



UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Arquitectura y Urbanismo
Escuela de Pregrado
Carrera de Geografía

EVALUACIÓN DE LAS ÁREAS DE MAYOR IMPORTANCIA PARA LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA DE LAS POBLACIONES DE *PUDU PUDA* EN LA ISLA GRANDE DE CHILOÉ

Memoria para optar al título de geógrafa

JULIETA MAREGATTI FERNANDEZ.

Profesora guía: Dra. Eugenia M. Gayo

Proyecto ANID PIA/BASAL FB210006 (IEB).

SANTIAGO – CHILE 2023

*Dedicado al pudú, quien cautivó y enterneció mi corazón,
Y a la fauna, que persiste y resiste a la incesante depredación humana.*

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecer a mi familia. A mis padres Carolina y Claudio, por su apoyo y amor incondicional, por darme la vida y todas las herramientas necesarias para poder vivirla. A Adonis, por su compañía perfecta y silenciosa, y por dormir la siesta conmigo cuando era posible. A Nelly, Willy y Pablo, por su preocupación y cariño constante, a Andrea, mi tía, por estar presente con su amor a pesar de la distancia.

En segundo lugar, agradecer a mis amigas Moira y Belén, por acompañarme desde el primer momento en que pise la FAU y mostrarme una amistad tan bonita. Por haberme amado y contenido durante todo este tiempo y ojalá que por mucho tiempo más. A Lukas y Benito, por escucharme y cuidarme, de su amistad estoy muy agradecida.

A mis niños lindos: Luis, Mauricio y Camilo, por tantos momentos bonitos, aprendizajes, viajes y por hacerme reír tan fuerte. A la Fernanda, por su compañía, contención y por haberme dado la posibilidad de conocerla y quererla tanto.

También agradecerles a mis amigos de la vida, Carolina y Fabián, que a pesar de las dificultades de tiempos han estado conmigo durante tantos años.

A mi primo Nicolas y a los amigos con los cuales nunca faltaron las risas, las buenas conversaciones, ni la cerveza bien fría: Paulo, Leiwito, Andrés. A FutbolFAU y a mis arquiamigos Francisco, Mauricio y Santiago, que dejaron una gran huella en mi corazón.

A todas las lindas personas con las que tuve la suerte de coincidir durante todo este proceso y contribuyeron en hacer de estos años los más hermosos de mi vida hasta ahora.

También agradezco a Eugenia, que me guió en este proceso, por su compromiso, conocimientos y paciencia. Y a los maravillosos profesionales que me ayudaron desinteresadamente: Patricio Pliscoff, Gino Sandoval, Jaime Jiménez y Ricardo Goye, sin los cuales no hubiese sido posible concluir esta memoria.

Finalmente, agradecer a la ONG Chiloé Protegido por abrirme sus puertas y realizar una labor tan preciosa como es ayudar a la fauna accidentada de Chiloé.

Esta memoria contó con el apoyo del proyecto ANID PIA/BASAL FB210006 (IEB).

RESUMEN

La conectividad del hábitat es un factor crítico para la conservación de la biodiversidad. Los paisajes fragmentados interfieren en los procesos vitales de las especies, dificultando el desplazamiento y limitando el hábitat disponible. El pudú (*Pudu pudu*), es un ciervo endémico de los bosques templados del sur de Chile y enfrenta desafíos significativos debido a la degradación y fragmentación en su rango de distribución. Esta memoria se enfoca en analizar la conectividad funcional del hábitat como un componente clave en la conservación del pudú en la isla grande de Chiloé. Para ello, se utilizaron herramientas de ecología espacial, análisis geoespaciales y modelos de conectividad.

Los núcleos de hábitat fueron determinados mediante la modelación del nicho fundamental, el cual se encontró distribuido diagonalmente en el centro de la isla asociados a las probabilidades más altas de presencia. En contraste, se identificaron áreas notoriamente fragmentadas y con grandes extensiones de matriz, debido principalmente a cambios en los usos de suelo, degradación de la cobertura vegetal y desarrollo de infraestructuras antrópicas. Se reconocieron tres áreas prioritarias para la disponibilidad de hábitat y la conectividad, distribuidas en diferentes sectores y conformadas por núcleos y corredores potenciales de características heterogéneas. Dentro de ellas, destaca un sistema central conformado por dos núcleos extensos que se superponen a las áreas de mayor probabilidad de nicho, y al sector de menor dificultad de desplazamiento que los une. También destacan dos zonas ubicadas en el este de la isla con aglomeraciones de núcleos de alto valor ecológico.

Este estudio proporciona una base para la planificación y la toma de decisiones, destacando la importancia de abordar la fragmentación del hábitat y promover medidas efectivas para garantizar la viabilidad de las poblaciones de pudú en el tiempo.

INDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO I: PRESENTACIÓN.....	7
1.1 Introducción	7
1.2 Problemática.....	9
1.3 Objetivos.....	11
1.3.1 Objetivo General	11
1.3.2 Objetivos Específicos.....	11
CAPÍTULO II: ESTADO DEL ASUNTO.....	12
2.1 Ecología del paisaje.....	12
2.2 La conceptualización de paisaje como “Parche-Matriz-Corredor”	13
2.3 Concepto y modelación del nicho ecológico.....	15
2.4 Especie focal: Pudu Puda.....	16
2.5 Pudú y cambios en la ecología del paisaje.....	18
CAPÍTULO III: MARCO METODOLÓGICO.....	20
3.1 Área de estudio.....	20
3.2 Resumen metodológico.....	1
3.3 Modelado de nicho ecológico potencial.....	1
3.3.1 Datos de ocurrencia	1
3.3.2 Variables predictivas.....	2
3.3.3 Ajustes de colinealidad	2
3.3.4 Implementación modelo de nicho.....	3
3.3.5 Evaluación del modelo.....	3
3.4 Identificación núcleos de hábitat y corredores ecológicos	3
3.4.1 Análisis de la conectividad: Teoría de grafos	4
3.4.2 Delimitación de los parches de hábitat	4
3.4.3 Matriz de resistencia y rutas de menor costo.....	4
3.4.5 Índice de área conexas equivalente EC (PC) e Índice de Fragmentación.....	6
CAPÍTULO IV: RESULTADOS.....	7
4.1 Modelo de Nicho ecológico.....	7
4.2 Caracterización núcleos de hábitat, matriz y corredores	9
4.3 Priorización de núcleos y corredores de hábitat potenciales	13
CAPÍTULO V: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	16
5.1 Discusión.....	16
5.2 Conclusiones.....	19

BIBLIOGRAFÍA	20
ANEXOS	29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°1: Elementos del paisaje en marco del modelo de mosaico matriz-parche-corredor	13
Figura N°2: Formas de facilitar la conectividad del hábitat.....	15
Figura N°3: Fotografías de <i>P. puda</i> y sus amenazas más recurrentes.....	17
Figura N°4: Cartografía Área de estudio.	21
Figura N°5: Esquema metodológico.....	1
Figura N°6:Gráfico de porcentajes contribución variables modelo final.....	7
Figura N°7:Gráfico de porcentajes contribución variables modelo final.....	8
Figura N°8:Cartografía del modelo de nicho ecológico.....	9
Figura N°9:Núcleos de hábitat potenciales y la matriz	10
Figura N°10:Núcleos de hábitat según sus porcentajes de uso y cobertura de suelo	11
Figura N°11:Composición de la matriz en base a los usos y coberturas reclasificadas.....	12
Figura N°12:Núcleos y corredores categorizados en base a dPCK.....	13
Figura N°13:Núcleos y Corredores de mayor importancia para la conectividad.....	15

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1:Categorías reclasificadas de uso y coberturas de suelo y sus valores en la matriz de resistencia.....	5
Tabla N°2: Total de parches y áreas por comunas.....	11
Tabla N°3: Extensión corredores potenciales.....	12

CAPÍTULO I: PRESENTACIÓN

1.1 Introducción

En relación con el impacto antropogénico sobre los ecosistemas se han precisado nuevos conceptos para definir un espacio de acción seguro para las presentes y futuras generaciones humanas. Uno de ellos corresponde a los *límites planetarios*, los cuales dan cuenta de nueve procesos fundamentales para la estabilidad del Sistema Terrestre, enfatizando en aquellos umbrales que no pueden traspasarse pues ponen en riesgo su habitabilidad. Dentro de estos límites se encuentra la tasa de pérdida de diversidad biológica, la cual ya ha sido transgredida, representando un daño ambiental en sí mismo y un potencial desencadenante de cambios ambientales abruptos a nivel planetario (Rockström et al, 2009).

Una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad es el reemplazo de las coberturas naturales, proceso que genera efectos devastadores en la disponibilidad de hábitat requerido para la subsistencia de las diferentes especies que componen los ecosistemas (Aguayo et al, 2009). Los procesos de modificación se asocian en gran medida al cambio en el uso del suelo, que ha involucrado la conversión de la cobertura original para el desarrollo de diferentes actividades humanas (Ruiz, Savé & Herrera, 2013). Dentro de las diferentes formas de cambios de uso de suelo, una de las principales se relaciona a la expansión agrícola para el cultivo y la ganadería, la cual utiliza un tercio de la superficie terrestre (IPBES, 2019).

La degradación de la vegetación, y por tanto la pérdida de hábitat, se encuentra directamente relacionada a la fragmentación de los ecosistemas, transformando el paisaje en una estructura de parche aislados que intervienen el flujo ecológico y genético de las poblaciones (Puerta-Piñero, Brotons, Zamora & Diaz, 2013). En efecto, el proceso de fragmentación conlleva alteraciones en la composición, estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas. Por ejemplo, reduce la dispersión de las poblaciones, impactando el acceso a recursos como alimentación, áreas de refugio o de reproducción (Gurrutxaga, 2006, Gurrutxaga, 2008). También incrementa la representación de especies generalistas en desmedro de las especialistas, o bien facilita la presencia de especies invasoras (Gurrutxaga, 2006). Las modificaciones del paisaje dadas por la extracción de recursos pueden además incrementar la degradación de los hábitats remanentes, exacerbando los impactos, (Jaña, Celiz, Gutiérrez, Cornelius & Armesto, 2006) lo que a su vez impone retos a la conservación.

En la presente memoria se identifican potenciales áreas prioritarias para conservación de la conectividad funcional para el pudú (*Pudu puda*) en la Isla grande de Chiloé. Considerando el contexto regional en que se enmarca esta memoria, el nicho fundamental se concibe como una red de parches de hábitat que deben permanecer conectados, para así asegurar la conservación de poblaciones viables en el tiempo. En la práctica, el paisaje se conceptualiza como una estructura de parche-matriz-corredor, y el nicho fundamental representa los nodos de hábitat. Al mismo tiempo, se estimaron las rutas de menor costo para identificar los potenciales corredores dentro de la matriz, considerando la dificultad de desplazamiento según diferentes coberturas de suelo. Así, esta memoria busca establecer un estudio exploratorio que nos

aproxime a determinar las áreas críticas para la conservación del pudú dentro de un paisaje fragmentado de la Isla Grande de Chiloé. En este sentido, se pretende aportar elementos poco estudiados en Chile, pudiendo proporcionar información clave para la protección de una especie con altos elevados riesgos de extinción debido a las acciones directa o indirectamente ligadas a las actividades humanas.

1.2 Problemática

Debido a sus particularidades geográficas, Chile es considerado una isla biogeográfica. Se indica que casi el 25% de las especies presentes en el territorio son endémicas (Ministerio de Medio Ambiente, 2017), y de ellas casi el 65% se encuentra actualmente amenazadas (Ministerio de Medio ambiente, 2019). En la totalidad del país ha existido históricamente una constante presión sobre los ecosistemas, a través del cual se ha erosionado y reemplazado el bosque nativo, suscitando la pérdida generalizada de la cobertura vegetal a través de diferentes actividades antrópicas (Armesto et al, 2010; Gayo et al, 2019). Considerando estos altos porcentajes de endemismo y el contexto de cambio climático, proteger la biodiversidad debería ser un desafío constante para todos los territorios.

La Isla Grande de Chiloé representa particularmente un área de gran interés en términos de flora y fauna, identificando la presencia de diversas especies endémicas (CONAF, 2022). Sin embargo, debido a la acción principalmente antrópica, el bosque nativo ha sido degradado y fraccionado (Hormazábal, 2006), comprometiendo inevitablemente la conservación de su flora y fauna nativa. En efecto, los bosques templados de Chiloé se encuentran en riesgo, a pesar de ser uno de los ecosistemas más importantes para la conservación global de la biodiversidad (Myers, Mittermeier, A., Mittermeier, R., Fonseca & Kent, 2000).

En la actualidad las áreas rurales de la isla se encuentran compuestas por parches remanentes de bosques nativo con diferentes características relacionadas a su tamaño, forma, distancias y degradación (Jaña et al, 2006; Aravena, Carmona, Pérez & Armesto, 2002). La fragmentación es particularmente evidente en el sector noreste, aunque existe una degradación generalizada de la cobertura forestal asociada principalmente a usos agrícolas y ganaderos, sumada a la disminución de la capacidad productiva y regenerativa de los bosques (Hormazábal, 2006). Precisamente, estos procesos de segmentación han construido un paisaje rural compuesto por fragmentos de remanentes de bosques en diferentes estados de sucesión, como bosques perturbados en las últimas décadas, rodales de crecimiento rápido, bosques de sucesión tardía y masas arbóreas antiguas (Aravena et al, 2002).

