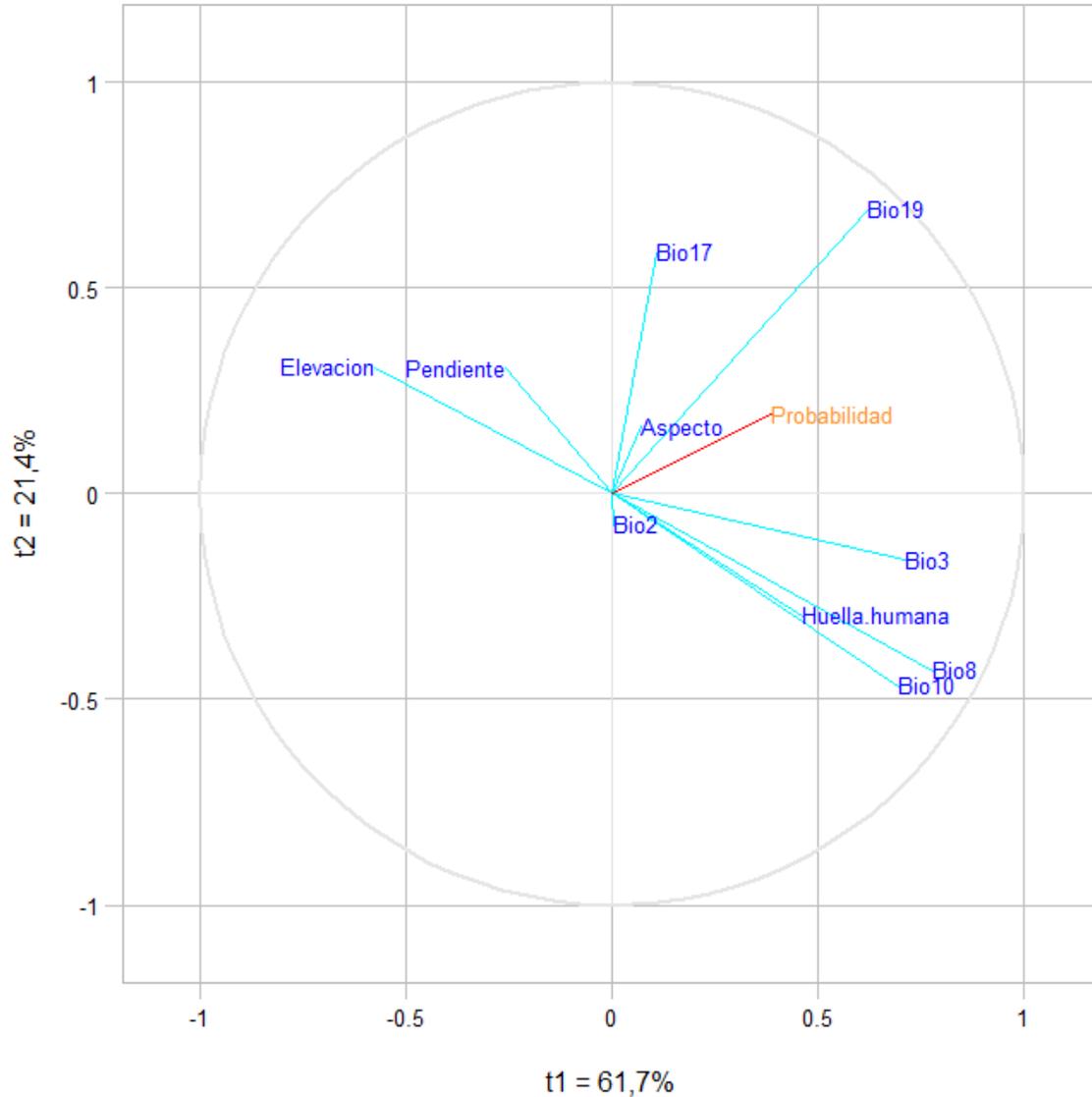


Figura 29: Círculo de correlaciones de regresión por mínimos cuadrados parciales.

Variable bioclimática 19 muestra correlación más fuerte respecto a la variable dependiente “Probabilidad de presencia”. Elaboración propia.

Supuestos del modelo lineal. Un supuesto realizado al ajustar modelos lineales es la distribución normal de los residuos, por lo que se visualizaron mediante un gráfico cuantil-cuantil (Fig. 30). El argumento utilizado fue qqnorm para graficar los residuos del objeto “mcp1” (que contiene una regresión supervisada de tipo MCP, de una variable dependiente “Probabilidad de presencia”). No se observaron desviaciones significativas de los residuos respecto a la recta de normalidad.

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

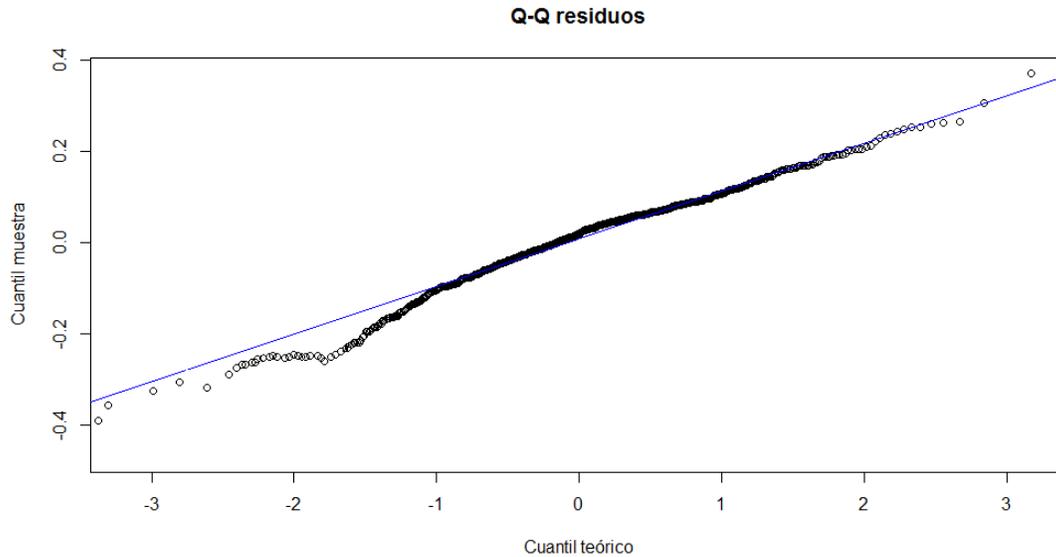


Figura 30: Prueba de hipótesis de normalidad de residuos.

Prueba de normalidad en la distribución de residuos producto del ajuste de la regresión. No se distingue una desviación significativa de los residuos. Elaboración propia.

El segundo supuesto evaluado es que las observaciones sean mutuamente independientes, por lo que se graficaron los residuos en función de los valores ajustados de la regresión (Fig. 31). Se visualiza la cercanía del centro de masa de la dimensionalidad de datos a la línea horizontal 0.00 (eje y, Residuos) que señala un error bajo. Se desprende que el modelo es bueno pero podría seguir mejorándose al experimentar con la adición o sustracción de variables, lo que podría reducir los errores mayores (0.4).

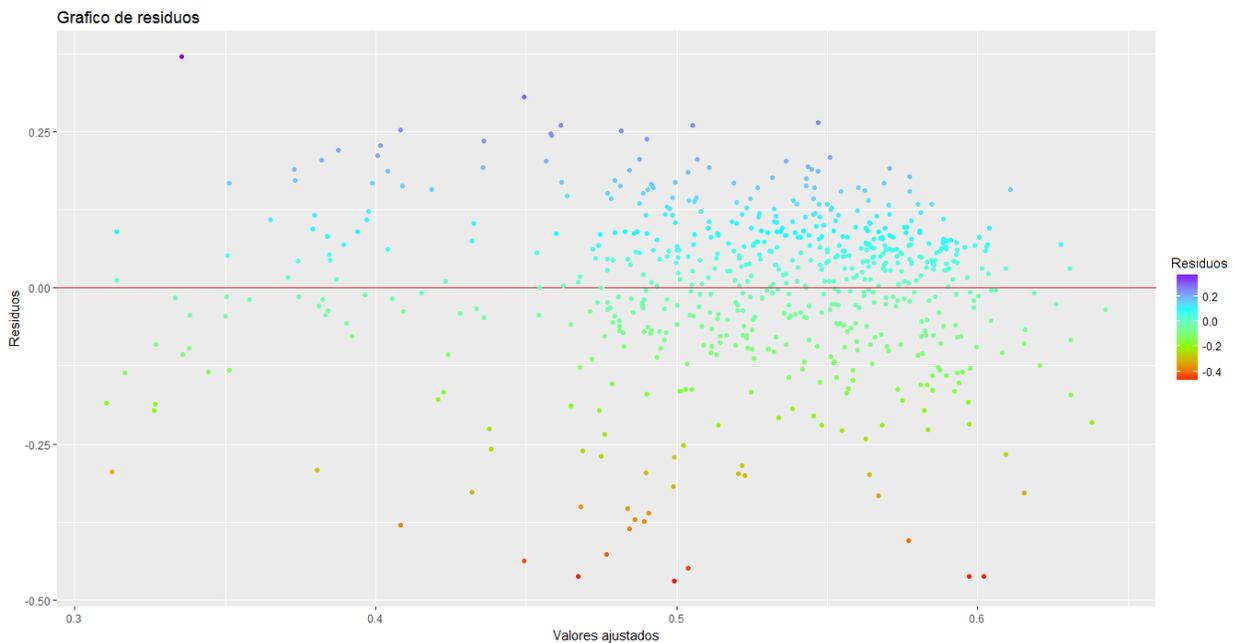


Figura 31: Residuos de regresión MCP. Elaboración propia.

Se evidencia la cercanía de los residuos al centro de masa en torno al valor 0 de error en eje y, por lo que el modelo lineal se considera válido, pero puede mejorar. Elaboración propia.

6.1.2 Condiciones ambientales óptimas para la especie Chucao

Las variables climáticas aportaron un 90.4% de información en la construcción del modelo de distribución. Las precipitaciones entre los rangos 850 y 1400 mm anuales, y una temperatura promedio de 15,4°C serían los principales factores que limitarían geográficamente la amplitud de la distribución del Chucao en Chile. Los valores de elevación estarían en el rango de 600 a 1200 m.s.n.m, sin valores muy superiores a ese umbral, producto de la disminución de la vegetación al aumentar la altura. Respecto a la pendiente, los valores óptimos se encontraron en el rango de 10° a 25° grados (20% a 45%), siendo muy poco frecuentes los valores menores a 10° y casi nulo en superiores a 25°. Respecto a la exposición u orientación de la ladera, la orientación noreste es la más recurrente, pero pareciera ser que no es un factor significativo dentro de las condiciones ambientales óptimas para el hábitat del Chucao, a escala regional.

El rango de distribución de *S. rubecula* se encuentra principalmente entre los 35° S y 47° S, ocupando principalmente zonas andinas y costeras, con una disminución de la probabilidad de presencia en los valles longitudinales. La extensión potencial del hábitat es de 110.150,1 km² correspondientes al 14,6% de la superficie del país. El área de alta y muy alta probabilidad de presencia es 35.602 km², representando un 32,4% de su rango de distribución total. En términos generales, en el año 2000 la extensión del hábitat del Chucao fue de 67.973,62 km², y 65.890.25 km² en el año 2014, evidenciando una pérdida de hábitat de 2083,37 km² equivalentes al 3,0%. Finalmente, si se compara el hábitat potencial con la extensión del hábitat generado en el año 2000, hay una disminución del 38.29% (44.458,9 km²) (Fig. 30).