Dentro de los bosques templados de Chiloé son particularmente abundantes los individuos de pudú (*P. puda*) (Jiménez, 2010), una especie de ciervo endémico del sur de Chile y Argentina que habita el sotobosque denso (Celis, Ippi, Charrier & Garín, 2011). En Chile, su distribución se encuentra acotada entre las regiones del Maule y Aysén. Datos preliminares indican que las poblaciones han disminuido sostenidamente, a pesar de tratarse de una especie catalogada como amenazada según las categorías de la lista roja de la Unión internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN] (Silva-Rodríguez, Pastore, Jiménez; 2016), el cual es un indicador de la salud de la biodiversidad a nivel global (IUCN, 2023).

Se estima que aproximadamente el 90% del hábitat original del pudú ha desaparecido (Jiménez, 2010). Entre las principales amenazas que afectan a esta especie se encuentran los atropellos vehiculares, ataques de perros, la caza ilegal, pérdida y fragmentación de su hábitat y el cambio climático (Comité pro-Defensa de la Flora y Fauna, 2021). A esto se suman factores particulares del territorio chilote, específicamente relacionadas con el incremento en las parcelaciones y

loteos de las áreas periurbanas (Parra, 2022), y la fragmentación generalizada de los bosques templados. En este sentido, considerando las características y hábitos del pudú, la conservación de los parches de bosques templados y su conectividad constituye una estrategia clave para mantener la funcionalidad, estructura y composición de las comunidades biológicas de la isla de Chiloé (Zúñiga & Jiménez, 2018).

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

Evaluar las áreas de mayor importancia para garantizar la conservación de la conectividad ecológica para el pudú en la Isla grande de Chiloé.

1.3.2 Objetivos Específicos

(1) Determinar el nicho ecológico fundamental para *P. puda* en la Isla grande de Chiloé

(2) Identificar los potenciales núcleos de hábitat y corredores ecológicos para su conservación ecológica.

CAPÍTULO II: ESTADO DEL ASUNTO

2.1 Ecología del paisaje

Esta memoria se enmarca dentro de la ecología del paisaje, disciplina que analiza las características estructurales y morfológicas del entorno biofísico, proporcionando información sobre cambios a diferentes escalas espacio-temporales (Vila, Varga, Llausas & Ribas, 2006). Así, concibe al paisaje como un sistema sujeto a constantes transformaciones desencadenadas por perturbaciones naturales y antrópicas (Gurrutxaga & Lozano, 2008).

Existen diversas conceptualizaciones del paisaje (Véase Armenteras & Vargas, 2016) que ofrecen abstracciones a través de diferentes prismas teóricos. Visto como unidad de investigación, éste representa una escala espacial que varía en su estructura dependiendo del organismo que se está estudiando (Dunning, Danielson & Pulliam, 1992). En el contexto de la ecología del paisaje, se define como un mosaico terrestre (Forman, 1995) de parches de hábitat (Dunning et al, 1992). En efecto, Barnes (2000) indica que el paisaje constituye un mosaico de parches de hábitat en los cuales un organismo desarrolla funciones de desplazamiento, asentamiento y reproducción. Otros autores lo definen como una *“porción heterogénea de territorio constituida por ecosistemas que interaccionan entre sí”* (Forman & Godron, 1986). Dicha heterogeneidad obedece a diferentes perturbaciones naturales que transforman continuamente los territorios (Santos & Tellería, 2006). Pese a ello, es el factor antrópico el que amplifica la existencia del mosaico de parches, así como la acentuación de los límites de estos (Forman & Godron, 1981).

Uno de los procesos más notorios dentro de los cambios del paisaje es efectivamente la pérdida de hábitat, ya sea por la disminución de los fragmentos existentes, su desaparición total o por la escasa conectividad del paisaje (Valdés, 2011; Pascual-Hortal y Saura, 2006). Si esto se mantiene a través del tiempo, la cantidad de área disponible para cada especie disminuye progresivamente, conduciendo inevitablemente a la fragmentación del paisaje (Valdés, 2011). En este sentido, una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad a nivel mundial es precisamente la fragmentación de los bosques naturales (Turner, 1996). Si bien este proceso ocurre por perturbaciones naturales (erupciones volcánicas, terremotos, incendios), las transformaciones antrópicas como construcción de barrera artificiales (autopistas, urbanización, parcelaciones), degradación de la cobertura vegetal y cambios en el uso del suelo suelen ser los principales factores detrás de la fragmentación del paisaje (e.g., Forman, 1995; Arroyave et al, 2013). No obstante, el grado de implicación de la pérdida de conectividad depende también de las características propias de la especie, como el grado de especialización de su hábitat y sus capacidades propias de dispersión (Gurrutxaga, 2003).

De acuerdo con Bernés (2000), existen dos componentes en la fragmentación: La reducción del hábitat interior y la disminución en la conectividad de los parches. Santos & Tellería (2006) plantean la extinción de especies como una seguidilla de extinciones a escala regional, la cual se encuentra asociada por una parte a la disminución progresiva de las poblaciones que habitan en los parches fragmentados, y también a procesos de extinción local por la pérdida definitiva de las poblaciones aisladas. Por lo tanto, la fragmentación del hábitat puede ser entendida como

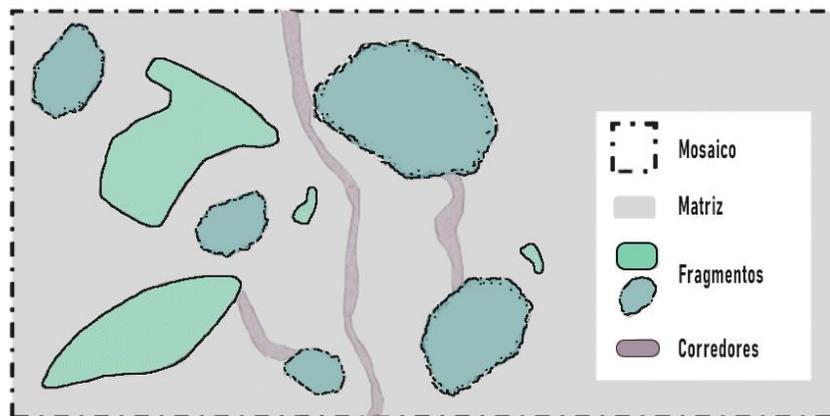
una modificación de la estructura y configuración de los hábitats, conllevando la transformación de los que inicialmente fueron dominante y continuos, en pequeños conjuntos de parches o fragmentos dentro del paisaje, los cuales pasan a conformar nuevos hábitats reducidos (García, 2011). Así, la conectividad determina la superficie real de hábitat disponible para la persistencia y perpetuación de un organismo dentro de un territorio (Saura, 2013). Ciertamente, la reducción en la conectividad restringe la capacidad de dispersión de una especie y limita el acceso a recursos para la alimentación, refugio y reproducción (Gurrutxaga & Lozano, 2006). Más aún, puede comprometer el intercambio genético entre diferentes poblaciones y disminuir su capacidad de recuperación frente a perturbaciones. Sin embargo, la disponibilidad de hábitat para una determinada especie puede verse dificultada debido a la baja conectividad del paisaje, pero también si los hábitats conectados son muy escasos en su extensión o cantidad (Pascual-Hortal y Saura, 2006).

En concreto, la conectividad es una propiedad de la interacción que se genera entre las especies y el paisaje (Taylor, Fahrig & With, 2006), representando el grado en el que el paisaje facilita o dificulta el movimiento a través de los parches de hábitat existentes dentro de una matriz (Taylor, 1993; Saura, 2013). En función de esto, se puede considerar la existencia de dos tipos de conectividad del paisaje. En primer lugar, la conectividad estructural, referida a la relación física que existe entre los parches. Mientras que la conectividad funcional constituye la respuesta de una especie frente a la estructura del paisaje (Taylor et al, 2006). Gran parte de las consecuencias biológicas y ecológicas de la reducción de la conectividad aquí referidas se relacionan con este segundo tipo.

2.2 La conceptualización de paisaje como “Parche-Matriz-Corredor”

Conforme a la conceptualización del paisaje como un mosaico heterogéneo, resulta necesario adoptar una perspectiva que se ajuste al fenómeno aquí examinado: El impacto de la pérdida de hábitat y la fragmentación sobre la distribución del pudú. En relación con lo planteado por Forman (1995), el paisaje conforma un mosaico fluido compuesto por tres elementos básicos: matriz, parches y corredores (Ver Figura N°1).

Figura N°1: Elementos del paisaje en marco del modelo de mosaico matriz-parche-corredor.



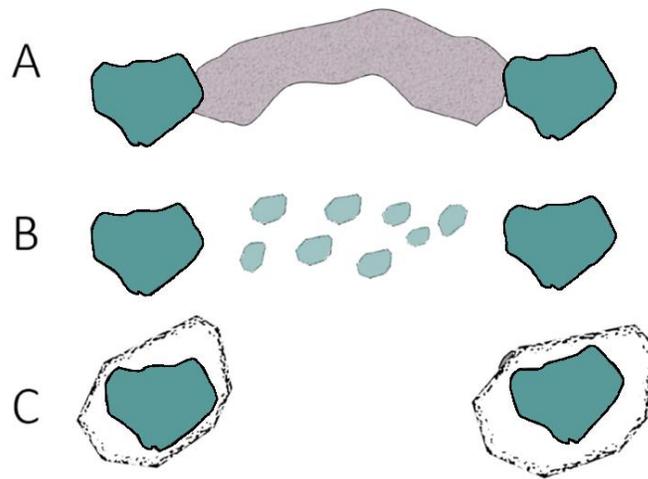
Fuente: Elaboración propia (2023) en base a Armenteras & Vargas (2016).

La matriz es la parte dominante del paisaje, en ella se encuentran inmersos los parches y los corredores. Las principales características de la matriz son la densidad, forma de los límites, redes y heterogeneidad. Ocupa una mayor extensión, por lo cual es fundamental en términos funcionales del hábitat, siendo muy probable que no se pueden satisfacer bien las necesidades de las especies si es que no se considera la matriz de fondo (Barnes, 2000). En la práctica, se trata del espacio que queda entre los parches de hábitat resultante de los cambios y la fragmentación progresiva de un hábitat que fue continuo (Herrera, 2011), cumpliendo funciones en la conectividad y el flujo de las especies, en medida que determina la distancia entre los parches o el tipo de cobertura y, por tanto, impone las dificultades que una especie debe confrontar para desplazarse dentro del paisaje. Además, puede ser usada como un sitio de descanso para las especies que se desplazan entre parches. De hecho, Forman (1995) sugiere que la tasa de extinción en poblaciones disyuntas disminuye inversamente con el tamaño del parche, mientras que la capacidad de dispersión aumenta con la conectividad de los parches dentro de la matriz, una matriz adecuada o una mejor distancia entre parches.

Por su parte, los parches son comunidades biológicas que se encuentran rodeados por una matriz circundante que posee una estructura o composición diferente en comparación a lo que les rodea, pudiendo tener diferentes factores causantes, tipologías y características (Forman y Goldron 1981; Barnes, 2000). Estos cumplen un rol importante dentro del mosaico (Forman, 1995) proporcionando, por ejemplo, hábitat y refugio (Forman, 1995). En este contexto, Barnes (2000) demuestra que el tamaño de los parches es un factor preponderante para la provisión de hábitat, ya que su extensión determina la cantidad de energía que se puede almacenar, ya sea de recursos como de la cantidad de especies que pueden habitarlo. Asimismo, las características del margen de los parches, el cual contrasta la alta calidad de hábitat del interior del parche con una menor calidad en la matriz (Santos & Tellería, 2006), favoreciendo a especies generalistas o cazadoras, y no así a especies del interior que tienen requerimiento de hábitat diferentes o tipos de hábitat específicos, en los cuales el borde se encuentra asociado a exposición y peligro para la especie (Barnes, 2000).

Finalmente, el corredor es una franja de composición diferente a la matriz. Funcionalmente es el elemento paisajístico cuya finalidad principal es la conexión de parches con características similares facilitando el desplazamiento de organismos (Ver figura N°2A) (Barnes, 2000; Gurrutxaga & Lozano, 2008) y proporcionado hábitat, alimento y refugio frente a depredadores (Forman & Godron, 1981). Si bien pueden actuar como barreras para la movilidad de especies especialistas (Barnes, 2000), en general se conceptualizan como una unidad que favorece el flujo de biota o como unas redes interconectadas que proporcionan flujos migratorios (Forman & Godron, 1981). Su funcionalidad está determinada por su disposición espacial, la extensión y configuración, pero además por su estado de conservación (Gurrutxaga, 2014). No obstante, la conectividad entre de los parches es un proceso que también puede ocurrir a través de la existencia de pequeños parches aislados interconectados (Ver figura N°2B) o aumentando el perímetro de un parche existente (Ver figura N°2C) (Armenteras & Vargas, 2016).

Figura N°2: Formas de facilitar la conectividad del hábitat.



- A) Generar corredores entre dos parches aislados B) Mejorar la matriz mediante parches de menor tamaño
C) Aumento del tamaño del parche

Fuente: Elaboración propia (2023) en base a Armenteras & Vargas (2016) del Modelo de redes ecológicas de Opdam.

2.3 Concepto y modelación del nicho ecológico

El concepto de nicho ecológico ha sido muy utilizado desde principios del siglo XX para abordar diversos problemas relacionados a la ecología de poblaciones y comunidades, como la distribución de especies (Soberón & Miller, 2009). Existen múltiples aproximaciones hacia este concepto, la elección de su definición no debe ser aleatoria y se encuentra condicionada por los alcances de una investigación propuesta (Milesi & López, 2005).

Peterson et al. (2011) definen que las principales diferencias en el concepto dependen de tres puntos interrelacionados: "(1) el significado de "existir indefinidamente", (2) qué tipo de variables constituyen el hipervolumen, y (3) la naturaleza de los bucles de retroalimentación entre una especie y las variables que componen el hipervolumen".

Algunas conceptualizaciones generales han permitido orientar la definición de su significado y su aplicación con objetivos como el de esta memoria. Una de las más aceptadas ha sido la propuesta por Hutchinson (1957), quien en su trabajo fundacional define al nicho ecológico como un volumen N-dimensional determinado por variables bióticas y abióticas que permiten a una especie reproducirse y persistir indefinidamente sobre una determinada área, y dentro del cual se encuentra contenido el nicho fundamental, es decir, el área del hipervolumen en la cual una especie podría persistir indefinidamente en ausencia de interacciones biológicas. Asimismo, el nicho realizado es un subconjunto del nicho fundamental, en cual efectivamente se encuentra presente la especie debido a interacciones con otros individuos que poseen requerimientos similares, la influencia humana o de barreras geográficas que dificultan su

dispersión y colonización impidiendo que la especie abarque todo su potencial ecológico (Phillips et al. 2006).

Dentro del paisaje, el nicho constituye un concepto clave para analizar cambios a diferentes escalas. El concepto de nicho fundamental se encuentra directamente relacionado con el estudio de la distribución geográfica y la biogeografía. En este sentido, la distribución de una especie materializa el concepto a un subconjunto del espacio geográfico en el cual se puede identificar la presencia de individuos o poblaciones de una especie en particular (Peterson et al, 2011).

En términos prácticos, una de las principales utilidades de estos conceptos es el desarrollo de modelos para predecir distribuciones espaciales y temporales de las especies. El modelado de la distribución de una especie involucra factores abióticos, bióticos y relacionados a la capacidad de dispersión. Sin embargo, el modelado del nicho fundamental sólo abarca el medio abiótico (Soberón, Osorio & Peterson, 2017). Obteniendo así, una distribución potencial de la especie, a través del desarrollo de relaciones entre valores abióticos en conjunto con datos de presencia, ausencia o abundancia de una especie (Graham, Ferrie, Huettman, Moritz & Peterson, 2004).

La modelación de los nichos ecológicos (MNE) se puede desarrollar mediante una correlación de los registros de presencia (puntos con coordenadas geográficas donde se ha avistado a la especie) en conjunto con datos ambientales, coberturas digitalizadas que describen diferentes aspectos de la superficie terrestre, siendo las más utilizadas las variables bioclimáticas disponibles en diferentes plataformas (Mota et al., 2019).

No obstante, es importante considerar que, debido a la complejidad que presupone el análisis de la ecología de una especie, a pesar de que los modelos intentan aproximarse a la realidad, no capturan la totalidad de procesos y variables como la distribución de las especies (Mateo, Felicísimo & Muñoz, 2011). Por lo tanto, la elección de los métodos es de suma relevancia, sobre todo considerando que la calidad de los datos disponibles para realizar la modelación también puede inducir a errores (Pliscoff & Fuentes, 2011). Asimismo, la elección de la escala de trabajo, ya que define el nivel de detalle con el cual se analiza la distribución de una especie, pudiendo variar desde análisis muy finos, es decir, ámbito hogar, uso de hábitat, hasta análisis con resolución más gruesa en las cuales se observa la distribución completa desde una perspectiva fenomenológica (Maciel, Manríquez, Aguilar & Sánchez, 2015).

2.4 Especie focal: Pudu Puda

El Pudú o Pudú del sur (*P. puda*) es uno de los ciervos más pequeños del mundo (Hershkovitz, 1982) (Ver Figura N°3). Es endémico de los bosques templados de Chile y Argentina, y conforma una de las 3 especies de cérvidos presentes en Chile.

Figura N°3: Fotografías de *P. puda* y sus amenazas más recurrentes.



Fuente: SAG Biobío disponible en Diario Concepción (2020); Fuente: Juan Pablo Márquez (2022); Desconocido (2023).

Se distribuye en el sur de Chile y el suroeste de Argentina desde los 35°10' hasta los 46°45'S (Jiménez, 2010) y desde el nivel del mar hasta los 1.700 m de altitud (Silva-Rodríguez et al, 2016). En Chile se puede encontrar desde la provincia del Maule, hacia el sur casi hasta el Estrecho de Magallanes (Hershkovitz, 1982) siendo particularmente abundantes en Chiloé (Jiménez, 2010).

El pudú habita principalmente en los bosques de la selva valdiviana (Miller, 1983) y los bosques con sotobosque denso. Sin embargo, se ha identificado además en bosques secundarios y matorrales espesos con especies nativas de *Berberis spp.* y de *Chusquea spp.* los que utilizan como cobertura y en los que fabrican túneles por los cuales se desplazan cuando escapan de amenazas. Comúnmente se trasladan a los bordes del bosque o a los matorrales abiertos para alimentarse, debido a la existencia de una mayor disponibilidad y diversidad del tejido vegetal de crecimiento suave, no obstante, extrañamente se acercan a terrenos más abiertos (Jiménez 2005; Jiménez, 2010; Eldridge *et al.*, 1987). A pesar de que el pudú utiliza preferentemente el interior del bosque, la fragmentación del paisaje podría haber causado que se alimente actualmente a lo largo de los bordes del bosque y en los claros (Jiménez, 1995; Jiménez, 2010). Algunos autores también indican la importancia de la proximidad del río o cuerpos de agua como componente importante de su hábitat, tanto como fuente de agua potable como su utilización para escapar de depredadores (Jiménez, 2010; Jiménez 1995; Junge 1966; Neumann 1992; Vanoli 1967) y así también la vegetación ribereña (Silva-Rodríguez et al, 2016).

Zúñiga y Jiménez (2018) documentaron que la utilización del espacio por parte del pudú no es aleatoria, así tampoco lo son las elecciones alimenticias que realiza, la cual está caracterizada

por ser muy selectiva y determinante en su comportamiento (Jiménez, 2005), pudiendo variar según la temporada (Pincheira, 2013 de Eldridge y col, 1987).

Hershkovitz (1982) menciona al pudú como un animal sedentario y críptico. Solitario excepto en otoño, periodo durante el cual se aparea, o en primavera donde se puede apreciar a la cría en compañía de la hembra. Su movimiento se encuentra limitado a un territorio circunscrito al individuo o un grupo familiar, o en el caso de individuos juveniles a la búsqueda de nuevos territorios. No se identifica que la especie realice migraciones estacionales (Hershkovitz, 1982), aunque, su comportamiento puede variar si diaria y estacionalmente. Manteniendo principalmente un hábito nocturno (Zúñiga & Jiménez, 2018 de Eldridge, 1987 & Jiménez, 1995; Zúñiga & Jiménez, 2018; Gatica, 2020).

Los machos presentan áreas de distribución de 10 a 20 há., que pueden ser utilizados por más de una hembra (Eldridge *et al.*, 1987) pero también se identifican distribuciones de hasta 200 ha., y desplazamientos de hasta 20 km (Jiménez, 2010), produciendo superposición de las áreas de distribución (Silva-Rodríguez *et al.*, 2016; De Eldridge *et al.* 1987). Tanto hembras como machos son sumamente territoriales y no aceptan individuos del mismo sexo en sus territorios (Jiménez, 2010 de Eldridge *et al.* 1987). Por lo cual es necesario que cuente con una superficie de hábitat suficiente para mantener el desarrollo de actividades y una población en equilibrio (Pincheira, 2013; Zúñiga & Jiménez, 2018).

Las decisiones del hábitat se ven condicionadas por el riesgo de depredación (Zúñiga & Jiménez, 2018), que naturalmente corresponden a depredadores nativos como el puma (*Puma Concolor*), (Silva-Rodríguez *et al.*, 2016), los gatos manchados (*Leopardus guigna* y *Leopardus colocolo*) y zorros (Hershkovitz, 1982). En Chiloé, debido a la ausencia del puma su principal depredador es el zorro chilote (Iriarte & Jaksic, 2012; Cabello obs. personal, 2019; Gatica, 2020) (Ver Figura N°3). Sin embargo, se estima que solo el 3,9% de las presas del zorro chilote eran pudúes en la Isla de Chiloé (Jiménez, 2010 de Jiménez *et al.* 1991).

2.5 Pudú y cambios en la ecología del paisaje

La distribución del pudú se ha reducido, pero aún se puede encontrar en áreas andinas y costeras (Jiménez, 2010 de Wetterberg, 1972). En la cordillera de la costa de la ecorregión valdiviana el pudú utiliza tanto bosques primarios como secundarios siempreverdes, e inclusive plantaciones de eucaliptus y bosques de alerces (Silva-Rodríguez *et al.*, 2016). Por otra parte, las poblaciones relictas de los valles se encuentran aisladas en parches de bosques remanentes.

Particularmente en Chiloé se pueden observar en hábitats con diferentes grados de perturbación, como matorrales muy perturbados colindantes a carreteras, en parches de bosques fragmentados, y también en áreas montañosas (Jiménez, 2010) en los cuales pareciera que la especie tiene la capacidad de sobrevivir (Miller, 1983). No obstante, debido a la escasez de sotobosque estas no presentan condiciones óptimas para esta especie (Silva-Rodríguez *et al.*, 2011). Zúñiga y Jiménez (2018) recalcan la importancia de la conservación de los últimos restos de bosque templado lluvioso para asegurar la preservación del pudú y una población nativa funcional.

Los principales depredadores alóctonos son el ser humano y los perros domésticos (*Canis lupus*), los cuales han exterminado al pudú en gran parte de su área de distribución (HersHKovitz, 1982). No existen cuantificaciones de la población actual de pudú en Chile, pero se estima que existen más de 10.000 individuos. Su población se ha visto reducida hasta un 20% en los últimos 12-15 años (Silva-Rodríguez et al, 2016) y aparentemente seguirá disminuyendo.

La disminución se encuentra asociada a la pérdida y degradación de los bosques, depredación por perros domésticos, impactos de vehículos, efectos de otras especies exóticas y la caza furtiva (Jiménez, 2010). De hecho, las observaciones desarrolladas por comunidades y organizaciones no gubernamentales indican que las causas más comunes de admisiones de pudú en centros de rehabilitación son la depredación por perros domésticos y atropellos por automóviles (Ver Figura N°3). En ambos casos la tasa de mortalidad es particularmente alta a pesar de tener tratamiento médico (Silva-Rodríguez et al. 2010). La baja tasa de supervivencia frente a ataques de perros (Parra, 2022) también tiene relación a las similitudes morfológicas de los zorros con los perros asilvestrados (Zúñiga & Jiménez, 2018). Asimismo, los casos de caza ilegal parecieran encontrarse asociados a ataques de perros (Silva-Rodríguez et al, 2011). En lo que respecta a la infraestructura vial, sus impactos son visibles tanto en el desarrollo de las obras, como en su posterior funcionamiento, teniendo efectos a mediano y largo plazo (Bravo et al, 2019). En este sentido, sus impactos se ven condicionados con factores como el flujo vehicular, la velocidad, anchura de la vía, el comportamiento de la especie y la cobertura vegetal. En el caso particular de los ciervos y especies de herbívoros, estos tienden a acercarse a las vías para alimentarse de la vegetación que crece en el borde de la carretera (Arroyave et al, 2006).

Otro de los factores que afectan negativamente es la expansión urbana, ya que existe una relación directa entre las poblaciones humanas y la presencia de perros, los que a pesar de tener dueño circulan libremente (Gatica, 2020). Al ser principalmente rural, Chiloé presenta una mayor presencia tanto del humano como del perro en paisajes naturales, y por tanto en contacto con remanentes de bosque y fauna nativa (Parra, 2022). La expansión de poblaciones humanas también se vincula a la fragmentación del hábitat, y la pérdida y conversión de la cobertura original nativa en plantaciones de árboles exóticos, o terrenos abiertos (Jiménez, 2010). Agudizado a su vez la amenaza de perros sobre la fauna nativa, ya que disminuye las áreas libres de su influencia (Silva-Rodríguez et al, 2016) y las posibilidades de escape.

CAPÍTULO III: MARCO METODOLÓGICO

3.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la Isla Grande del Archipiélago de Chiloé (Ver Figura N°4), provincia perteneciente a la décima región de los Lagos. Ésta se encuentra conformada por 7 de las 10 comunas pertenecientes a la provincia: Ancud, Chonchi, Castro, Dalcahue, Quemchi, Quellón y Queilén. Dentro del territorio se identifican dos centros urbanos importantes: Castro (43.807) y Ancud (38.991) (BCN, 2021). El archipiélago se encuentra localizado entre las latitudes 42° y 43°, y 75° y 73° latitud sur. En su totalidad tiene una extensión de 9.181 Km² y particularmente la Isla Grande posee una longitud de 180 km dirección N-S. (Ministerio del Interior y Seguridad Pública, 2023).