Zona norte, entre los 35°S a 39°S

El límite meridional de presencia del Chucao comienza en los 35° S en las zonas andinas, sumándose la zona costera en los 36° S, en presencia de bosques caducifolios de género *Nothofagus* (*Nothofagus glauca*). Estas condiciones óptimas se mantienen ininterrumpidas hasta los 37° S, coincidiendo con la distribución espacial del bosque decíduo Maulino casi en toda su extensión. Las probabilidades altas de presencia en estos bosques costeros se deben a que las condiciones topográficas y climáticas son ideales para la especie, siendo la máxima elevación de 800 m.s.n.m en la costa y las precipitaciones promedio de 800 mm en la ciudad de Talca, ambos valores dentro de los rangos evidenciados por el modelo de distribución para la especie. Se evidencia también el alto grado de tolerancia de la especie Chucao a condiciones que son transicionales, siendo la probabilidad de presencia alta en este ecotono límite de la vegetación de tipo esclerófila mediterránea con veranos secos, y los límites meridionales de los bosques templados en los 36° S.

Más al sur, entre los 37° S y 38°50' S en ambas zonas cordilleranas por casi 200 kms las probabilidades se mantienen altas (superiores a 0.3, en el formato 0 – 1 dado por MaxEnt).

Este rango de probabilidades altas coincide geográficamente con la presencia de los bosques de Nahuelbuta en la cordillera de la costa, entre los 37° S y 38° S. Las condiciones óptimas de hábitat se presentan en toda la extensión longitudinal de esta cordillera, entre la ciudad de Lebu y el Parque nacional Nahuelbuta aproximadamente 50 kilómetros al interior.

Por otro lado, el valle longitudinal de esta zona no presenta buenas condiciones de hábitat, evidenciando probabilidades bajas en las cercanías de la ciudad de Los Ángeles. Finalmente, la zona climática-vegetacional transicional termina en los 38° S, pero los cambios significativos en las condiciones ambientales óptimas para la especie se observan en los 39° S, al inicio de los bosques con características e influencia de la “Selva Valdiviana” en ambas cordilleras. En el valle longitudinal, desde el río Cautín y hasta el Maullín en las cercanías de Puerto Montt, las probabilidades se muestran significativas solo cuando coinciden con la formación del bosque mixto “Roble-Laurel” de sotobosque semiabierto.

Zona centro, entre los 39° S a 43° S

Esta zona geográfica reúne la mayor cantidad de área con probabilidad de presencia alta de la especie Chucao con 26.697 km² equivalentes al 74.8% de las condiciones buenas y muy buenas de todo el bioma (Tabla 7), coincidentes a su vez con la formación vegetacional del “Bosque Templado Lluvioso Valdiviano”. Desde los 39° S las condiciones climáticas óptimas se dan tanto en la costa como en la cordillera, sobresaliendo la zona costera en las cercanías al río Valdivia y a la ciudad de Valdivia, zona geográfica que evidencia las probabilidades más altas registradas por el modelo de distribución. Estas condiciones ambientales se extienden por casi 250 kms en la costa, de latitud 40°50' S hasta 41°30' S. En las cercanías de Valdivia, a 20 kms tanto al norte como al sur, las condiciones son óptimas, destacando la cordillera de Mahuidanche al norte del río Valdivia. En la cordillera de la costa de esta zona las condiciones ambientales óptimas para la especie se mantienen continuas salvo algunas excepciones al sur de la ciudad de Valdivia: en primer lugar, las buenas condiciones de hábitat decrecen en algunas zonas de la cordillera Pelada, y más al sur en el cerro Pampa Alegre (990 m.s.n.m) debido a la ausencia total de vegetación. De igual manera algunos sectores al interior de la reserva costera Valdiviana y el monumento natural Alerce Costero no presentan buenas condiciones de hábitat principalmente por ausencia de vegetación, y mayor altitud, así como mayor influencia humana de carácter histórico. Donde se observa el mayor descenso en las condiciones ambientales óptimas para el desarrollo de la especie es en la cordillera del Zrao y en sus cercanías, al oeste de la región de Los Lagos, incluyendo de norte a sur el Macizo de Hierbas Buenas (500 msnm), la Pampa de San Juan (850 msnm) y parte de la Cordillera de Espejos (940 msnm), debido también a la ausencia de vegetación.

En la zona cordillerana andina, las probabilidades muy altas coinciden con la extensión geográfica de la formación “Bosque Laurifolio Valdiviano Andino” o “Selva Valdiviana Andina”. En esta zona, que se extiende desde los 37°30' hasta los 40°30', las probabilidades altas se presentan en zonas que no superan los 1.000 m.s.n.m. Desde Lago

Ranco al sur, la probabilidad se mantiene alta cruzando todos los lagos de la región de Los Lagos hasta el Llanquihue, donde se presenta una disminución de la probabilidad en su cara oeste, la que interactúa con zonas de mayor intervención antrópica en el valle longitudinal. La conexión entre la probabilidad alta de la costa con la cordillera es interrumpida al sur de la región de Los Ríos, la que vuelve a conectarse en las cercanías de la ciudad de Puerto Montt. En este sentido, a lo largo de la cordillera andina las condiciones ambientales se mantienen óptimas hasta el canal de Chacao, incluyendo los alrededores del seno de Reloncaví y el parque nacional Alerce Andino, salvo ciertas excepciones de descenso de la probabilidad debido a la altura.

En la isla grande de Chiloé, las condiciones óptimas para el Chucao se encuentran en la zona este o interior. Por el oeste de la isla, las probabilidades descienden conforme se alza la cordillera de Piuchén, hasta el lago Cucao, aunque destacan sectores riparianos en donde las probabilidades de presencia aumentan considerablemente. Al sur del lago Cucao, las condiciones óptimas para el Chucao nuevamente descienden al levantarse la cordillera de Pirulil, y descienden progresivamente en la medida en que se avanza hacia el sur, hasta llegar al extremo sur del Parque Tantauco en donde la presencia del Chucao se limita a las pocas zonas no inundadas, debido a la presencia de los “Bosques siempreverdes con turberas de Chiloé”.

Zona Sur, entre los 43°S a 47°S

A los 43°50' S se distinguen condiciones que podrían permitir el desarrollo de la especie en el Archipiélago de las Guaitecas en el Océano Pacífico, pero no serían realmente significativas al ser cercanas al mínimo requerido por la especie.

Más al sur las condiciones óptimas para el hábitat del Chucao se encuentran en la zona este del continente, en la zona geomorfológica perteneciente a la cordillera de Los Andes, en los 45°20' S. Las zonas que sobresalen con condiciones óptimas son las cercanías de Puerto Aysén y Coihaique, en zonas de pendientes más suaves. Por otro lado, la zona inmediatamente adyacente a los campos de hielo al este de Cochrane y Chile Chico, no presenta buenas condiciones de hábitat. Finalmente, la zona límite septentrional en donde aún existen condiciones óptimas de hábitat corresponde a la cordillera de Los Andes, frente al Golfo de Penas, en los valles de influencia glaciar y de menor altura, al norte de Campos de hielo norte. Más al sur se presentan condiciones de hábitat de rango medio a bajo en la zona del Valle Chacabuco, entre el lago General Carrera y Lago Cochrane, en la cordillera de Los Andes. Más al sur no se evidenciaron condiciones de hábitat significativas, por lo que se establece el golfo de penas como el límite septentrional del modelo de distribución de la especie Chucao.

6.2 Analizar los cambios estructurales en el hábitat de la especie Chucao, entre los años 2000 y 2014. (Obj. Esp. 2)

Se efectuaron mosaicos, proyecciones, re-escalamientos y reclasificaciones de las imágenes raster descargadas previo al análisis propiamente tal, las que se presentan ya

procesadas (Anexo 2). El resultado de esto lo constituyen tres imágenes correspondientes a:

- a) **Cobertura de bosques al año 2000.** Extensión del dosel arbóreo a escala global en el año 2000 de toda vegetación mayor a 5 metros de altura.
- b) **Pérdida de cobertura de bosques a escala global 2000-2014.** Pérdida de cobertura de bosques que produce un cambio de un estado de bosque a no-bosque. Se presenta en formato binario, 1 para pérdida y 0 para no pérdida.
- c) **Ganancia de cobertura de bosques a escala global 2000-2014.** Ganancia de cobertura de bosques, definida como el inverso de la pérdida, desde un estado de no-bosque a bosque. Se presenta en formato binario, 1 para ganancia y 0 para ausencia de ganancia.

Distribución del bosque nativo para el año 2000. Se presenta la distribución de bosque nativo para el año 2000, mediante la utilización de la cobertura de bosques para el año 2000 de GFC, calibrada con las coberturas de bosque nativo presentes en 'Monitoreo y Actualización Catastro de Uso del suelo y Vegetación' (CONAF-CONAMA-UACH, 2000) y 'Monitoreo y Actualización Catastro de Uso del suelo y Vegetación VI Región' (CONAF-CONAMA-UACH-BIOTA-INFOR, 2003) (Anexo 3).

Distribución del bosque nativo para el año 2014. Se presenta la distribución de bosque nativo para el año 2014, como resultado de la resta del total de pérdidas hasta el año 2014 con la extensión de bosque nativo en el año 2000. La superficie de bosque del año 2000, menos todo lo que se ha perdido hasta el año 2014 identificado por GFC, da como resultado la extensión de bosque nativo en el año 2014 (Anexo 4).

6.2.1 Métricas

Métricas de paisaje. Como se explicó anteriormente, se subdividió la extensión total del hábitat de la especie Chucao en tres zonas latitudinales: Norte entre los 35°S a 39°S, Centro entre los 39°S a 43°S y Sur entre los 43°S a 47°S. En cada zona se aplicaron métricas de paisaje previamente definidas.

Efectuando el análisis específicamente por las tres zonas en que se subdividió, es posible identificar que entre el período 2000 – 2014 la zona norte fue la más afectada por la pérdida de hábitat con una disminución de un 5,30%, mientras que la zona centro experimentó un 3,10%, y la zona sur fue la menos afectada con un 0,22% (Tabla 8). Sobre la fragmentación entre 2000 y 2014, se identificó que el número de parches (Nump) y las densidades de borde (ED) aumenta en las zonas norte y centro, mientras que en la zona sur disminuye. Sobre la complejidad de forma de los parches, el índice de forma media (MSI) disminuye en todas las zonas, lo que se podría explicar por la eliminación de parches pequeños, y parches de forma compleja como corredores biológicos naturales. El número de parches aumenta en las zonas norte y centro, siendo la zona centro la que muestra el mayor aumento con un 12,31%, lo que indica influencia de fragmentación. Por otro lado, se identificaron pérdidas de bosque por causas naturales, siendo la principal causa el

volcanismo en la zona centro constituyendo un 28,8% de las pérdidas totales en todo el bioma (Fig. 32, letras B y D). Gran parte de las pérdidas por causas naturales tienen lugar en la zona centro y sur (volcanismo), las que a su vez presentan menor valor de pérdida de bosques, lo que evidenciaría la rápida degradación de la zona norte y por causas que no serían en su mayoría de origen natural. Se presenta a continuación la tabla de métricas de paisaje por zonas.

Hábitat	Zona	Métrica	2000	2014	Cambio
	Norte	MSI	3.07	3.06	-0.30%
		ED	65.72	69.47	5.71%
		MPS	268.00	235.62	-12.08%
		NumP	6145	6619	7.71%
		Area	16468.56	15595.96	-5.30%
	Centro	MSI	3.11	3.09	-0.61%
		ED	44.74	47.97	7.21%
		MPS	756.67	651.12	-13.65%
		NumP	5036	5671	12.31%
		Area	38105.85	36925.01	-3.10%
	Sur	MSI	2.54	2.31	-8.90%
		ED	34.18	33.34	-2.47%
		MPS	801.87	804.89	-0.38%
		NumP	1671	1661	-0.60%
		Area	13399.21	13369.28	-0.22%

Tabla 8: Métricas aplicadas sobre la extensión del modelo de distribución, ajustado con la presencia de bosque nativo.

Se presentan: Mean Shape index (MSI), Edge density (ED, en mt/ha), Mean patch size (MPS, en km²), Number of patches (Nump), Area total en km². Se presenta también el porcentaje de cambio en cada año.

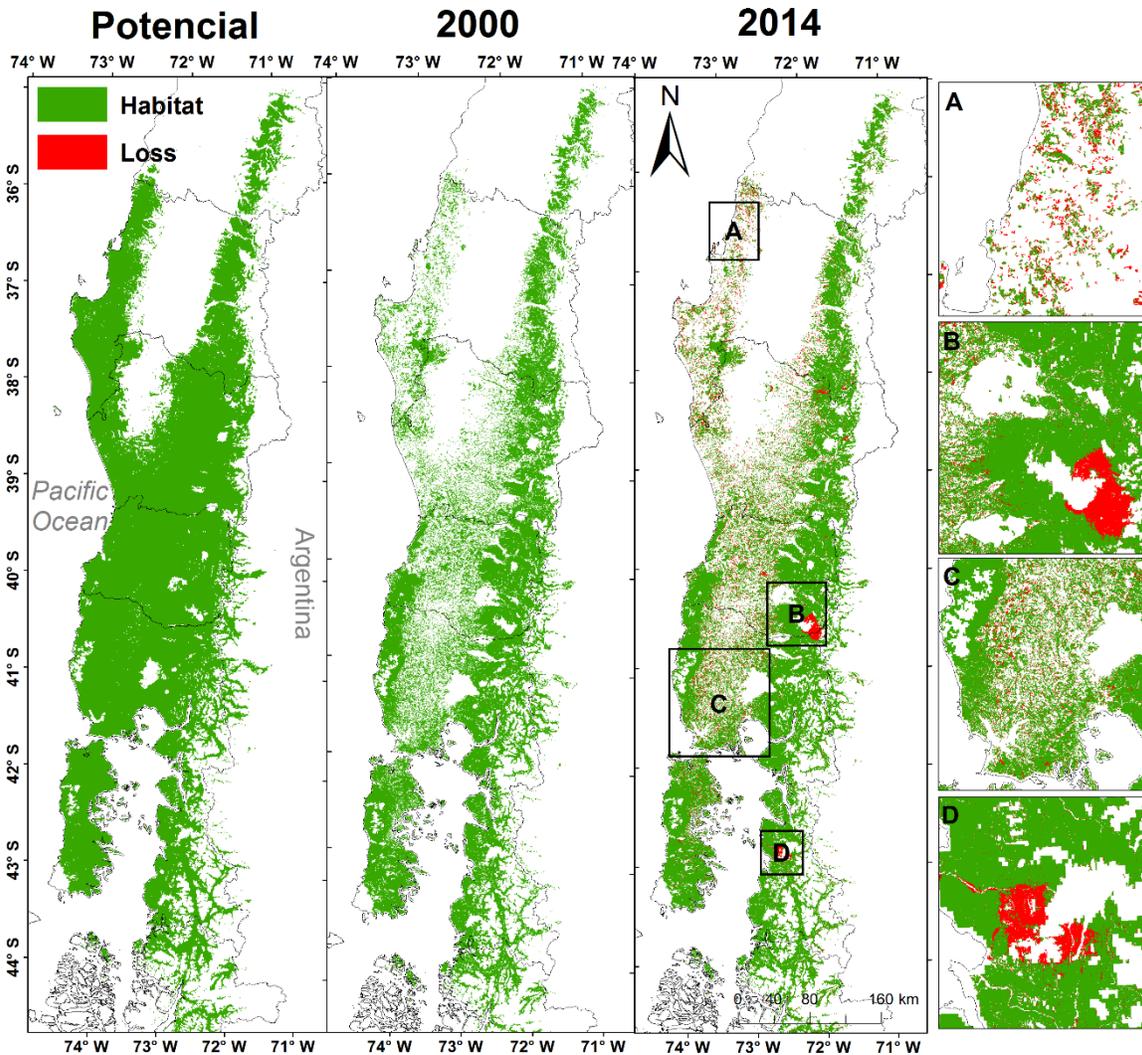


Figura 32: Modelo de distribución, hábitat y pérdidas.

Se presenta a la izquierda el modelo de distribución sin calibrar, y a la derecha hábitats en año 2000 y 2014. En A y C se evidencian pérdidas asociadas a dinámicas humanas, por otro lado, B y D evidencia pérdidas asociadas a volcanismo (B cordón Caulle, D volcán Chaitén). La pérdida por volcanismo corresponde al 28.8% de la pérdida de hábitat en el período analizado. Elaboración propia.

6.3 Analizar la pérdida de hábitat a escala local en tres sitios mediante métricas poblacionales espacialmente explícitas. (Obj. Esp. 3)

Se evaluaron tres sitios presentes en ecosistemas boscosos en el sur de Chile correspondientes a áreas en diversos estados y figuras de conservación: (1) Área prioritaria para la conservación “Cerro Cayumanqui” (Quillón, VIII Biobío), (2) Parque nacional Tolhuaca y Reserva nacional Malleco (Curacautín, IX Araucanía) y (3) Hualves-Ñadis de Huite (Los Lagos, XIV Los Ríos).

En cada área se calcularon métricas asociadas a características estructurales del paisaje, junto con parámetros poblacionales (Tabla 9).

Parámetro	Definición
K (capacidad de carga)	Número máximo de parejas sostenidas por todo el paisaje. Territorio corresponde a 1 há por pareja, con densidad de 2,4 aves/há. Círculos azules y rojos en cartografías.
AMP (área mínima de parches)	Suma total de área de parches >10,34 há, y área promedio de parches >10,34 há.
PV (parejas en poblaciones viables)	Parejas en poblaciones viables, representadas por círculos azules. Se presentan como número de parejas.
NPV (parejas en poblaciones no viables)	Parejas en poblaciones no viables, representadas por círculos rojos. Se presentan como número de parejas.
Parches Fuente (Fuente)	Parches fuente capaces de sostener una población viable (verde en cartografías).
Parches Sumidero (Sumidero)	Parches sumidero, no soportan una población viable (rojo en cartografías).

Tabla 9: Parámetros analizados en cada área y su definición.

Los dos últimos parámetros se visualizan espacialmente en las cartografías. Elaboración propia.

A continuación, se presentan las tres áreas en las cuales se evaluaron todos los parámetros locales mencionados anteriormente. Se sugiere revisar la figura n°36 para visualizar todo lo que se explica, ya que en ella se observan todas las diferencias en criterios espaciales en solo una imagen, la más importante.

6.3.1 Cerro Cayumanqui (Quillón, VIII región Biobío) (N°1, fig. 36)

Corresponde al cerro más alto de la provincia de Ñuble (36° 42' S y 72° 31' O, 785 m.s.n.m) emplazado en la cuenca hidrográfica del río Itata, es considerado uno de los bosques autóctonos mejor conservados de la región. Constituye uno de los últimos remanentes de bosque nativo costero en la cordillera de la costa, dentro de la zona transicional de los bosques esclerófilos de influencia mediterránea y los bosques templados. Pese al valor que representa para la biodiversidad de bosques, adyace a él la planta de celulosa de Celco "Nueva Aldea", uno de los complejos industriales de celulosa más importantes de Sudamérica y muy cuestionados por la ciudadanía. Esta área ha sido afectada severamente por incendios forestales, y es en el verano del año 2012 donde perdió la mayor cantidad de su superficie en el gran incendio del Biobío, donde más de 28.000 há de bosque nativo fueron devastadas, 17.000 de ellas en el cerro y sus alrededores, costándole al estado más de 2.700 millones de pesos en proyectos de restauración gestionados por el GORE (Smith-Ramírez et al., 2015, comunicación personal) (Fig 33).

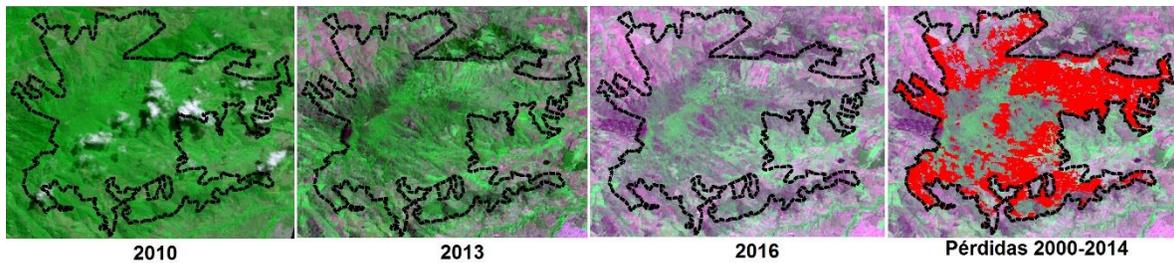


Figura 33: Imagen referencial de límites del cerro Cayumanqui, comuna de Quillón, región del Biobío. Imágenes de igual época del año y composición de bandas. Elaboración propia.

La capacidad de carga de esta área se redujo en un 78% (Tabla 10) pasando de sostener un potencial de 1795 parejas en el año 2000, a tan solo 315 en el año 2014. La cantidad de parejas que constituyen poblaciones no viables es mayor en el año 2014, pasando de ser un 6% (108 parejas) en el año 2000 a un 14,9% (47) en el 2014. Por otro lado, la cantidad de parejas en poblaciones viables en 2014 se reduce en un 84,1%, principalmente pertenecientes a la población fuente en el centro del área de estudio, y una pérdida de 56,5% de parejas en poblaciones no viables. El total de área que suman todos los parches mayores a 10,34 há correspondiente al tamaño mínimo requerido por la especie disminuye en un 75,9%, pasando de ser 2743,9 há en el año 2000 a 660,6 há en el 2014. La cantidad de parches fuente se mantiene en ambos años, pero la cantidad de parches sumidero aumenta de 12 a 14 en el 2014.

En términos generales, la superficie de bosque al 2014 sigue siendo capaz de mantener poblaciones viables de la especie dentro de los límites del cerro, por lo que los diversos esfuerzos de conservación actuales (Programa de restauración ambiental del ecosistema Cayumanqui) resultan fundamentales para el devenir de las poblaciones remanentes.

6.3.2 Parque nacional Tolhuaca – Reserva nacional Malleco (Curacautín, IX región Araucanía) (N°2 fig. 36)

La reserva nacional Malleco fue creada en el año 1907 por el decreto supremo N° 540, fecha que la constituye como la primera área silvestre protegida creada en Chile y en Latinoamérica. Se localiza en 38° 08' S y 71° 46' O, y su elevación está en el rango 410 a 1938 msnm. Decretos posteriores desafectaron más de 10.400 há, de las cuales 6300 há se destinaron a la creación del Parque Nacional Tolhuaca y el resto para colonización, deforestándose gran parte de esas 4.000 há.

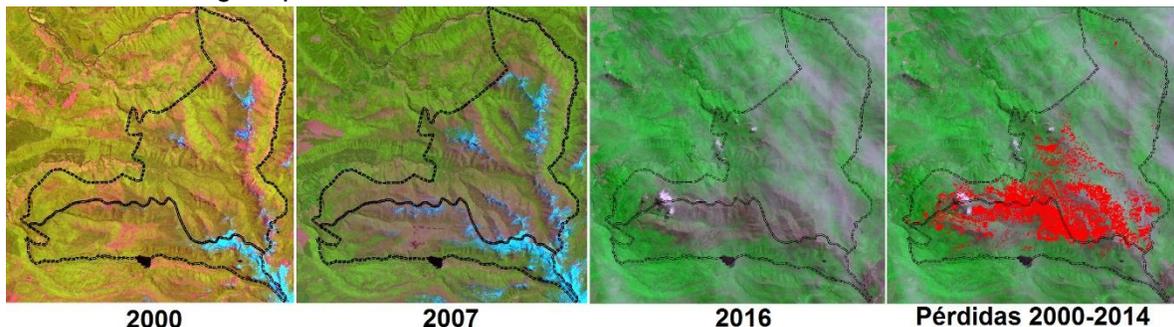


Figura 34: Áreas protegidas Parque nacional Tolhuaca y Reserva nacional Malleco, Región de la Araucanía.