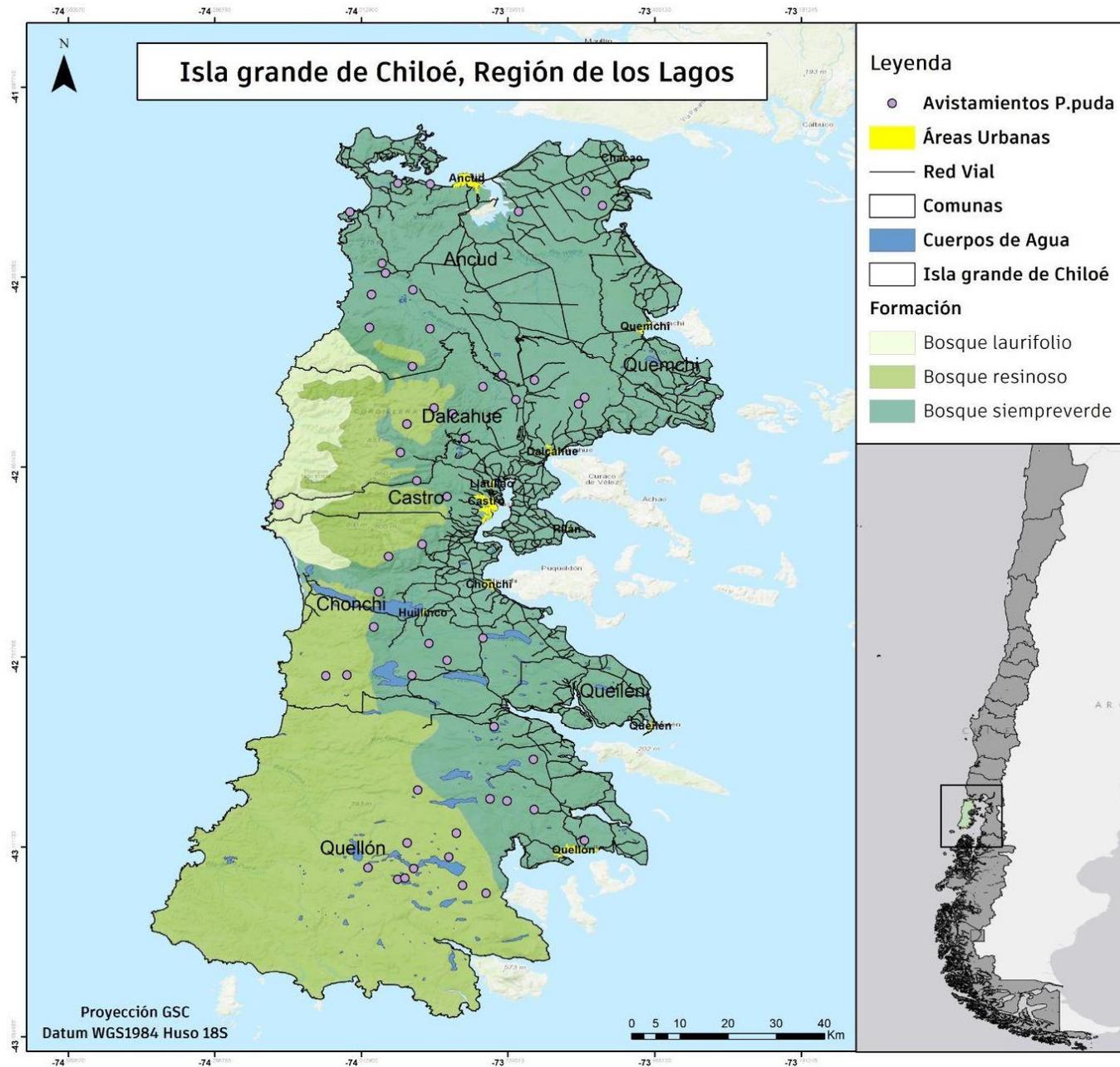
Sus características climáticas son similares a las presentes en gran parte de la región de los Lagos. En base a las tipologías climáticas desarrolladas por Köppen-Geiger se identifican 3 tipos de climas: El clima preponderante es de tipo templado lluvioso (Cfb), identificado tanto en la zona norte como sur de la isla. En segundo lugar, en el área central de la isla se encuentra el clima templado lluvioso con leve sequedad estival (Cfbs). Finalmente, se reconoce un área menor relacionada al clima templado lluvioso frío con leve sequedad estival (Cfcs) el cual se asocia a mayores altitudes (Sarricolea et al, 2017).

En base a lo desarrollado por Lambert & Pliscoff (2017) en el área de estudio se identifican cuatro pisos vegetales (Ver Figura N°4). El predominante es el bosque templado siempreverde (58 %), ubicado en el área norte y noreste, y que se compone de comunidades perennifolias adaptadas a condiciones de humedad e intensas lluvias, predominando especies como *Nothofagus nítida* y *Podocarpus nubigenus*. Por otra parte, en el área suroriente se identifican dos áreas de bosque resinoso templado costero (30,6 %) de *Pilgerodendron uvifera* y *Tapiala stipularos*. También existen dos parches menores de bosque laurifolio templado costero (4,6%) y bosque resinoso templado costero (6,8 %) de *Fitzroya cupressoides*.

En relación con la geomorfología del archipiélago, se identifican tres unidades geomorfológicas principales definidas en franjas en dirección E-O: planicie litoral, llano central y cordillera de la costa (Börgel, 1983), con alturas hasta aproximadamente los 861 m.s.n.m. Por otra parte, los cuerpos de agua más grandes de la isla son los Lagos Huillinco y Cucao, pertenecientes a la cuenca de Cucao, la cual tiene fuerte influencia de aguas marinas provenientes del Pacífico (Consejo de Monumentos Nacionales de Chile, 2023)

Dentro de las áreas silvestres protegidas presentes dentro de la Isla Grande de Chiloé se encuentran el Parque Nacional Chiloé, los Santuarios de la Naturaleza Lagos Huillinco y Cucao, Santuario de la Naturaleza Humedales de la cuenca de Chepu, Santuario de la Naturaleza Turberas púlpito, Turberas de Punta lapa y Turberas de Aucar, y los Santuarios de la Naturaleza Humedal costero y laguna Quilo y Humedal costero de Putemún, además del parque privado Tantauco (Ministerio de Medio Ambiente, 2023).

Figura N°4: Cartografía Área de estudio.

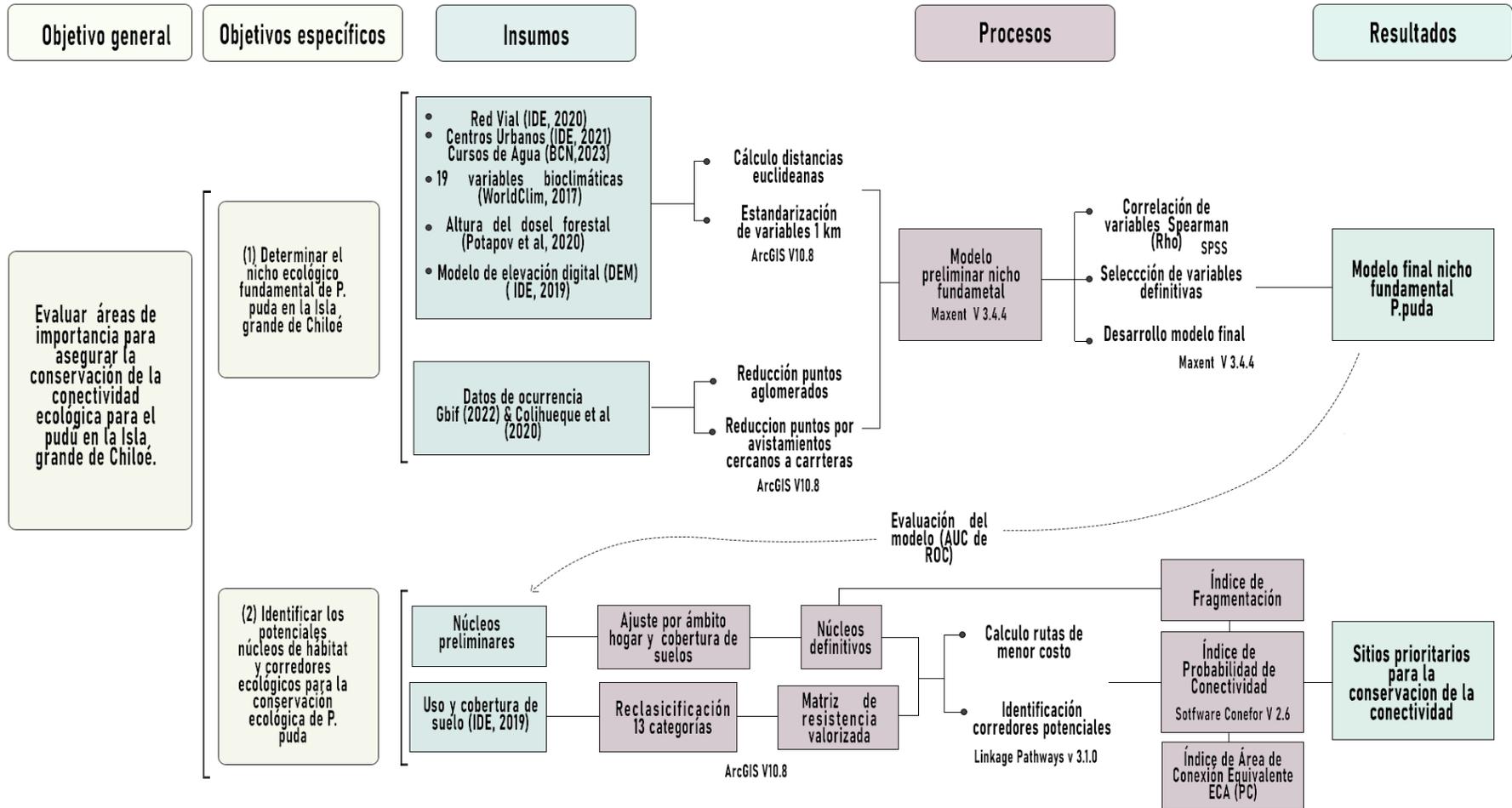


Fuente: Elaboración propia (2023)

3.2 Resumen metodológico

La figura N°5 muestra el marco analítico general que se adopta en esta memoria.

Figura N°5: Esquema metodológico.



Fuente: Elaboración propia (2023).

3.3 Modelado de nicho ecológico potencial

Existen diversas técnicas de metodologías para desarrollar modelos de distribución geográfica de especies (MDE). Pliscoff & Fuentes (2011) definen 4 grandes familias de técnicas de modelación, dentro de las cuales destacan los algoritmos específicos como el de máxima entropía. Estos utilizan datos georreferenciados para una o más especies focales en conjunto con diferentes variables predictivas. La particularidad de estos modelos es que no necesita datos de ausencia, ya que genera sus propios datos denominados *background*, a diferencia de otros procesos de modelación que utilizan también datos de ausencia (Mateo, Felicísimo & Muñoz, 2011).

MaxEnt estima la distribución buscando la probabilidad de máxima entropía, es decir, la más cercana a uniformidad considerando las limitaciones a las que se encuentra sujeta la falta de los datos de ausencia de la especie (Phillips, Anderson, Schapire, 2006). Teniendo buenos resultados en casos donde existe baja cantidad de datos (Pliscoff & Fuentes, 2011).

Para llevar a cabo la modelación del nicho ecológico del pudú en la Isla grande de Chiloé, se utilizó el principio de máxima entropía utilizando el software MaxEnt versión 3.4.4 (Phillips & Schapire, 2023). Los modelos fueron elaborados con datos de avistamiento recopilados desde diferentes fuentes y 24 variables predictivas, incluyendo variables climáticas, topográficas y antrópicas.

3.3.1 Datos de ocurrencia

Conforme a la disponibilidad de información, sólo se consideraron datos de avistamientos para el intervalo 2014 -2022, los cuales se recopilaron desde la plataforma Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (2022) y desde el trabajo publicado por Colihueque, Arriagada & Fuentes (2020) en el marco del estudio sobre cambios en la distribución del pudú considerando diferentes escenarios de cambio climático. De la base de datos disponible se eliminaron todas aquellas entradas para especímenes en cautiverio y avistamientos cuya georreferenciación se encontraba fuera del área de estudio. También se eliminaron datos que se encontraban dentro de un área de 100 metros alrededor de carreteras, con el fin de disminuir los sesgos asociados a avistamientos de carreteras.

Dentro de los factores que inducen a sesgos en la modelación está la autocorrelación espacial de datos de presencia, la cual se puede relacionar directamente a los errores vinculados a quienes recolectan los datos (Dormann, 2007). Esto puede sesgar los resultados del modelo ya que existen áreas que pueden tener mayor concurrencia por su accesibilidad o interés (Dennis, 2000; Carvajal 2017) produciendo aglomeraciones de datos en dichas zonas. Se identificaron las áreas de aglomeración a través de la herramienta *aggregate points* (Carvajal, 2017; Lira, 2019; Goye, 2021) en ArcGIS 10.8, la cual a través de polígonos determinaron los puntos aglomerados en una distancia de 5km, considerando datos del ámbito hogar y el desplazamiento diario de la especie. Los puntos de avistamientos que se encontraron fuera de las áreas de aglomeraciones fueron seleccionados y los puntos aglomerados fueron procesados nuevamente a través de la herramienta *Spatially Rarefy Occurrence data for SDMs* de la

extensión SDMToolbox v2.5 (Brown, 2014), la cual seleccionó aleatoriamente un conjunto de datos (Ver Figura N°4). La muestra total de puntos incluye 53 datos de avistamiento (Ver anexo N°1). El tamaño muestral alcanzado se ajusta al número mínimo de puntos recomendado (>50) por Pliscoff y Fuentes (2011) para la implementación de modelos estadísticamente robustos.