Ambas áreas silvestres protegidas han sido afectadas por numerosos incendios (Fig. 34), los cuales han disminuido su capacidad de carga en un 33,2% (Tabla 10) pasando de sostener un potencial de 15.310 parejas en el año 2000, a 10.241 en el año 2014. La cantidad de parejas que constituyen poblaciones no viables en el año 2014 es prácticamente nula, pero en el 2014 asciende a 89. El área total que suman todos los parches mayores a 10,34 há correspondiente al tamaño mínimo requerido por la especie Chucao disminuye en más de 4929,9 há, correspondientes a la pérdida del 22,9% de superficie. La cantidad de parches fuente se mantiene en ambos años, pero la cantidad de parches sumidero aumenta a 7 en el 2014, sugiriendo que ahora existirían más poblaciones en parches de hábitat de mala calidad en términos de superficie.

La extensión total de superficie de bosque de las dos áreas colindantes les permite seguir siendo capaces de contener poblaciones viables. Desde la perspectiva estructural de paisaje, la pérdida de la superficie de bosque podría estar siguiendo un patrón biseccional (Fig. 2) asociado más a pérdida de hábitat que a fragmentación *per se*, ya que los eventos de pérdida de superficie de bosque han subdividido un área norte de un área sur, promoviendo el aislamiento de la población originalmente continua en dos, al norte en la reserva Malleco y al sur en el parque Tolhuaca.

6.3.3 Hualves-Ñadis de Huite (Los Lagos, XIV región Los Ríos) (N° 3 fig. 36)

Se analiza un área privada 30 kms. al sureste de la ciudad de Los Lagos denominada por suelos inundables, sector denominado Hualve-Ñadis de Huite (39° 57' S y 72° 43' O). Este sector poseía un relicto de *Nothofagus Antartica* (Ñirre) hasta el año 2003, en cual comenzó a deforestarse reemplazándose por plantaciones agrícolas, proceso que terminó en el año 2007 con la extinción local de esa población (C. Smith-Ramírez, comunicación personal) (Fig 35).

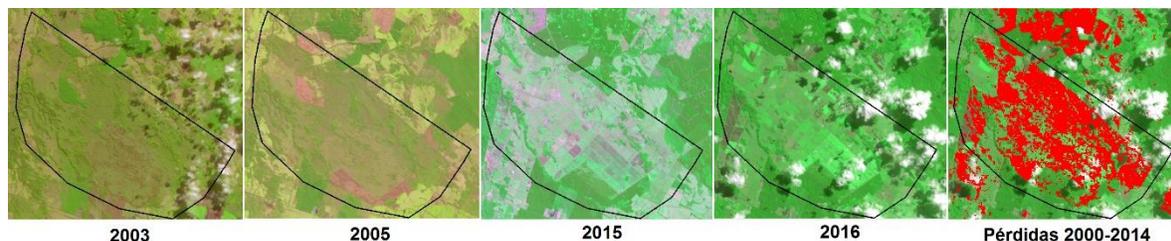


Figura 35: Hualves-Ñadis de Huite, Los Lagos. Monitoreo de pérdida de relicto de *Nothofagus antartica* (Ñirre) por reemplazo a plantaciones agrícolas.

Esta área ha disminuido su capacidad de carga en un 45,1% (Tabla 10) pasando de sostener un potencial de 4.296 parejas en el año 2000, a 2.360 en el año 2014. La pérdida se debe principalmente por su reemplazo a suelos agrícolas, proceso que se inició en el año 2003 y culminó en el año 2008-2009. La cantidad de parejas que constituyen poblaciones no viables es mayor en el año 2014, pasando de ser un 6,93% (298 parejas) en el año 2000 a un 23,2% (548) en el 2014. El área total que suman todos los parches mayores a 10,34 há correspondiente al tamaño mínimo requerido por la especie Chucao disminuye en 3846,9 há, correspondientes al 46,1% de pérdida de superficie. Por otro lado,

la cantidad de parches con poblaciones fuente aumenta de 1 a 5 parches en el año 2014, lo que podría parecer contradictorio, pero que obedece a consecuencias de pérdida de hábitat, ya que los parches de mayor extensión se fragmentan en parches más pequeños y más numerosos, y dada la gran superficie del parche original, una vez fragmentados siguen teniendo una superficie mayor a la utilizada por una población viable (100 há). La cantidad de parches sumidero aumenta de 33 a 46 en el 2014, sugiriendo un aumento en la cantidad de poblaciones que estarían viviendo en fragmentos muy pequeños para satisfacer los requerimientos de hábitat mínimos de la población.

A escala paisaje, se evidencia un proceso de cambio que podría corresponder al de tipo perforación, evidenciado en un área núcleo pérdida de superficie de bosque. Cabe destacar en este caso que el número de parches fuente aumenta respecto al año 2000, lo que no quiere decir que exista un aumento en las áreas de condiciones óptimas para la especie, sino que se subdivide un parche de bosque de gran superficie en dos o más fragmentos, que en este caso, siguen teniendo las condiciones mínimas para el desarrollo de una población viable. Lo anterior explica que exista una disminución en las áreas de condiciones óptimas para el Chucao, y paralelamente un aumento en la cantidad de poblaciones fuente dentro del paisaje.

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

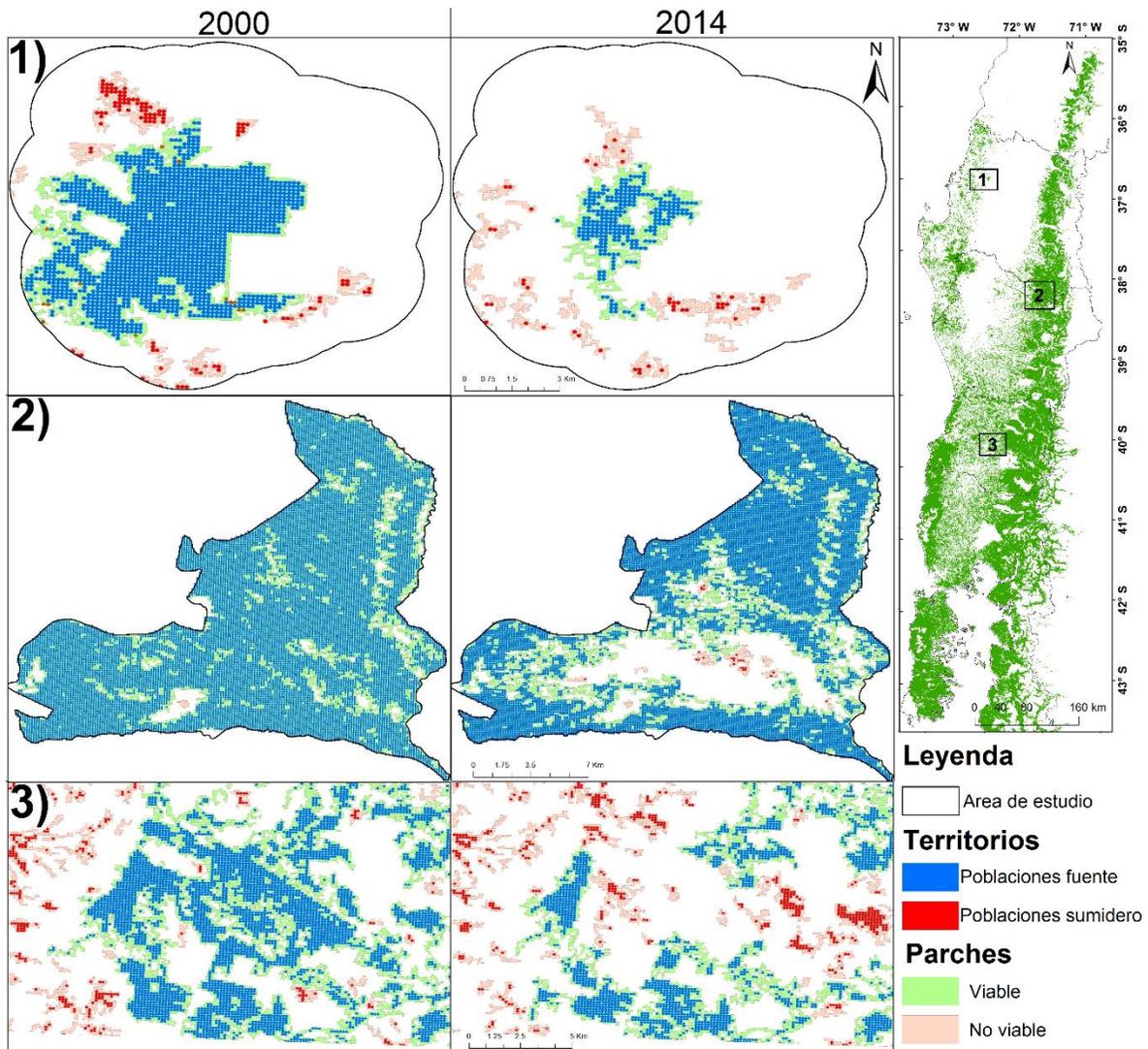


Figura 36: Mapa de los tres sitios analizados.

Se presentan las tres áreas analizadas, y a la derecha su ubicación. En (1) se efectuó un buffer de 2 km en torno a los límites del cerro Cayumanqui. En (2) límites actuales del Parque Nacional Tolhuaca y Reserva Nacional Malleco. En (3) sector de Huite en comuna de Los Lagos, región de los Ríos, 30 kms al sur-oeste de la ciudad de Los Lagos. Sobre esta última área se analiza el paisaje completo dentro de la extensión de la imagen. Elaboración propia.

Año	Parámetro	Áreas		
		P. Nacional Tolhuaca – Reserva nacional Malleco	Sitio prioritario para la conservación: Cerro Cayumanqui	Ñadis de Huite (Los Lagos)
2000	K	15310 territorios	1795 territorios	4296 territorios
	AMP	21613,4 há	2743,9 há	8352,4 há
	PV	15310 parejas	1687 parejas	3998 parejas
	NPV	0 parejas	108 parejas	298 parejas
	Fuente	1 parche	1 parche	1 parche
	Sumidero	0 parche	12 parches	33 parches
	Vacío	1 parche	1 parche	10 parches
2014	K	10241 territorios	315 territorios	2360 territorios
	AMP	16683,5 há	660,6 há	4505,5 há.
	PV	10246 parejas	268 parejas	1812 parejas
	NPV	89 parejas	47 parejas	548 parejas
	Fuente	1 parche	1 parche	5 parches
	Sumidero	7 parches	14 parches	46 parches
	Vacío	4 parches	8 parches	14 parches

Tabla 10: Magnitud de cambios a escala poblacional.

Se presentan los datos de las áreas analizadas: (K) para capacidad de carga, considerando como unidad de medida la cantidad de parejas por parche, (AMP) para la suma de las áreas de parches mayores a 10,34 há acorde al tamaño mínimo de parche requerido para la especie, (PV) cantidad de parejas en poblaciones viables, (NPV) cantidad de parejas en poblaciones no viables, (Fuente) para cantidad de parches fuente, (Sumidero) cantidad de parches sumidero y finalmente (Vacío) para parches vacíos, mayores a 10,34 há pero su forma compleja impide establecer territorios completos sin cortes o efectos de borde. Un territorio corresponde a 1 há, equivalente al área mínima requerida por una pareja. Elaboración propia.

7 Discusión

S. rubecula: Especie focal del bosque templado lluvioso del sur de Chile

La necesidad de una predominancia de denso sotobosque que generalmente no excede los dos metros de altura es usualmente un factor importante en el desarrollo de especies especialistas del bosque templado (Vergara y Simonetti, 2003; Willson y Pendleton, 2008). En la misma línea, el Chucao sería indicador de ambientes lluviosos, y desde la biología del desarrollo clasificado como una especie “Eurihidropedomórfica” (González, 2013) al presentar un amplio intervalo de tolerancia a las precipitaciones. Acorde a lo anterior, los datos obtenidos del modelo de distribución concuerdan con los últimos estudios biológicos de la especie (Soto-Mora y Urrutia, 2010; Castellón y Sieving, 2012; Moreno et al., 2013), siendo el rango óptimo de precipitación entre los 850 y 1200 mm, coincidentes a su vez con los montos que son característicos en la zona norte del hábitat del Chucao, desde los 35° S a 38° S con 700 a 1200 mm de precipitación anual (Lara et al., 2012)., elevación de 600 a 1200 m.s.n.m, temperatura de 15,4°C y pendientes entre 10° a 25° grados algunos de los más importantes.

A la fecha existen diversos trabajos que han profundizado en el conocimiento sobre el Chucao, principalmente en su biología y conducta (Sieving et al., 1996, 2000; De Santo et al., 2002; Correa y Figueroa, 2003; Vergara y Simonetti, 2003; Willson, 2004) y sobre su estado de conservación (Soto-Mora y Urrutia, 2010), pero solo un trabajo abordó una escala mayor y propuso al Chucao como especie focal para la planificación de la conectividad y conservación en el bosque templado del sur de Chile (Castellón y Sieving, 2007, 2012). Resultó interesante el estudio particular de esta especie, por cuanto investigaciones previas sugieren que sus requerimientos de hábitat son similares al de ciertas especies en peligro como la comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus*), el monito del monte (*Dromiciops gliroides*), el ratón arbóreo chileno (*Irenomys tarsalis*) así como otras especies de aves de la misma familia (Castellón y Sieving, 2012). La existencia de estudios biológicos previos sobre el Chucao contribuyó con datos cuantitativos valiosos sobre requerimientos de hábitat, los cuales finalmente fueron espacializados.

Pérdida y fragmentación del hábitat

En el momento en que los glaciares alcanzaron su máxima extensión en el hemisferio sur (20000 años AP), los bosques templados de gran riqueza de especies sobrevivieron en el límite norte de su distribución actual, donde la precipitación fue presumiblemente superior durante el período glacial y las bajas temperaturas fueron moderadas por influencias oceánicas en la costa (Villagrán, 1990; Armesto et al., 2001). Algunas zonas de la cordillera costera entre 38° S y 40° S permanecieron libres de influencia periglacial, la que afectó la sobrevivencia de la vegetación más al sur y en las proximidades a glaciares andinos (Smith-Ramírez, 2004). Esto implicó la recolonización de los taxones forestales de la zona de refugio en el límite meridional costero (35° S) hacia el sur, en el Holoceno y de forma

progresiva (Villagrán y Hinojosa, 1997). Esta podría ser la razón por la cual los bosques de esta zona geográfica presentan los mayores niveles de endemismos de nuestro país (Arroyo et al., 1996; Armesto et al., 1996; Smith-Ramírez 2004). Sin embargo, en el presente trabajo se observó que, en la zona meridional de la distribución del bosque templado lluvioso del sur de Chile, entre los 35° S y 39° S, se presenta la mayor magnitud de pérdida de hábitat con un -5,30% solo entre los años 2000 y 2014. Si a esto se suma la escasa representatividad de los bosques costeros en el sistema nacional de áreas protegidas (13,9%) (Smith-Ramírez, 2004), se puede concluir que los bosques más primitivos, de mayor riqueza de especies y endemismos en Chile son hoy en día los que mayor degradación han sufrido. Esto se contrasta con estudios recientes que han afirmado que las tasas de pérdida de bosque nativo en Chile han aumentado de 1.6 %/año en el período 1990-2000, a 2.4 %/año entre 2000-2010 (Zamorano-Elgueta et al., 2015; Miranda et al., 2016). Por otro lado, respecto a la zona central del rango geográfico del hábitat, la mayor cantidad de pérdidas han ocurrido en dos áreas. Primero, en la costa y en los valles la intervención antrópica ha crecido y ha disminuido la superficie de bosque original (Anexo 2), y en segundo lugar, en las zonas Andinas el volcanismo es la mayor causa de pérdida de hábitat con un 28.8% de las pérdidas totales en el bioma. La zona sur es la zona menos afectada dada la menor influencia humana y la dificultad de acceso, como la falta de caminos (0.22% de pérdida de hábitat).

Los efectos de la fragmentación pueden generar un vórtice de extinción sobre especies especialistas, las cuales son fuertemente afectadas por efectos de borde y la degradación del núcleo o área interna de los fragmentos de bosque (Ewers y Didham, 2006; Tuff et al., 2016). Se identificó que en las tres zonas en que se subdividió el hábitat (norte, centro y sur) el tamaño promedio de parches ha disminuido, especialmente en la zona centro. Sin embargo, la densidad de borde y el índice de forma promedio han aumentado, lo que intensifica efectos de borde en *S. rubecula*, generando exposición a la influencia de la matriz antropogénica.

Por otro lado, autores han evidenciado las coincidencias en el rango geográfico del hábitat del Chucao con la distribución del bosque templado lluvioso del sur de Chile (Carlsson, 2000), desde los 35°S hasta los 56°S. Si se considera la sobreposición entre la distribución potencial actual del hábitat del Chucao (MDE), con el mapa de la distribución histórica del bosque templado post último máximo glaciario (Lara et al., 2012), se obtiene lo que podría ser el "hábitat histórico", el cual difiere en un 39.8% (44,458.9 km²) con la superficie del hábitat obtenida para el año 2000, sugiriendo que este porcentaje podría ser la pérdida histórica del hábitat de esta especie. Lo anterior se afirma sobre la base de que investigaciones previas ya han homologado modelos de distribución potencial actual con extensiones históricas originales previa influencia antrópica (Keith, et al., 2013; Pliscoff et al., 2014), por ejemplo, integrándolos como insumos válidos para la lista roja de ecosistemas de la IUCN en la actualidad.

La pérdida y fragmentación del hábitat que este análisis ha identificado dentro de la década pasada, puede observarse a la par con contracciones históricas del hábitat post máximo

glaciar, provocadas por cambios climáticos muy lentos (Smith-Ramírez, 2004; Lara et al., 2012; Segovia et al., 2013). Esto evidencia que en solo 14 años, se ha perdido un porcentaje similar de hábitat para la vida silvestre en el bosque templado al que se perdió durante 18.000 años desde el último máximo glaciar. Este argumento va acorde a la idea de que hoy en día la tasa o velocidad de los cambios en el paisaje excede por mucho las capacidades de los organismos para adaptarse a estímulos muy intensos y en corto período de tiempo, como lo es la fragmentación y la pérdida de hábitat (Fahrig, 2003; Didham, 2010).

En la actualidad, la pérdida de hábitat fue de 3,03% en tan solo 14 años, con evidencias de fragmentación en gran parte del rango geográfico de su distribución. Si se proyecta la misma tasa de pérdida, para el 2150 se habrá perdido cerca del 60% del hábitat de esta especie, homologable al bosque templado. Según esto, al considerar la representatividad del Chucao respecto a la comunidad ecológica forestal, y sobretodo considerando que el rango de su hábitat coincide con el bosque templado lluvioso del sur de Chile, protegiendo a esta especie podría protegerse también uno de los ecosistemas boscosos más únicos, productivos e inmensamente rico en biodiversidad en la tierra.

Los resultados obtenidos acá sugieren que el gran poder predictivo de los MDE puede ser potenciado a través de los SIG, los cuales permiten aplicar tratamientos *a posteriori* a los outputs obtenidos del proceso de modelamiento, no interviniendo en ellos (como agregar más variables, o incrementando la complejidad) ni extrapolando los resultados ya obtenidos por los diferentes algoritmos. En este sentido, los SIG pueden precisar la predicción de los MDE, discriminando áreas en las cuales se sabe con anterioridad que la probabilidad de presencia de las especies es baja o nula, sobre la base de información geoespacial empírica y el conocimiento biológico de las especies.

Reducción de poblaciones viables, y reestructuración de parches fuente-sumidero

Los bosques ubicados cerca de la costa han sido ampliamente afectados por el cambio de uso de suelo, evidenciando deforestación de bosque nativo durante los últimos 30 años (Echeverría et al., 2006). Se identificó que este proceso a escala de paisaje continúa en el período de estudio, afectando principalmente a zonas costeras entre la VI y IX región (Anexo 2). De los tres sitios seleccionados, el más afectado fue cerro Cayumanqui, donde se evidenció pérdida de hábitat y reducción en todos los parámetros de población, lo que podría amenazar la viabilidad de esas poblaciones en un futuro. Esto concuerda con lo evidenciado por otros estudios que han abordado las profundas consecuencias negativas de los incendios en Chile, y particularmente el ocurrido en Cayumanqui (Smith-Ramírez, 2015). Otros trabajos han concluido respecto a la pérdida de la viabilidad de una población: (1) Los efectos de la densidad y tamaño del parche (superficie del área disponible) son los predictores más importantes en la viabilidad de las poblaciones, (2) el incremento en la sobrevivencia de la población, incluso considerando parámetros metapoblacionales (ej: dispersión, colonización, inmigración y efecto rescate) dependen directamente del tamaño y forma geométrica de los fragmentos (Keseen et al., 2017). Cuando la viabilidad de una

población se pierde, la recuperación de esas poblaciones debe estar asociada a medidas o esfuerzos que apunten a aumentar el área disponible para los organismos.

En la misma línea, la reducción en la capacidad de carga determinada por una disminución del área disponible (pérdida y fragmentación de hábitat) y por ende de la cantidad de recursos, puede influenciar la adaptación biológica de las especies, generando la pérdida de viabilidad en las poblaciones (Engen y Saether, 2000). En el caso de los tres sitios seleccionados, las causas principales fueron incendios de origen antrópico en Cerro Cayumanqui y áreas protegidas Tolhuaca-Malleco (Conaf, 2014), y reemplazo por plantaciones agrícolas en Los Hualves-Ñadis de Huite, comuna de Los Lagos.

Determinar de manera espacialmente explícita que parches de bosque podrían sostener poblaciones viables de Chucao, y cuales parches dada su capacidad de carga no pueden sostener una población viable en el tiempo, permite priorizar esfuerzos y medidas de conservación *in situ*. Si se identifican parches sumidero que no cumplen los requerimientos de área mínimos para una población viable, es posible evaluar si es que desarrollando conectividad se podría llegar a crear una población viable en base a pequeños parches conectados entre sí, desde una perspectiva metapoblacional. Esto permite generar acciones como la identificación de parches prioritarios, diseño de corredores para asegurar la viabilidad y afrontar la deuda de extinción en parches pequeños (Hanski y Ovaskainen, 2002; Furrer y Pasnelli, 2016).

Observaciones y dificultades técnicas

Hoy en día se comprende que el concepto de “modelo” corresponde a una representación simplificada de la realidad, y por ende, debe asumir supuestos importantes. ¿Qué grado de efectividad tienen en sus diferentes objetivos?, “Todos los modelos son malos, pero algunos nos sirven” (Box y Draper, 1987). La principal limitación de los modelos de distribución de especies podría ser que la distribución real es considerablemente más compleja, en la cual influyen factores limitantes como la dispersión o la territorialidad, conceptos que pueden resultar muy difíciles de plasmar en una imagen raster de insumo de un modelo de distribución (Vasconcelos et al., 2016). En este sentido, la inclusión y espacialización de requerimientos biológicos propios de las especies puede resultar muy útil para lidiar con esta limitación. Sin embargo, para integrar estos criterios biológicos en aproximaciones de escala biogeográfica como lo son los MDE, la disponibilidad de estudios biológicos y ecológicos de las especies resulta esencial, y la falta de ellos puede ser una limitación para el estudio espacialmente explícito de algunas especies sobre las cuales sabemos poco.