3.3.2 Variables predictivas

Para las variables predictivas del modelo se utilizaron diferentes capas ambientales y geográficas. Dentro de estas se encuentran 19 variables bioclimáticas (Ver anexo N°2) disponibles en WorldClim (Fick & Hijmans, 2017) frecuentemente utilizadas en la implementación de modelos predictivos de distribución de especies. Estas contienen información climática recopilada entre los periodos de 1970 al 2000 en una resolución de 30 segundos de arco (~1km²). En la práctica, estas variables permiten estimar la potencial disponibilidad de recursos fundamentales (Phillips et al. 2006). Debido a la preferencia del pudú por espacios con vegetación densa, se decidió incorporar la altura del dosel forestal (Potapov et al, 2020), ya que, en comparación a otros insumos disponibles, este presentó mejores resultados para diferenciar la vegetación.

Además, se incluyó la elevación del terreno, debido a que estudios previos sugieren que la topografía es un factor relevante para la selección de hábitat del pudú (Pávez & Estay, 2016; Colihueque, 2020). Ésta se obtuvo utilizando el modelo de elevación digital (DEM) de Alos Palsar para la Región de los Ríos disponible en IDE (2019), con una resolución de 12,5 m por píxel. Adicionalmente, se incorporó la distancia a cursos de agua y dos variables antrópicas: distancias a centros urbanos y distancias a caminos vehiculares, obtenidas de IDE (2021) y IDE (2020) respectivamente. Estas últimas variables no han sido incluidas en investigaciones previas para el pudú, sin embargo, han sido utilizadas para el modelado de otros cérvidos similares como *Hippocamelus bisulcus*, ciervo endémico de Chile y Argentina, y otros grandes mamíferos (Meisinger, Loe, Brekkum, Moorter & Mysterud, 2013; Strappa, 2016). Las distancias fueron elaboradas a través de la herramienta *Euclidean distance* de ArcGIS, la cual vincula cada celda con un origen en función de su distancia. Finalmente, considerando la extensión del área de estudio y la resolución espacial de las variables climáticas disponibles, todas las variables se re escalaron a una resolución de 30 segundos de arco (~1km²).

3.3.3 Ajustes de colinealidad

Se implementó un modelo preliminar considerando las 24 variables descritas anteriormente. Utilizando las opciones *contribution percentage* y *Jackknife* disponibles en MaxEnt, se evaluó la importancia relativa (porcentual) de cada una de ellas. Éstas fueron analizadas en una matriz de correlaciones múltiples a través del coeficiente de correlación de Spearman (Rho) para evitar colinealidad (Acuña, 2020; Goye, 2021) y así prevenir un sobreajuste de variables explicativas y la derivación de inferencias sesgadas (Dormann et al, 2013). Las correlaciones se establecieron utilizando IBM SPSS Statistics V22 (Ver anexo N°3).

Sobre la base de las importancias relativas, posteriormente se procedió a ajustar modelos manteniendo sólo aquellas variables que contribuyen relevantemente al modelo (Ver anexo

N°4), y que además no se correlacionan fuertemente ($-0.70 \leq \text{Rho} \leq 0.70$) (Dormann et al, 2013).

3.3.4 Implementación modelo de nicho

El modelo final de distribución potencial se implementó considerando 7 variables continuas: Distancia red vial, intervalo medio diurno, altura forestal, estacionalidad de la precipitación, altitud, precipitación y rango anuales de temperatura. Se le aplicaron 100 réplicas y un máximo de 1000 iteraciones para mejorar el ajuste del peso de cada variable. Se utilizó un 20% de datos para el entrenamiento y 80 % para la evaluación del modelo (Hijmans, 2012) mediante el método de *bootstrap*. Se seleccionó la opción de *Maximum sensitivity plus specificity* a través del cual se obtiene una capa ráster que contiene valores binarios de 0 y 1, que representan las probabilidades de presencia de la especie, siendo 0 improbable y 1 probable.

Se descartaron todos los parámetros seleccionados por defecto que se encuentran asociados a predicciones futuras y las opciones *Extrapolate* y *Do clamping* (Elith et al., 2011). Para los demás parámetros se mantuvieron los valores por defecto de MaxEnt. Para el formato de salida fue seleccionado el modelo *Cloglog*, el cual presenta mejores resultados que las opciones de versiones anteriores de MaxEnt (Phillips et al, 2017).

3.3.5 Evaluación del modelo

Para evaluar la precisión estadística del modelo se utilizó el área bajo la curva (AUC) del análisis *Receiver operating characteristic* (ROC) disponible en los resultados del proceso de modelación en MaxEnt. El área bajo la curva ROC (AUC) indica la capacidad de predicción del modelo, mediante la probabilidad de que este adjudique valores más altos a un dato de presencia que a uno de ausencia o pseudoausencia para todos los posibles casos de muestreo (Muñoz-Reja, 2018). La curva AUC tiene un rango de valores entre 0 y 1, donde el valor más alto indica que la totalidad de los casos se han clasificado correctamente, determinando así, si la predicción es significativamente mejor que al azar (Phillips et al. 2006). Modelos con valores AUC superiores a 0,75 se podrían considerar potencialmente útiles (Elith 2002). Esta aproximación tiene ventajas respecto a su utilización en MDE de MaxEnt en la medida que proporciona una evaluación estadística del modelo independientemente de la elección de umbral (Phillips et al. 2006). En el caso de modelos desarrollados únicamente con datos de presencia, se mide utilizando datos de fondo *background data*, elegidos uniformemente y al azar, en lugar de ausencias reales (Phillips & Dudik, 2008).

3.4 Identificación núcleos de hábitat y corredores ecológicos

Para la identificación de sitios prioritarios para la conservación de la conectividad ecológica del pudú se implementaron dos estrategias. Primero, se definieron nodos de hábitat considerando los resultados del modelo de nicho ecológico. Posteriormente, para estimar los corredores ecológicos se construyó una matriz de coste, la cual permite identificar rutas potencialmente más importantes para el desplazamiento del pudú en base a la facilidad o dificultad para moverse, finalmente estos fueron priorizados a través del Índice de probabilidad de conectividad (PC).

3.4.1 Análisis de la conectividad: Teoría de grafos

Aun cuando existen diferentes enfoques para los análisis de conectividad, en esta memoria se seleccionó la aproximación de estructura de grafos, pues proporciona resultados más fiables cuando la disponibilidad de datos es baja (Saura, 2013). La teoría de grafos describe el paisaje como una estructura matemática explícita compuesta por nodos y enlaces interconectados, es decir, una estructura similar a la que presupone la caracterización del paisaje a través de parches y corredores. Por lo tanto, a través de éstos se puede evaluar la importancia relativa de los elementos del paisaje en la totalidad de la conectividad del paisaje en su conjunto (Saura, 2013).

3.4.2 Delimitación de los parches de hábitat

Los núcleos de hábitat fueron definidos preliminarmente como todas las áreas potenciales de distribución, previamente modelados en MaxEnt. La delimitación de los nodos fue establecida con un promedio entre el valor obtenido para todas las réplicas modeladas, en función de los valores de salida del umbral *Cloglog threshold*. Posteriormente, éstos fueron ajustados a los usos y coberturas de suelo de mayor compatibilidad con la especie. El tamaño mínimo para la consideración de un núcleo de hábitat fue definido considerando el rango mínimo de ámbito hogar descrito para el pudú, es decir, una extensión igual o mayor a 10 ha (Eldridge et al. 1987). Todos los parches con extensión inferior a esta área fueron descartados.

3.4.3 Matriz de resistencia y rutas de menor costo

La matriz de resistencia define una superficie de fricción o resistencia que representa el grado de permeabilidad de la matriz al movimiento de las especies mediante la consideración de diferentes criterios. Ésta fue desarrollada sobre la base de la capa de uso y cobertura de suelo disponible en IDE (2019), la cual fue rasterizada y re-escalada a 12,5 m, permitiendo un mayor grado de especificidad en torno al movimiento de las especies. Se utilizó como base a la matriz elaborada por Pinto (2023) (Ver anexo N°5). Sin embargo, se recategorizaron las coberturas vinculadas a las categorías de bosques y matorral y praderas, optando por utilizar una directriz basada en la densidad vegetacional y las oportunidades que cada una de estas puede ofrecer para el desplazamiento de la especie focal.

A través de la reclasificación de los usos y coberturas de suelo se establecieron un total de 13 categorías de coberturas. Estas fueron definidas a través de criterios bibliográficos y consulta a expertos (J. Jiménez, comunicación personal, 27 de junio de 2023). Generalmente se otorgan los valores más bajos de fricción a las zonas con mejor calidad de hábitat para la especie (Saura, 2013). En este sentido, los valores más bajos fueron definidos para la vegetación nativa densa, mientras que los mayores para coberturas carentes de vegetación, usos urbano-industriales y redes viales (Tabla N°1). Además, fueron agregadas las categorías de ríos y redes viales, las cuales pueden actuar como barreras de dispersión y crear asimetrías en la transferencia entre parches de hábitat dentro del paisaje (Taylor, Fahrig & With, 2006).

Mediante los valores definidos en la matriz de resistencia se calculó el costo acumulado de los valores de cada píxel entre los núcleos de hábitat para determinar las potenciales rutas de

movimiento basándose en la ruta de menor costo (Saura, 2013), utilizando Linkage Pathways v3.1.0 Toolbox, extensión de ArcGIS 10.8, el cual establece los vínculos entre las áreas centrales de hábitat (McRae & Kavanagh, 2011).

Tabla N°1: Categorías reclasificadas de uso y coberturas de suelo y sus valores en la matriz de resistencia.

N°	Cobertura	Valor
1	Bosque Nativo Denso	1
2	Matorral Denso	5
3	Bosque Nativo Semidenso	10
4	Bosque Nativo Abierto	20
5	Matorral Abierto	25
6	Humedales	51
7	Bosque Mixto y Plantaciones	56
8	Cuerpos de Agua	74
9	Ríos	75
10	Padraderas y Agrícola	78
11	Áreas desprovistas de vegetación	82
12	Vías	90
13	Industrial y Urbano	96

Fuente: Elaboración propia (2023).

3.4.4. Priorización de infraestructura: Índice de probabilidad de conectividad

Para la priorización de los componentes dentro del paisaje se utilizó el índice de probabilidad de conectividad (PC), el cual se desarrolla teóricamente en base a los grafos y al concepto de disponibilidad de hábitat a la escala de paisaje, permitiendo evaluar la contribución de los elementos en su conjunto para la conectividad. Además, este indicador no considera únicamente la conexión entre nodos de hábitat, sino el paisaje como un espacio interconectado donde también influyen las características de los parches de hábitat (Pascual-Hortal & Saura, 2006; Saura, 2013), permitiendo evaluar la conectividad general tanto para parches como para corredores (Saura & Pascual-Hortal, 2007). A diferencia de índices espaciales sencillos, no solo se basan en la conexión estructural y descriptiva de la conectividad del paisaje, si no a la conectividad funcional y las capacidades de dispersión de la especie focal.

El PC se basa en conexiones probabilísticas, en las cuales la probabilidad de dispersión caracteriza la factibilidad de un paso entre los parches. Se define como la probabilidad en que dos puntos situados azarosamente en el paisaje se sitúan en áreas de hábitat interconectadas entre sí dentro de un conjunto de núcleos de hábitat (Saura y Pascual-Hortal, 2007). Para el cálculo del PC se empleó una distancia de dispersión de 5km (Pinto, 2023). Al tratarse de la dispersión máxima identificada para el pudú, el valor de probabilidad fue ajustado a 0,05 (Saura & Torné, 2009).

El índice fue calculado mediante el Software Conefor Sensinode V2.6 (Saura & Torné, 2009) utilizando la ecuación:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}^*}{A_L^2} = \frac{PC_{num}}{A_L^2} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde n es el número total de núcleos, a_i y a_j son los atributos del núcleo, P_{ij} es la probabilidad máxima de conexión entre las teselas i y j , AL es la superficie del área de estudio y PC_{num} el numerador del índice PC.

Su utilización para priorizar elementos del paisaje se basa en el cálculo del porcentaje de variación en el índice PC (dPC_k), en el cual se evalúa la contribución de un determinado elemento " k " al eliminar cada uno de los elementos individuales dentro del paisaje (Saura y Pascual-Hortal 2007; Saura 2013). Así, esto permite identificar las áreas que presuponen un mayor deterioro para la conectividad total del área de estudio. En cuanto a los elementos que se identifican dentro del paisaje, a mayor importancia para la contribución total de la conectividad dentro del mosaico, su importancia incrementa en términos funcionales, por lo cual deberían ser prioridad en términos de su conservación. El cálculo de dPC_k se calculó mediante la fórmula:

$$dPC_k = 100 \cdot \frac{PC - PC_{elim.k}}{PC} \quad (\text{Ecuación 2})$$

El dPC_k se encuentra constituido a su vez por tres fracciones: a) dPC_{intrak} : Indica la contribución del nodo en términos de su disponibilidad de hábitat interior; b) dPC_{fluxk} : relaciona el flujo de dispersión desde un elemento k , reflejando el grado de conexión que tiene " k " con los hábitats existente; c) $dPC_{connectork}$: Evalúa la contribución de k como elemento conector o puente.