Como primer insumo a modo de restricción al MDE, la plataforma *Global Forest Change* (Hansen et al., 2013) resulto muy útil para conocer la extensión total de bosques dada su cobertura global, siendo complementada con información a escala nacional como el catastro de bosque nativo (CONAF-CONAMA-BIRF, 1999) y el trabajo Land Cover Chile 2014 (Zhao et al., 2016). El uso de estas plataformas permitió la obtención de dos imágenes ráster del bosque nativo en dos años distintos, 2000 y 2014, correspondientes a la escala

temporal de la metodología de *Global Forest Change*. Ambas imágenes procesadas podrían ser utilizadas para posteriores análisis en temáticas asociadas a extensión de bosques, como captura de carbono, cuantificación de reservas de agua en cuencas intervenidas, cantidad de biomasa, o ganancias y pérdidas de masa forestal.

Por otro lado, si se tuviese disponible como insumo una imagen del sotobosque de manera independiente al dosel arbóreo, estudios como el presente podrían mejorarse y llevarse a escalas mucho más finas de trabajo, ya que como se dijo, el Chucao es un ave de sotobosque. En este sentido, si se tiene la disponibilidad de metodologías más robustas (LiDAR o Worldview 3) que permitan analizar bajo el dosel arbóreo, esto podría llevarse a cabo. Así y todo, se cree que el diseño experimental propuesto en SIG podría servir en cualquier tipo de bosque con presencia de sotobosque, ya sea bosque nativo o plantación forestal, y con la mayoría de imágenes satelitales disponibles hoy en día.

Perspectivas

Por otro lado, y dejando atrás los aspectos técnicos, el contexto en el cual se enmarca este trabajo puede ser abordado desde diferentes disciplinas. Sus verdaderos alcances se retrotraen al acto de comprender que el bienestar social, entendido como la calidad de vida de la población, depende de cuatro pilares fundamentales: el estado de la economía, la salud de la población, la justicia social y el estado del medioambiente (OCDE, 2001). Según esta directriz de desarrollo, la diversidad biológica es parte constitutiva del bienestar de la población, y por ende, debe ser entendida como un patrimonio de todos los chilenos. A la diversidad biológica debemos protegerla y usarla de manera sostenible (ONU, 2015). Sin embargo, la perspectiva clásica con la que se ha planificado y gestionado la conservación de diversidad biológica en Chile es la de segregar. Se ha utilizado el territorio en beneficio propio, sin considerar a cabalidad las externalidades de esta dinámica. El territorio se ha parcializado, se han segregado las áreas que se cree son suficientes para la conservación de la diversidad biológica denominándolas áreas protegidas, excluyéndonos geográficamente de su cuidado. Las áreas protegidas, vitales para la conservación de la biodiversidad, están fragmentadas, alejadas unas de otras, inconexas, a escala macro son parches rodeados por actividad económica. Esta segregación no solo es espacial, sino que también es una segregación social, “los ecosistemas excluidos de la cotidianeidad, y por ende la responsabilidad de su protección siempre es de otros”. La segregación como consecuencia de la fragmentación y de la pérdida de biodiversidad, reduce el compromiso de todos los actores que habitan el territorio.

8 Conclusiones

Se ha identificado que *S. Rubecula* ha sido profundamente afectado por la pérdida y fragmentación del hábitat, desde tiempos históricos hasta la actualidad, y en todo el rango geográfico de su distribución potencial. Se pueden observar fuertes efectos sobre las dinámicas espaciales de las poblaciones en todos los sitios seleccionados. Sería un objetivo valioso el promover las acciones de conservación en los tres sitios seleccionados que ya están en marcha, para asegurar la supervivencia de esas poblaciones, independientemente de la causa que haya generado la degradación de su hábitat (antropogénica o natural).

La metodología expuesta aquí concluye que es posible acercarse a una distribución más real de las especies, a través de la combinación de MDEs con los requerimientos específicos de las especies, utilizando plataformas SIG. Este enfoque de modelamiento permite analizar los efectos en ciertas poblaciones de organismos causados por la pérdida y fragmentación del hábitat en un período determinado de tiempo, lo que podría ser útil para la conservación. En esta línea, se cree que la cantidad de estudios disponibles sobre los atributos de las especies, como por ejemplo los de territorio, podrían ayudarnos a entender como fenómenos de gran escala como la fragmentación y pérdida de hábitat, afectan a especies sensibles alrededor del mundo de formas espacialmente explícitas.

9 **Bibliografía**

Bannerman, S. (1998) Biodiversity and interior habitats: The need to minimize edge effects. Extension note/British Columbia. Min. of forests. Research program.

Brown, J. L. (2014) SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 694-700.

Cárcamo, J, Henríquez, J.M., y Kusch, A. (2008) Primer registro del Chucao *scelorchilus rubecula* (kittlitz, 1830) (rhinocryptidae) en Magallanes. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 36(2), 79-81.

Carlson, A. (2000). The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: The White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *Forest Ecology and Management* 131: 215–221.

Castellón, T. D., and K. E. Sieving. (2006a). Landscape history, fragmentation, and patch occupancy: models for a forest bird with limited dispersal. *Ecological Applications* 16, 2223–2234.

Castellón, T. D., and K. E. Sieving. (2006b) An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20:135–145.

Castellón, T. D., y Sieving, K. E. (2007) Patch network criteria for dispersal-limited endemic birds of south american temperate rain forest. *Ecological Applications*, 17(8), 2152-2163.

Castellón, T. D., y Sieving, K. E. (2012) Can Focal Species Planning for Landscape Connectivity Meet the Needs of South American Temperate Rainforest Endemics? *Natural Areas Journal*, 32(3), 316-324.

Chase, J.M. y Leibold, M.A. (2003) *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. The University of Chicago Press, Chicago, IL, USA

Chasko, G. G., y Gates, J. E. (1982) Avian habitat suitability along a transmission-line corridor in an oak-hickory forest region. *Wildlife Monographs*, 3-41.

Chen J, Saunders S., Crow, T., Naiman, R., Brososke, K., Mroz, G., Brookshire, B., Franklin, J. (1999) Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *BioScience* 49, 288–297

Collinge, S. K. (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36, 59–77.

Conaf, BIRF, Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Católica de Temuco (1999). Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe nacional con variables ambientales. Santiago, Chile.

De Santo, T.L., M.F. Willson, K.E. Sieving, and J.J. Armesto (2002) Nesting biology of tapaculos (Rhinocryptidae) in fragmented south-temperate rainforests of Chile. *Condor* 104:482-495.

Dennis R, Thomas CD (2000) Bias in butterfly distribution maps: the influence of hot spots and recorder's home range. *J Insect Conserv* 4: 73–77.

Didham, R. K. (2010) Ecological consequences of habitat fragmentation. eLS. John Wiley y Sons Ltd, Chichester. <http://www.els.net> [doi: 10.1002/9780470015902.a0021904]

Donoso, C., (1993) Bosques templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica. Universitaria, Santiago, Chile.

Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carre, G., Marquez, J.R.G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitao, P.J., Munkemuller, T., McClean, C., Osborne, P.E., Reineking, B., Schroder, B., Skidmore, A.K., Zurell, D., Lautenbach S. (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36 (1), 27–46

Duan, R. Y., Kong, X. Q., Huang, M. Y., Fan, W. Y., y Wang, Z. G. (2014) The predictive performance and stability of six species distribution models. *PloS one*, 9(11), e112764.

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, 481–494.

Elith J. y Leathwick, J.R. (2009) Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 40: 677-697.

Elith, J.; Phillips, S.; Hastie, T.; Dudik, M.; Chee, Y. y Yates, C. (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43-57.

Estades, C. (2007) Comunidades de aves en un mosaico de bosques naturales y artificiales, 69-81. En: *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Grez, A. (ed). Editorial Universitaria, Santiago.

Estades, C. F., y Temple, S. A. (1999) Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9(2), 573-585.

Ethier, K., y Fahrig, L. (2011) Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecology*, 26(6), 865-876.

Ewers, R. M. (2004) The extent of forest fragmentation in New Zealand and its effects on arthropod biodiversity. Ph.D. Thesis, University of Canterbury, Christchurch.

Ewers R.M. y Didham R.K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117–142.

Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology y Systematics*, 34 487-515.

Feduccia, A. y S. Olson (1982) Morphological similarities between the Menurae and Rhinocryptidae, relict passerine birds of the Southern Hemisphere. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 366:1-22.

Fitzpatrick, M. C., Gotelli, N. J., y Ellison, A. M. (2013) MaxEnt versus MaxLike: empirical comparisons with ant species distributions. *Ecosphere*, 4(5), 1-15.

Fjeldsâ, J. y N. Krabbe. (1990) *Birds of the high Andes*. Copenhagen: Zool. Mus., Univ. of Copenhagen y Svendborg: Apollo Books. 880 pp.

Fourcade, Y., Engler, J. O., Rödder, D., y Secondi, J. (2014) Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: a performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PloS one*, 9(5), e97122.

Gates, J.E. y Gysel, L. W. (1978) Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59, 871–883.

Gormley, A. M., Forsyth, D. M., Griffioen, P., Lindeman, M., Ramsey, D. S., Scroggie, M. P., y Woodford, L. (2011) Using presence-only and presence–absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 25-34.

Greze, A., y Galetto, L. (2011) Fragmentación del paisaje en América Latina: ¿En qué estamos? *Conservación biológica: perspectivas desde América Latina*. Editorial Universitaria, Santiago, 63-78.

Greze, A., Bustamante, R., Simonetti, J., y Fahrig, L. (1998) Landscape ecology, deforestation, and forest fragmentation: the case of the rui forest in Chile. *Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America*. <http://www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html> (electronic book).

Greze, A., Simonetti, J. A., y Bustamante, R. O. (2007). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. *Ciencia e investigación agraria*, 34, 159-159.

Greze, A., Smith-Ramírez, C., Armesto, J., y Valdovinos, C. (2005) El valor de los fragmentos pequeños de bosque maulino en la conservación de la fauna de coleópteros epigeos. *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria, 565-572.

Greze A., Zaviezo T., Tischendorf L. y Fahrig L. (2004) A transient, positive effect of habitat fragmentation on insect population densities. *Oecologia*, 141, 444–451.

Grinnell, J. (1917) Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist*, 51(602), 115–128.

Guisan A y Ne Zimmermann (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., y Cook, W. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052.

Haila, Y. (2002) A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12, 321–333.

Hames, R. S., Rosenberg, K. V., Lowe, J. D., y Dhondt, A. A. (2001) Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology*, 70(2), 182-190.

Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., y Kommareddy, A. (2013) High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853.

Hansen, M., Potapov, P., Margono, B., Stehman, S., Turubanova, S., Tyukavina, A. (2014) Response to Comment on “High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 344, 981.

Hanski, I. (1994) Patch–occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 9, 131–135.

Hanski, I., y Ovaskainen, O. (2002) Extinction debt at extinction threshold. *Conservation biology*, 16(3), 666-673.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., y Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 25(15), 1965-1978.

Hirzel, A., y Guisan, A. (2002) Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological modelling*, 157(2), 331-341.

Hirzel, A. H., y Le Lay, G. (2008) Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1372-1381.

Hutchinson, G. E. (1957a) *A Treatise in Limnology. Geography, Physics and Chemistry*, Vol. 1. John Wiley y Sons, NY.

Hutchinson, G.E. (1957b) Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology*, 22, 415–427.

INFOR (1994) *Boletín Estadístico. Estadísticas Forestales*. Instituto Forestal, Santiago.

IUCN-CEM 2016 (2016) The IUCN Red List of Ecosystems. N1. <<http://iucnrle.org>>. Downloaded on 07 March 2016.

Keith DA, Rodríguez JP, Rodríguez-Clark KM, Nicholson E, Aapala K, Alonso A, et al. (2013) Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. PLoS ONE 8(5): e62111. doi: 10.1371/journal.pone.0062111.

Kumar, S., Graham, J., West, A. M., y Evangelista, P. H. (2014) Using district-level occurrences in MaxEnt for predicting the invasion potential of an exotic insect pest in India. Computers and Electronics in Agriculture, 103, 55-62.

Kupfer, J. A. (1995) Landscape ecology and biogeography. Progress in Physical Geography 19, 18–34.

Lambeck, R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. Conservation biology, 11(4), 849-856.

Lara, A., Echeverría, C., Reyes, R., (2002) Bosques Nativos. Instituto de Asuntos Públicos, Universidad de Chile eds. Informe País. Estado del Medioambiente en Chile. Santiago, Chile, 127-160.

Lavergne, S., N. Mouquet., W. Thuiller., and O. Ronce. 2010. Biodiversity and Climate Change: Integrating Evolutionary and Ecological Responses of Species and Communities. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 41: 321–350.

Lens, L., Van Dongen, S., Norris, K., Githiru, M., y Matthysen, E. (2002) Avian persistence in fragmented rainforest. Science, 298(5596), 1236-1238.

Margono, B. A., Potapov, P. V., Turubanova, S., Stolle, F., y Hansen, M. C. (2014). Primary forest cover loss in Indonesia over 2000-2012. Nature Climate Change, 4(8), 730-735.

McGarigal, K. and Marks, B. (1994): FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure v2.0 (unpublished computer program user manual and guide , Oregon State University, Corvallis).

McGarigal, K. (2002) Landscape pattern metrics. Encyclopedia of environmetrics.

McGarigal K. y Cushman S.A. (2002) Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. Ecological Applications, 12: 335–345.

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., y González, M. (2016). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. Regional Environmental Change, 1-13.

Myers, N., y Knoll, A. H. (2001) The biotic crisis and the future of evolution. Proceedings of the National Academy of Sciences, 98(10), 5389-5392.

Myers, N., Mittermeyer, R.A., Mittermeyer, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.

Nagaraju, S. K., R. Gudasalamani., N. Barve., J. Ghazoul., G. K. Narayanagowda., and U. S. Ramanan. 2013. Do ecological niche model predictions reflect the adaptive landscape of species? A test using *Myristica malabarica* Lam., an endemic tree in the Western Ghats, India. *PLoS ONE*, 8(11): 1–13.

Newton, I. (1995) The contribution of some recent research on birds to ecological understanding. *Journal of Animal Ecology*, 64, 675–696.

Novak, M., A. Orchansky, R. Adams, W. Chen, and R. Ketler. (1997) Wind and temperature regimes in the b-5 clearing at the Sicamous Creek Silvicultural Systems Research Area: preliminary results from 1995. In *Sicamous Creek Silvicultural Systems Project: workshop proceedings*. C. Hollstedt and A. Vyse (editors). B.C. Min. For., Victoria, B.C. Work. Pap.

Pearson, R. G., y Dawson, T. P. (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global ecology and biogeography*, 12(5), 361-371.

Phillips, S. J.; Anderson, R. P. y Schapire, R. E. (2006) Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.

Phillips, S. y Dudík, M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31; 161-175.

Pickett, S.T.A. y Cadenasso, M.L. (1995) Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269: 331–334.

Pliscoff P., Luebert F., Hilger H.H., Guisan A. (2014) Effects of alternative sets of climatic predictors on species distribution models and associated estimates of extinction risk: a test with plants in an arid environment. *Ecological Modelling* 288 pp. 166-177.

Proosdij, A., Sosef, M., Wieringa, J., y Raes, N. (2015) Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography*, 38, 01-11.

Radosavljevic, A., y Anderson, R. P. (2014) Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of biogeography*, 41(4), 629-643.

Ries L, Fletcher RJJ, Battin J and Sisk TD (2004) Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 491–522.

Rueda, A. C., y Figueroa, J. A. (2003) Observations of aggressiveness and territoriality among species of Rhinocryptidae in a rain forest fragment in Southern Chile. *Ornitología Neotropical*, 14, 121-125.

Sedac – N.A.S.A. Wildlife Conservation Society - WCS, and Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University (2005) Last of the Wild Project, Version 2, 2005 (LWP-2): Global Human Footprint Dataset (Geographic). Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC).

Sieving K.E., Willson M.F. y de Santo T.L. (1996) Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *Auk* 113: 944–949.

Sieving K.E., Willson M.F. y de Santo T.L. (2000) Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conservation Biology* 14: 1120–1132.

Simonetti JA y JJ Armesto J. (1991) Conservation of temperate ecosystems in Chile: coarse versus fine-filter approaches. *Revista Chilena de Historia Natural* 64: 615-626.

Simonetti, J.A., M.T.K. Arroyo, A.E. Spotorno y E. Lozada (editores) (1995) *Diversidad biológica de Chile*. Comisión Nacional de Investigación de Investigación Científica y Tecnológica, Santiago, XII, 364 pp.

Smith-Ramírez, C., González, M. E., Echeverría, C., & Lara, A. (2015). Estado actual de la restauración ecológica en Chile: perspectivas y desafíos. *Anales del Instituto de la Patagonia* (Vol. 43, No. 1, pp. 11-21). Universidad de Magallanes.

Soto-Mora, F., Urrutia, J. (2010) Evaluación del estado de conservación de cuatro especies de aves de la familia Rhinocryptidae en un área silvestre protegida en el Sur de Chile. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 26(2): 401-414

Sullivan, B.L., Wood, C.L., Iliff, M.J., Bonney, R.E., Fink, D. y Kelling. S. (2009) eBird: a citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation* 142: 2282-2292.

Strayer, D. L., Power, M. E., Fagan, W. F., Pickett, S. T., y Belnap, J. (2003) A classification of ecological boundaries. *BioScience*, 53(8), 723-729.

Tropek, R., Sedláček, O., Beck, J., Keil, P., Musilová, Z., Šimová, I., y Storch, D. (2014) Comment on “High-resolution global maps of 21st-century forest cover change”. *Science*, 344(6187), 981-981.

Tuff, K. T., Tuff, T., y Davies, K. F. (2016) A framework for integrating thermal biology into fragmentation research. *Ecology letters*, 19, 361-374.

Turner, M.G. (1990) Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4(1): 21–30, doi:10.1007/BF02573948.

Turner, M.G.; Gardner, R.H. Y O’neill, R.V. (2001) *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag New York, Inc. United States of America, 401.

Tyukavina, A., Baccini, A., Hansen, M. C., Potapov, P. V., Stehman, S. V., Houghton, R. A. y Goetz, S. J. (2015) Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012. *Environmental Research Letters*, 10(7), 074002.

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (2007) Lista roja de especies amenazadas. Gland, Suiza, 217.

Verboom, J., Foppen, R., Chardon, P., Opdam, P., y Luttikhuisen, P. (2001) Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological conservation*, 100(1), 89-101.

Vergara, P. M., y Simonetti, J. A. (2003) Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecologica*, 24(5), 285-288.

Vergara, P. M., Pérez-Hernández, C. G., Hahn, I. J., y Soto, G. E. (2013) Deforestation in central Chile causes a rapid decline in landscape connectivity for a forest specialist bird species. *Ecological research*, 28(3), 481-492.

Vuilleumier, F. (1985) Forests birds of Patagonia: ecological geography, speciation, endemism, and faunal history. *Ornithological Monographs*, 36: 255-305.

Willis, K.J. y Whittaker, R.J. (2002) Species diversity — scale matters. *Science*, 295, 1245–1248.

Wilson, E. O., y Bossert, W. H. (1971). *A primer of population biology* (Vol. 3, No. 4.2). Sunderland: Sinauer Associates.

Willson, M. F., y Armesto, J. J. (2003) Efectos de la fragmentación de bosques para las aves de los bosques australes chilenos. *Ambiente y Desarrollo (Chile)*, 19, 54-59.

Willson, M. F. (2004) Loss of habitat connectivity hinders pair formation and juvenile dispersal of Chucao tapaculos in Chilean rainforest. *The Condor*, 106(1), 166-171.

Willson, M.F., De Santo, T.L., Sabag, C. y Armesto, J.J. (1994) Avian communities of fragmented south-temperate rainforest in Chile. *Conservation Biology*, 8, 508–520.

Wittmann, M. E., M. A. Barnes., C. L. Jerde., L. A. Jones., and D. M. Lodge. 2016. Confronting species distribution model predictions with species functional traits. *Ecology and Evolution* 6:873–879.

Wold, S., Sjoström, M. y Eriksson, L. (2001) Basic tools of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 58, 109–130.

Wolff JO, Schaub EM, Edge WD. (1997) Effects of habitat loss and fragmentation on the behavior and demography of gray-tailed voles. *Conservation Biology*, 11, 945–56

Xu, T. y Hutchinson, M (2012) New developments in the ANUCLIM bioclimatic modelling package. *International Congress on Environmental Modelling and Software (iEMSs 2012)*, ed. R. Seppelt, A.A. Voinov, S. Lange, D. Bankamp, International Environmental Modelling y Software Society, Leipzig Germany, 374-381.

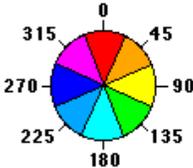
Zhang, X., Friedl, M. A., Schaaf, C. B., Strahler, A. H., Hodges, J. C., Gao, F., Huete, A. (2003) Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote sensing of environment*, 84(3), 471-475.

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

Zhao, Y., Fenga, D., Le Yua, X., Wangb, Y., Chenc, Yuqi Baia, H., Hernández, J., Galleguillos, M., Estades, C., Gregory S. Biging, John D. Radkeg, Peng Gong (2016) Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. *Remote Sensing of Environment*, 183, 170-185.

Ziegler, A. D., Phelps, J., Yuen, J. Q. I., Webb, E. L., Lawrence, D., Fox, J. M., Bruun, T. B., Leisz, S. J., Ryan, C. M., Dressler, W., Mertz, O., Pascual, U., Padoch, C., Koh, L. P. (2012) Carbon outcomes of major land-cover transitions in SE Asia: Great uncertainties and REDD+ policy implications. *Glob. Change Biol.* 18, 3087–30.