Para la priorización de los corredores se utilizó la función *Link Removal* de Conefor, la cual determina la importancia de un enlace al ser removido (Saura & Torné, 2009), permitiendo identificar las áreas que supondría un mayor deterioro de la conectividad general del paisaje considerando la existencia hipotética de los corredores. Los valores del dPC para corredores se constituyen únicamente por la componente $dPC_{connectork}$, vinculada a elementos lineales que facilitan los flujos ecológicos (Saura, 2013). Se consideraron como prioritarios el 10% de los corredores y núcleos que más contribuyeron a la disponibilidad de hábitat en relación con su dPC (Blanco et al., 2020). La categorización de los valores se realizó mediante la clasificación *Naturale Breaks* de Arcgis V10.8. Esta utiliza el algoritmo de Jenks para agrupar datos con valores desiguales y con grandes variaciones, permitiendo minimizar dichas variaciones, y obteniendo clasificaciones en función de los valores del conjunto de datos.

3.4.5 Índice de área conexas equivalente EC (PC) e Índice de Fragmentación

Se calcularon además dos indicadores que permitieran establecer comparaciones en la evolución de la fragmentación en el área de estudio a futuro. El valor para el Índice de Área conexas Equivalente EC (PC) (Saura & Torné, 2009) se obtuvo al calcular la raíz cuadrada del numerador del PC, por medio del software Conefor Sensinode V2.6. Este permite cuantificar la conectividad funcional de un hábitat en relación con la efectividad con la que una especie puede moverse dentro de un paisaje. Considerando así, el área de hábitat, el tamaño y la cantidad de nodos, en función de su organización dentro del paisaje y los efectos de la matriz sobre la dispersión. Los valores del EC no tienen valores determinados, aunque mayores valores para el

indicador dan cuenta de una mayor conectividad (Blake & Baarda, 2018). Es utilizado para cuantificar cambios a nivel general en la conectividad y los procesos de fragmentación en un determinado hábitat en el tiempo, permitiendo generar comparaciones sobre la eficacia de incorporar áreas de hábitat o conexión (Saura, González & Elena, 2011).

Además, se calculó el Índice de Fragmentación (Gurrutxaga, 2003). Este permite evaluar la relación entre la superficie disponible de hábitat con la cantidad de núcleos y su grado de dispersión. Por lo tanto, es una estimación cuantitativa de las modificaciones en la conectividad estructural de un hábitat fragmentado. Se calcula mediante la fórmula:

$$F = \frac{\text{Superficie total del hábitat}}{\text{Número de nodos} \times \text{Dispersión de los nodos}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

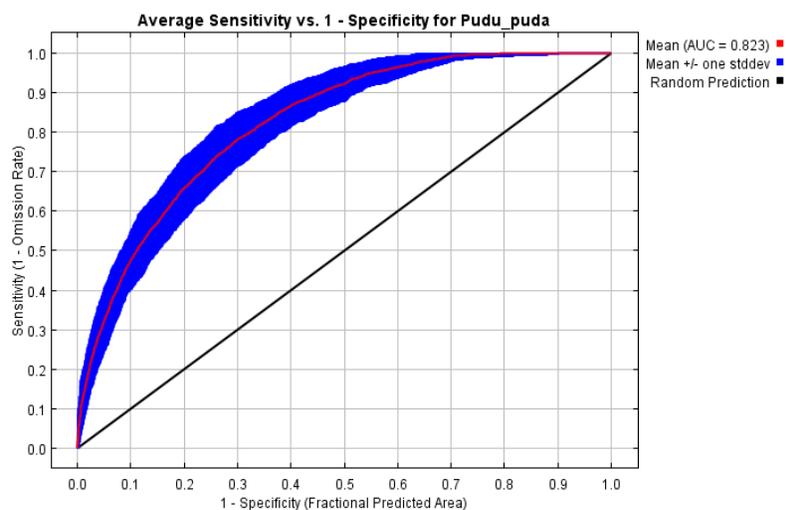
Los rangos de valores para el índice de fragmentación varían de 0 al infinito, por lo que no existe una estandarización del indicador y la comparación debe ser realizada con la misma área de estudio en diferentes periodos, ya que tampoco es comparable con otros paisajes de características diferentes (Gurrutxaga, 2003; Cárdenas, 2018).

CAPÍTULO IV: RESULTADOS

4.1 Modelo de Nicho ecológico

El modelo final se desarrolló con 7 de las 24 variables iniciales, que fueron seleccionadas en función de su contribución y grado de correlación. El modelo fue elaborado a partir del promedio de todas las réplicas desarrolladas por MaxEnt (100) y obtuvo un valor AUC = 0,823 (Figura N°6), el cual es superior a 0.75 y se podría considerar un modelo potencialmente útil (Elith, 2002).

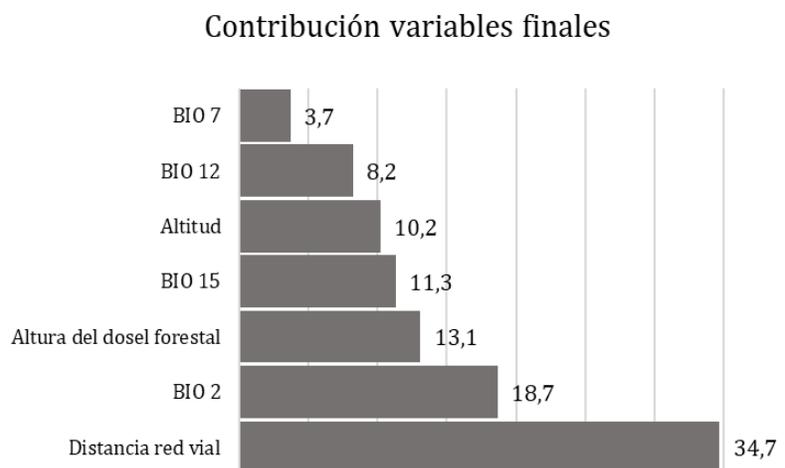
Figura N°6: Gráfico de porcentajes contribución variables modelo final.



Fuente: Elaboración propia (2023)

Las variables que presentaron un mayor porcentaje de contribución fueron la distancia a redes viales (34,7 %) y el intervalo medio diurno Bio 2 (18,7%), esta última se encuentra relacionada a las variaciones mensuales de temperatura. Seguidas por la altura del dosel forestal (13,1%) y la estacionalidad de la precipitación Bio 15 (Ver figura N°7). Finalmente, las variables que menos contribuyeron fueron la altitud (10,2%), la precipitación anual Bio 12 (8,2%) y el rango anual de temperatura Bio 7 (3,7%).

Figura N°7: Gráfico de porcentajes contribución variables modelo final.

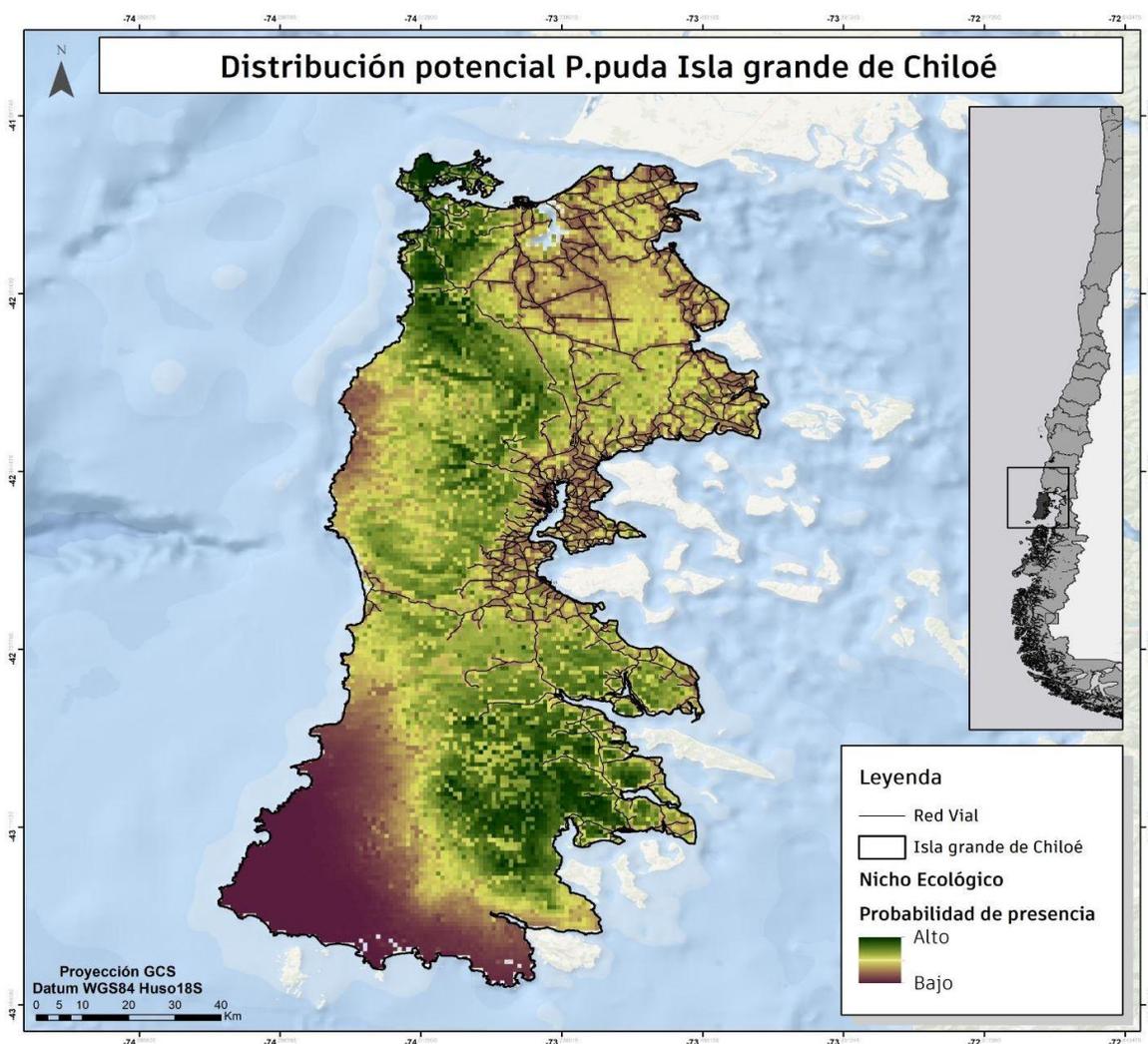


Fuente: Elaboración propia (2023)

El modelo obtenido de nicho ecológico fundamental (Ver Figura N°8) indica que la especie se encuentra distribuida en gran parte de la extensión de la Isla grande de Chiloé. Aproximadamente el 26% de la isla presenta una alta probabilidad para la presencia de pudú. Los valores más altos de probabilidad de presencia ocurren a través de que atraviesa la isla diagonalmente en dirección NO-SE (Ver Figura N°8).

Las áreas con menor probabilidad ocurren en la costa oeste, y en E-NE, próximos a asentamientos urbanos y áreas con mayor concentración de redes viales, (e.g., Ruta-5 sur). El área del extremo SO presenta valores muy bajos de probabilidad, en la medida que aquí no cuentan con registros de avistamiento durante el periodo 2014 -2022 (Ver Figura N°4).

Figura N°8: Cartografía del modelo de nicho ecológico.



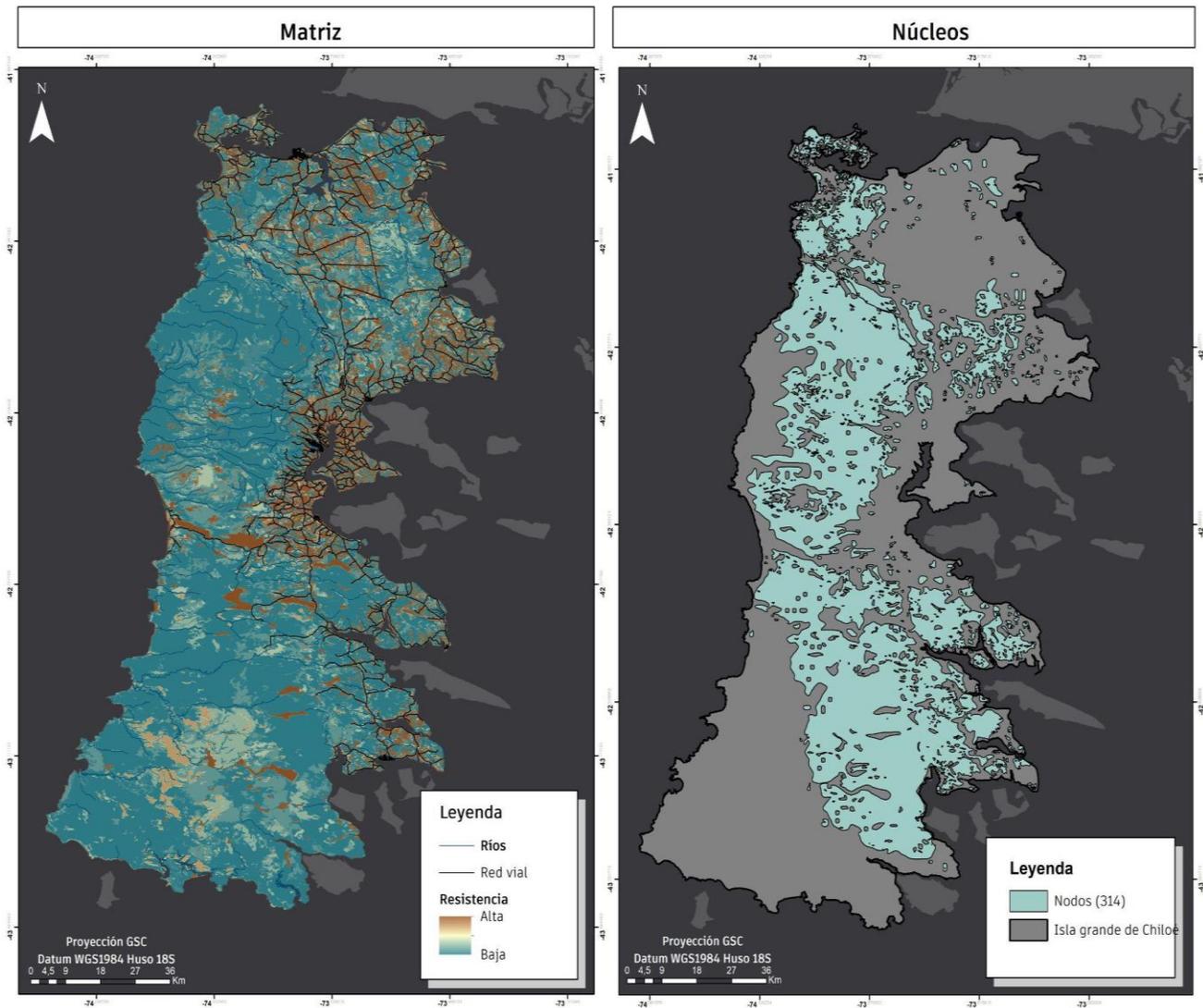
Fuente: Elaboración propia (2023)