10 Anexos

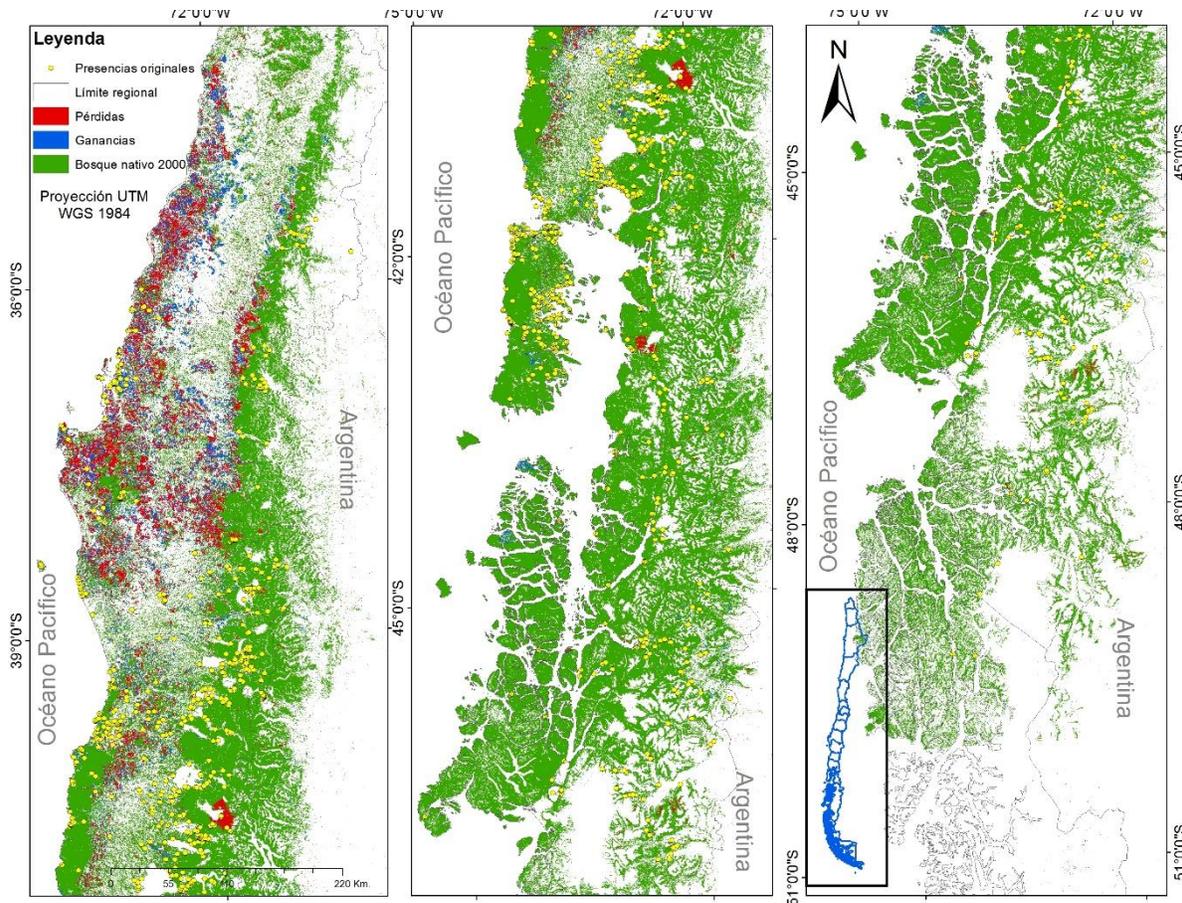
Abreviación	Nombre de la variable	Unidad de medida
Exposición*	<p>Steepest downslope direction for each cell on a surface. It is measured clockwise in degrees from 0 (due north) to 360 (again due north), coming full circle. Flat areas are identified as -1. (Burrough and McDonell, 1998).</p> 	Grados (-1 a 360°)
Pendiente*	Slope of each cell of a raster surface	Grados (0-90°)
Modelo digital de elevación (MDE)*	Modelo (SRTM 3) formato ráster	Metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m)
Huella humana a escala global*	Human footprint-influence index. Anthropogenic impacts over the most important biomes in the world. Obtained from SEDAC-CIESIN. Consist of Human Influence Index (HII) which weigh population density, built-up areas, nighttime lights, land use/land cover coastlines, roads, railroads, and navigable rivers.	Desde 0 a 100, 0 es la zona menos intervenida del bioma (zona más salvaje), y 100 la zona más intervenida por el hombre.
Usos de suelo	Land Cover CHILE 2014 (Zhao et al., 2016). It covers the entire country.	Clases de coberturas de suelo
BIO 1	Annual Mean Temperature	Grados celcius
BIO 2*	Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))	Grados celcius
BIO 3*	Isothermality (BIO2/BIO7) (* 100). It represents the variability of the temperature.	Adimensional
BIO 4	Temperature Seasonality (standard deviation *100)	Grados celcius
BIO 5	Max Temperature of Warmest Month	Grados celcius

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.

BIO 6	Min Temperature of Coldest Month	Grados celcius
BIO 7	Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)	Grados celcius
BIO 8*	Mean Temperature of Wettest Quarter	Grados celcius
BIO 9	Mean Temperature of Driest Quarter	Grados celcius
BIO 10*	Mean Temperature of Warmest Quarter	Grados celcius
BIO 11	Mean Temperature of Coldest Quarter	Grados celcius
BIO 12	Annual Precipitation	Milímetros
BIO 13	Precipitation of Wettest Month	Milímetros
BIO 14	Precipitation of Driest Month	Milímetros
BIO 15	Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)	Cuociente
BIO 16	Precipitation of Wettest Quarter	Milímetros
BIO 17*	Precipitation of Driest Quarter	Milímetros
BIO 18	Precipitation of Warmest Quarter	Milímetros
BIO 19*	Precipitation of Coldest Quarter	Milímetros

Anexo 1: En negrita, variables utilizadas en el modelo final, posterior selección estadística de colinealidad.

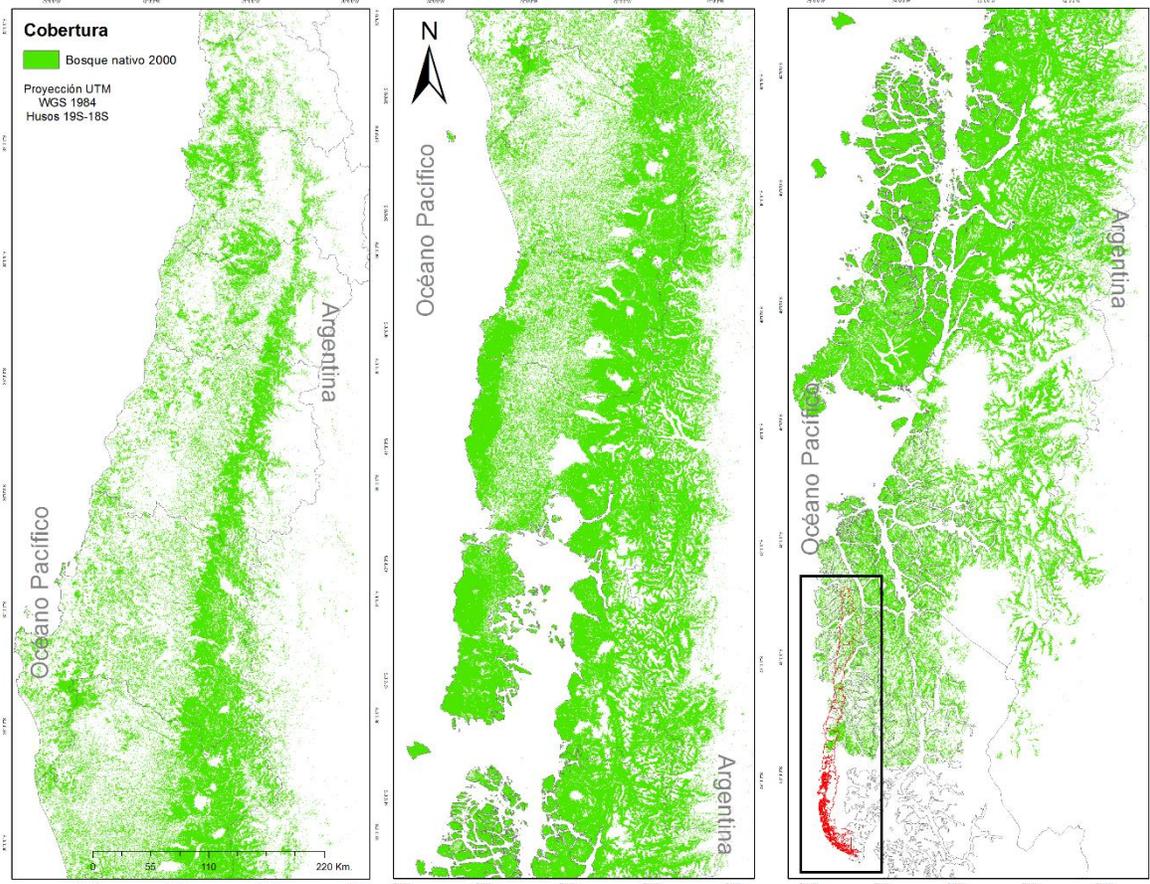
Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.



Anexo 2: Extensión de bosques, ganancias y pérdidas 2000-2014, puntos de presencia iniciales (1441).

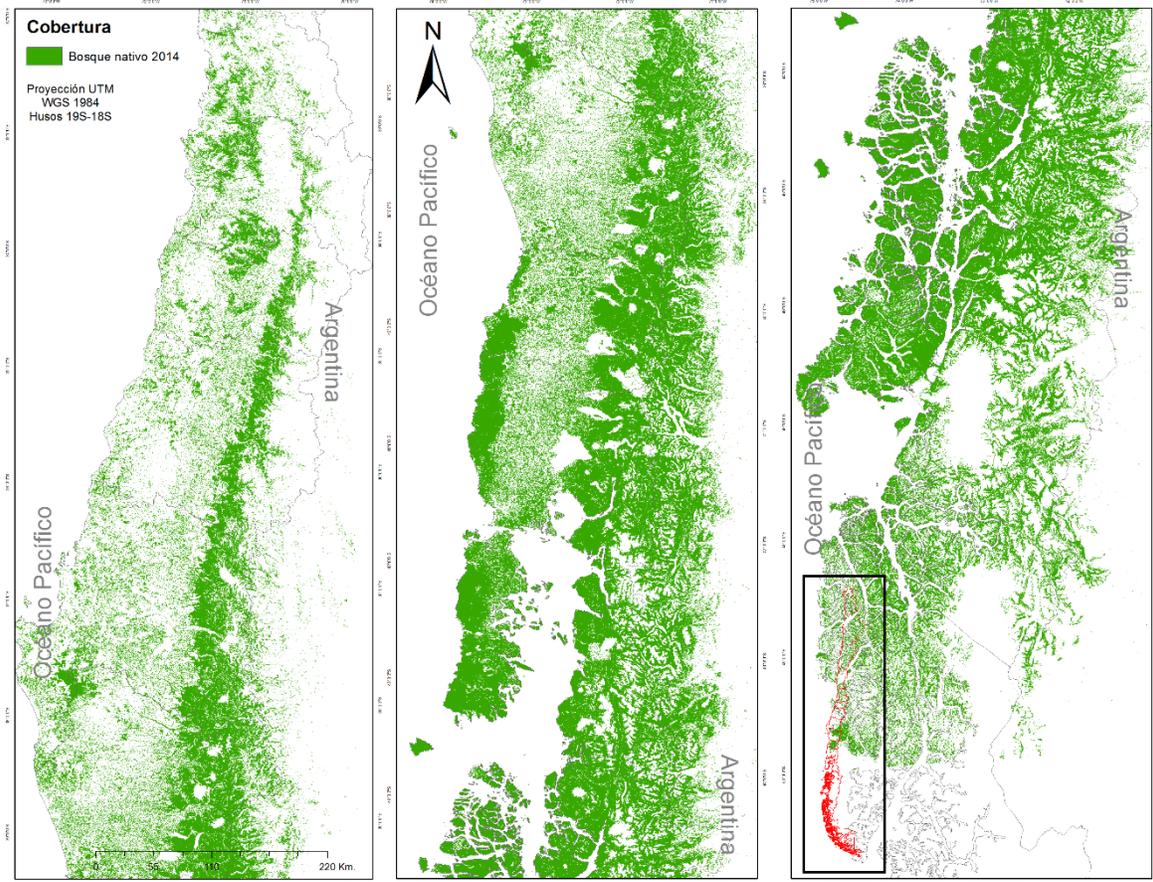
Extensión de bosques, ganancias y pérdidas de masa forestal. Superposiciones entre ganancias y pérdidas obedecen a las rápidas dinámicas de la industria forestal, donde superficies de diversa extensión pasan de un estado de bosque a no bosque (tala rasa y raleo) y luego a renovals en pocos años, que son identificados nuevamente como bosques. Elaboración propia en base a Global Forest Change.

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.



Anexo 3: Extensión de bosque nativo en año 2000. Elaboración propia en base a Global Forest Change.

Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (*Scelorchilus rubecula*) como especie focal.



Anexo 4: extensión de bosque nativo en año 2014. Elaboración propia en base a Global Forest Change.