4.2 Caracterización núcleos de hábitat, matriz y corredores

Los resultados obtenidos se enmarcan en el periodo 2014-2022, durante el cual se obtuvo un valor de 2,5 para el índice de Área conexa equivalente (EC(PC)) y 11,6 para el índice de fragmentación (F). Se identificaron un total de 314 núcleos de hábitat con diversas dimensiones y formas. En su conjunto, estos abarcan más de 300.000 ha, lo que equivale aproximadamente al 20,3% del área de estudio. Los núcleos de menor tamaño presentan extensiones de 10 ha y se concentran en el norte y este de la isla. Se obtienen dos núcleos de gran tamaño que coinciden con la extensión principal del nicho ecológico fundamental, abarcando un área mayor a 100 mil ha. El mayor de ellos (131.753,5 ha) se ubica en las comunas de Quellón y Chonchi. Mientras que el segundo (110.463,8 ha) se emplaza a través de las comunas de Dalcahue, Chonchi, Castro y Ancud. A pesar de su extensión, estos presentan áreas mínimamente conectadas, con bordes irregulares y zonas interiores con menor calidad de hábitat. Además, se identifican 3 nodos de

mayor tamaño, con extensiones superiores a las 11 mil hectáreas. Estos se distribuyen en diferentes sectores de la isla, principalmente al este de los núcleos de mayor tamaño. Morfológicamente, estos nodos tienen bordes irregulares y se encuentran rodeados de parches de menor extensión (Figura N°9).

Figura N°9: Núcleos de hábitat potenciales y la matriz.

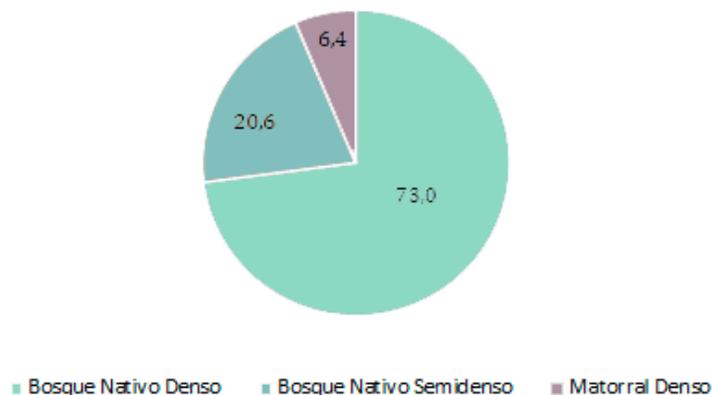


Fuente: Elaboración propia (2023)

En general, los núcleos de hábitat son heterogéneos en su composición y se encuentran constituidos por tres tipos de coberturas vegetales. La más predominante es el bosque nativo denso, la cual representa el 73% del total de los núcleos. En segundo lugar, encontramos el bosque nativo semidenso (20,6%) y en menor medida por matorral denso (6,4 %) (Ver Figura N°10).

Figura N°10: Núcleos de hábitat según sus porcentajes de uso y cobertura de suelo.

Composición Núcleos de hábitat (%)



Fuente: Elaboración propia (2023)

Se identifican dos áreas con un alto número de parches. La primera, se encuentra al NE de la isla, próxima a las comunas de Ancud (124) y al centro urbano Chacao. La segunda, se encuentra en el centro del área de estudio, en la comuna de Dalcahue (67) próximo a su área urbana. Por otra parte, las comunas que presentaron la menor cantidad de nodos, estas corresponden a Castro (12) y Queilén (23) (Ver Figura N°2).

En cuanto a la proporción de núcleos en relación con la matriz, la comuna con los porcentajes más bajos fue Quemchi, en la cual solo el 7,9% corresponde a núcleos de hábitat. Por otro lado, las comunas de mayor porcentaje fueron Chonchi (51,9%), Dalcahue (49,9%) y Queilén (49,9%) (Ver Tabla N°2).

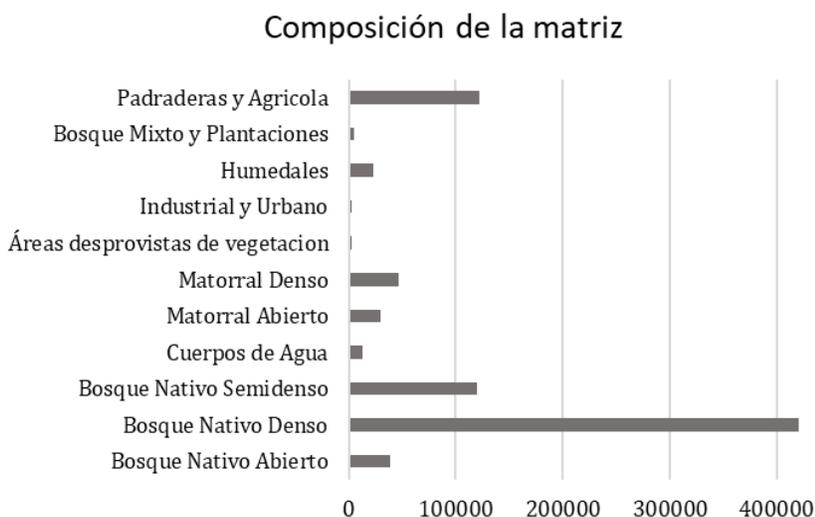
Tabla N°2: Total de parches y áreas por comunas.

Comuna	N° Núcleos	Área total Núcleos (Ha)	Porcentaje Núcleos	Porcentaje matriz
Ancud	124	113469,9	35,3	64,7
Castro	12	24214,4	30,8	69,2
Chonchi	52	130854,2	51,9	48,1
Dalcahue	67	112388,3	49,9	50,1
Queilén	23	22899,1	49,9	50,1
Quellón	37	203803,7	36,4	63,6
Quemchi	35	4557,1	7,9	92,1

Fuente: Elaboración propia (2023)

Respecto a la matriz, ésta abarca aproximadamente el 80% del área de estudio y se encuentra compuesta principalmente de bosque nativo denso, seguido por praderas y usos agrícolas, y en último lugar, bosque nativo semidenso (Figura N°11). Por su parte, las áreas con los valores más altos de resistencia se encuentran en el sector noreste de la isla.

Figura N°11: Composición de la matriz en base a los usos y coberturas reclasificadas.



Fuente: Elaboración propia (2023)

Así, en el área de estudio se identificó un total de 603 corredores potencialmente útiles, cuyo rango de longitud oscilan entre 12 metros y ca. 33 km de longitud. La mayor cantidad de corredores tienen extensiones que van de los 0 a 3 km o de 3 a 6 km. Solo el 4,3 % de los corredores presentaron extensiones superiores a 10 km (Ver Tabla N°3).

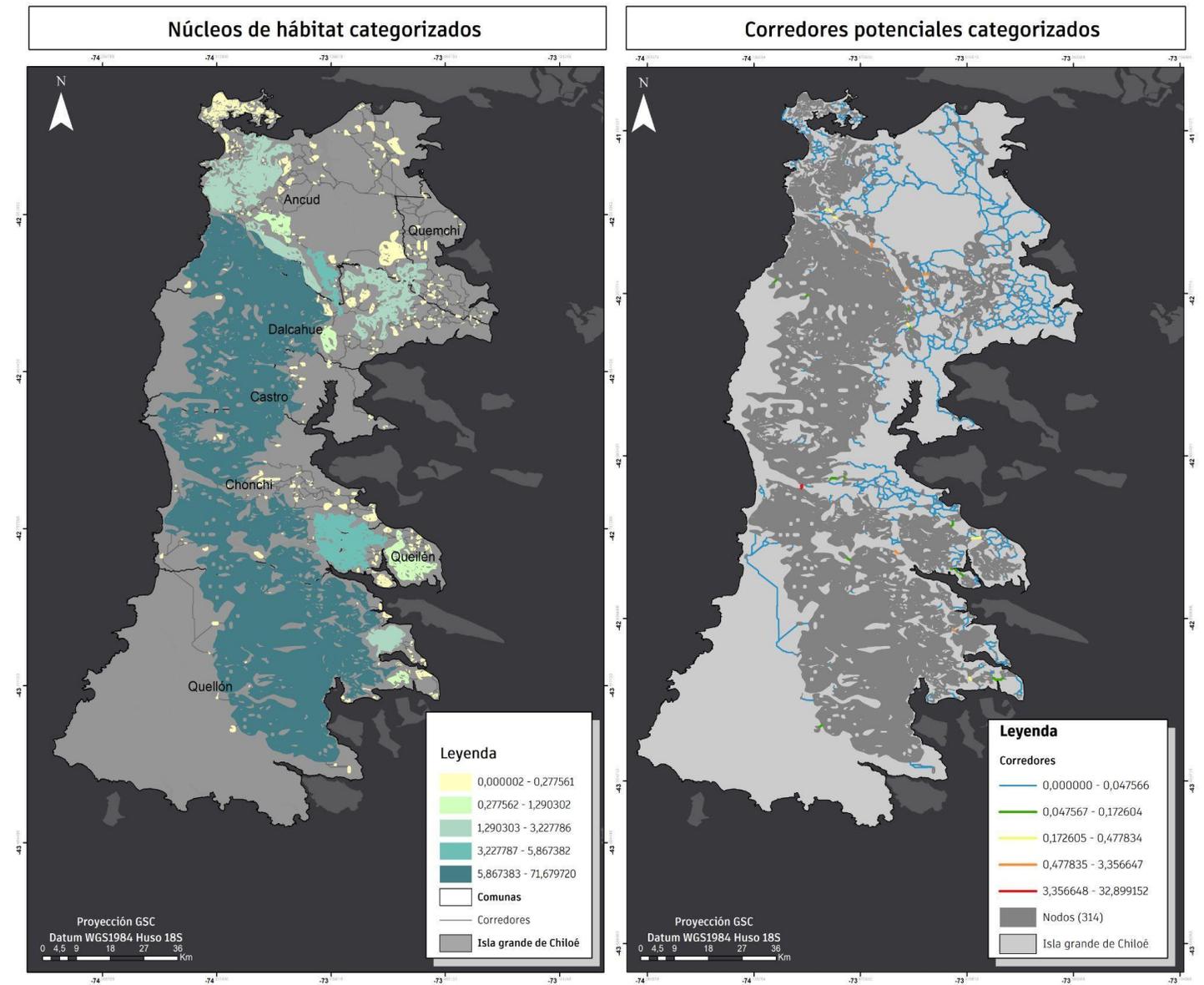
Tabla N°3: Extensión corredores potenciales.

Distancias	N° total corredores
hasta 3,3 km	458
3,3- 6,6 km	94
6,6 - 9,9 km	25
9,9 -13,2 km	9
13,2 - 16,5km	5
16,5 - 19,8 km	4
19,8 - 23,1 km	2
26,4 - 29,7 km	4
29,7 - 33 km	1

Fuente: Elaboración propia (2023)

En su gran mayoría, las conexiones se relacionan con valores de contribución que varían entre el 0- 0,04%. Solo un 3,5% de los corredores tienen porcentajes de contribución superiores al 0,04%. Sólo un corredor -ubicado en el centro de la isla (Figura N°12)- posee una muy alta contribución (32,8%). Los nodos identificados presentaron valores de dPCK que varían entre 0,00-71,6%. El 4,6% de los núcleos potenciales presentaron una contribución más de 0,2% a la conectividad total. Las contribuciones más significativas se atribuyen a los dos núcleos de mayor tamaño, con valores de 61,3% y 71,7% para los núcleos localizados en el área norte y sur, respectivamente (Ver Figura N°12).

Figura N°12: Núcleos y corredores categorizados en base a dPCK.



Fuente: Elaboración propia (2023).

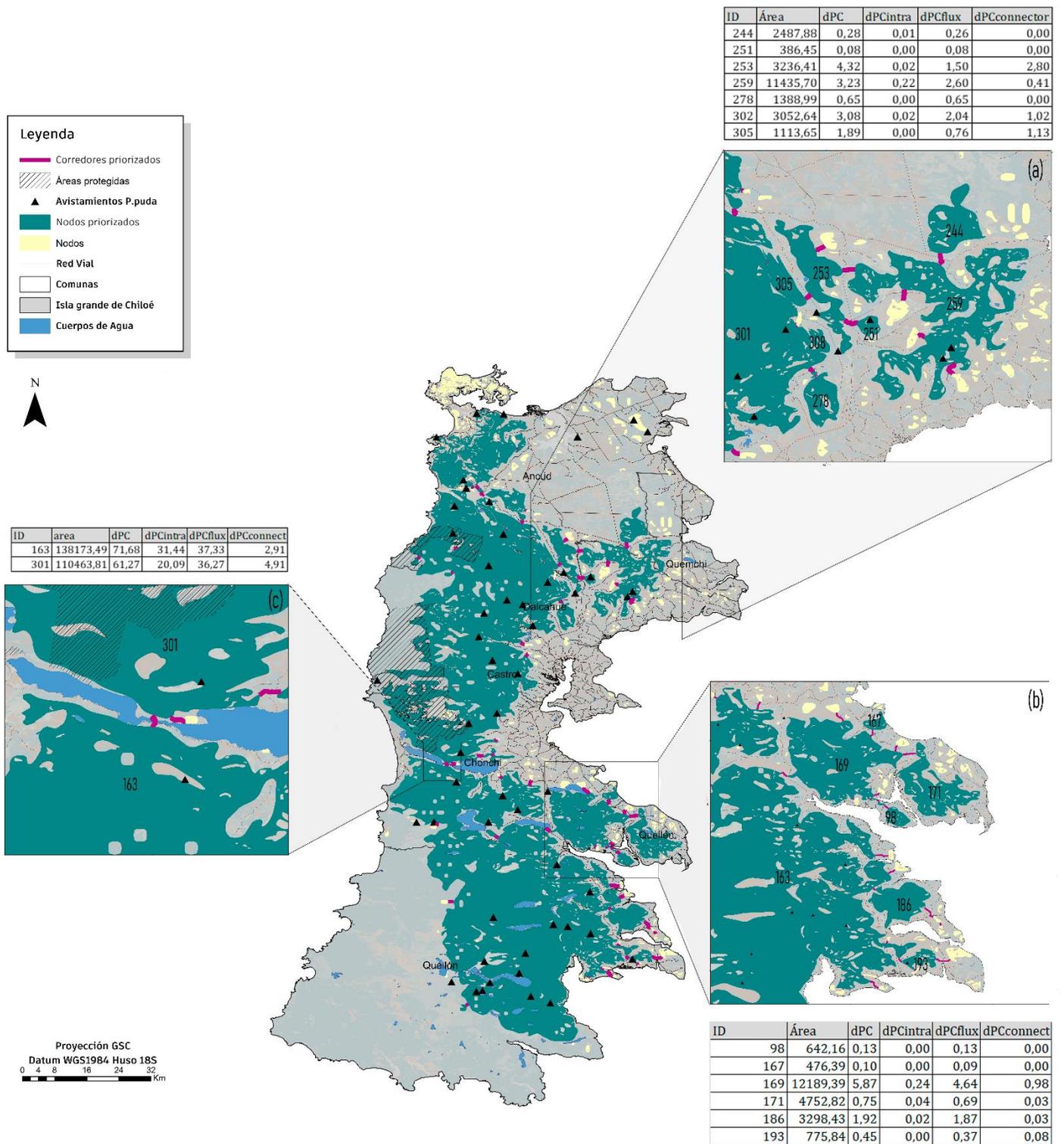
4.3 Priorización de núcleos y corredores de hábitat potenciales

Los núcleos priorizados conforman un conjunto de 30 nodos de diferentes características en cuanto a su tamaño, forma y perímetro. De estos, solo el 6,5% se encuentran ubicados dentro de áreas de protección. Los núcleos priorizados tienen porcentajes de contribución que oscilan entre 0,07 y 71,8%. Cabe destacar que los nodos con los valores más elevados coinciden con aquellos de mayor tamaño descritos anteriormente (Ver Figura N°13). En cuanto a los corredores potenciales, estos se encuentran constituidos por 60 conexiones con diferentes

extensiones y distribuciones dentro del área de estudio. Estas conexiones presentan longitudes entre 12 m y 2 km, y valores de contribución que varían entre 0,01-32,9%.

Si bien, inicialmente se decidió priorizar el 10% de los núcleos y corredores, se puede observar la presencia de patrones espaciales que indican tres áreas de mayor importancia. Las zonas (A) y (B) están asociadas a aglomeraciones de núcleos y conexiones, mientras que el área (C) se constituye por los elementos del paisaje con mayor importancia para la disponibilidad de hábitat (Ver Figura N°13). La zona (A) se ubica al este de la isla, asociada a las comunas de Quemchi, Dalcahue y Ancud. Esta involucra 7 nodos con extensiones que varían entre las 386 y 11.435 ha, con un valor promedio de contribución a la conectividad de 1,9%. El núcleo con mayor dPCk es el 253 (Ver Figura N°13a) (4,32%), y tiene valores significativos para dPCkflux (1,5%) y dPCconnector (2,8%). Le sigue el núcleo 259 (Ver Figura N°13a), el cual constituye la unidad con mayor dimensión dentro de esta área, y contribuye principalmente a la fracción dPCFlux con un 2,6%. Otros núcleos de importancia fueron el 302 y 305 (Ver Figura N°13a), los que obtuvieron valores de dPCk de 3,07 y 1,89% respectivamente. En relación con las conexiones de mayor relevancia, estas tienen valores que oscilan entre 0,48 - 3,36% y conectan a los nodos 302 y 305 al nodo 301 (Ver Figura N°13a), los que se encuentran separados por el Río Butalcura. Asimismo, las conexiones de los nodos 305- 253 y 253-259 (Ver Figura N°13a), ambas separadas por infraestructura vial. El área (B) está conformada por 6 nodos principales con extensiones que varían entre las 476 a 12.189 ha, y un valor promedio de dPCk del 1,54%. En su gran mayoría, estos nodos presentan valores dPCflux elevados, lo que indica que están bien conectados en comparación con otros hábitats disponibles. El núcleo con los valores más altos es el nodo 169 (Ver Figura N°13b) con un 5,58% de dPCk y su principal contribución se encuentra en la fracción dPCflux (4,64%). Le sigue el nodo 186 (Ver Figura N°13b) con dPCk igual a 1,92%. En cuanto a las conexiones entre los núcleos de hábitat del área (B), estas presentan valores dPC que varían entre 0,13- 3,36%, y distancias que oscilan entre 158, 2 y 1054,07 m. Las conexiones con mayor contribución a la conectividad son aquellas establecidas entre los nodos 169-163 y 186-163 (Ver Figura N°13b), con valores de 3,36% y 1,74% respectivamente. Estas conexiones se encuentran asociadas a la conectividad de núcleos de menor tamaño hacia uno de los núcleos principales. También destaca la conexión entre los núcleos 169 y 171 (Ver Figura N°13b). Finalmente, el área (C) presenta los valores más altos de contribución para núcleos y corredores en la totalidad del área de estudio. Esta zona se ubica en el centro de la isla, específicamente en la comuna de Chonchi, y se le atribuye la conexión entre los nodos 301-163 (Ver Figura N°13c), con un valor dPC del 32,9%. Esta conexión se considera la ruta óptima, teniendo en consideración la presencia del lago Huillinco y la ruta W-850 (Ver Figura N°13c). Los Núcleos 301 y 163 (Ver Figura N°13c) contribuyen principalmente en las fracciones dPCcintra en (20,09 - 31,44 %); y dPCFlux (36,27-37,33%) respectivamente.

Figura N°13: Núcleos y Corredores de mayor importancia para la conectividad.



Fuente: Elaboración propia (2023).

CAPÍTULO V: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

5.1 Discusión

Los resultados de esta memoria indican que la distancia a las redes viales contribuyó en mayor medida a la distribución del pudú, y por tanto a su nicho ecológico. Precisamente, se observa una relación inversa entre la presencia de carreteras y la del pudú. Esto se condice con el impacto ya identificado anteriormente de carreteras en las poblaciones de cérvidos (Meisingset et al, 2013), las cuales, a pesar de tener algunas cualidades alimenticias en sus bordes (Arroyave et al, 2006), no presentan las características necesarias de hábitat y dificultan los flujos de dispersión.

Dos de las variables que aportan importantemente al modelo ya han sido destacadas como relevantes en estudios previos sobre la distribución del pudú. Estas incluyen el intervalo medio diurno y la estacionalidad de las precipitaciones. Precisamente, en el trabajo de Pávez-Fox y Estay (2016) ambas variables son seleccionadas debido a su importancia para otros cérvidos, lo cual coincide con los altos porcentajes de contribución obtenidos en la modelación aquí implementada. La contribución del intervalo medio diurno podría relacionarse con la influencia de la temperatura en el comportamiento diario y anual del pudú. Las áreas con mayor probabilidad de presencia se encuentran asociadas a valores intermedios en el intervalo medio diurno, indicando las dificultades que esta especie enfrenta en condiciones de temperatura extremas, sobre todo considerando que sus periodos de mayor actividad se concentran principalmente en otoño y primavera (Hershkovitz, 1982). Por su parte, las precipitaciones al impactar significativamente la humedad del suelo y la vitalidad del sotobosque contribuirían a mantener áreas de refugio y alimentación para el pudú (Colihueque et al, 2020). No obstante, en comparación con los estudios previos, los valores obtenidos para esta variable son inferiores. Esto podría relacionarse a diferencias climáticas entre las áreas de estudio, dado que las precipitaciones en Chiloé son relativamente constantes a través del año, sin mayor estacionalidad.

Las áreas identificadas para la distribución del pudú en el marco de las investigaciones de Pávez-Fox y Estay (2016) y Colihueque et al (2020), sugieren que la mayor probabilidad de presencia de pudú se localizaría en el sector norte. Lo que contrasta con los resultados obtenidos en el modelo para la Isla grande de Chiloé. Estas discrepancias podrían relacionarse a las diferencias escalares entre los modelos, y de igual manera, a la incorporación de variables antropogénicas a la modelación (e.g., redes viales). Sin embargo, es relevante destacar que el área norte presentó la mayor fragmentación en términos de las características de sus nodos y la composición de la matriz, lo que se condice con los patrones de degradación identificados por Hormazábal (2006). En este sentido, los resultados de la presente memoria plantean un reto a la conservación del pudú en la isla de Chiloé, en la medida que se demuestra que las áreas del norte actualmente no presentan características adecuadas de hábitat para el pudú.

Adicionalmente, se identificó que el extremo suroeste de la isla presenta condiciones especialmente desfavorables para la presencia del pudú. Este hallazgo podría vincularse con la

predominancia de formaciones vegetales de bosques resinosos y laurifolios en estas zonas. Las cuales, a pesar de presentar un menor grado de perturbación antrópica, obtuvieron los valores más bajos dentro del modelo. Pese a ello, no es posible esclarecer que este resultado se deba a las cualidades de hábitat de estas ecorregiones o a un sesgo en la distribución de avistamientos, particularmente dados por la dificultad para acceder a zonas más remotas de la isla asociadas al parque privado Tantauco. Sobre todo, considerando observaciones referidas a presencia de pudú en diferentes tipos de hábitats dentro de Chiloé (Jiménez, 2010).

Las áreas con una alta probabilidad de nicho ecológico coinciden predominantemente con la formación de bosques siempreverdes, lo cual concuerda con las preferencias de hábitat previamente documentadas para el pudú (Hershkovitz, 1982; Miller et al, 1983; Jiménez, 2010; Silva-Rodríguez et al, 2016). No obstante, la calidad de hábitat disminuye considerablemente a medida que nos desplazamos desde el centro hacia la costa noreste. En este contexto, se identifica una amplia extensión del nicho que se superpone con la extensión de los bosques de tipo resinoso definidos por Lambert & Plischoff (2017) a través de la isla. La superposición se observa principalmente en los sectores que limitan con los remanentes de bosque siempreverde de mayor tamaño, ubicados en el centro de la isla. Este fenómeno podría estar relacionado con posibles desplazamientos realizados por la especie focal en respuesta a la disminución de la calidad de su hábitat original, la cual coincide con las áreas más fragmentadas dentro del paisaje.

De acuerdo con lo descrito anteriormente, la mayor cantidad de núcleos de hábitat se ubican en las áreas más degradadas dentro del área de estudio. En términos generales, los núcleos de hábitat se encuentran aislados, tienen tamaños reducidos y presentan bordes muy irregulares, lo cual se pueden atribuir a patrones formados por procesos históricos de fragmentación y cambios en los usos de suelo (Echeverri & Rodríguez, 2006). Los resultados indican que las áreas fragmentadas se asocian principalmente a cobertura de praderas y áreas con usos agrícolas, lo que se condice a lo desarrollado por Jaña et al (2006). Otro de los elementos visibles que configuran la fragmentación dentro del paisaje chilote es la infraestructura vial. En efecto, esta variable además de contribuir a la configuración del nicho del pudú también resultó estructurante en la distribución de los parches. Este hallazgo concuerda con los registros de las ONGs presentes en el territorio, las cuales han documentado un número importante de accidentes involucrando al pudú. Lo anterior permite indicar que existe una estrecha relación entre las comunas con mayor nivel de fragmentación y la incidencia de casos de pudú accidentados en carreteras.

Los resultados obtenidos permiten identificar tres áreas de mayor importancia para la conservación del pudú. Estas áreas destacan debido a las características de sus núcleos de hábitat y las posibles conexiones, las cuales contribuyen significativamente a mejorar la conectividad y disponibilidad de hábitat. Sin embargo, es importante recalcar la existencia de zonas ubicadas en el noreste de la isla con nodos de tamaños inferiores y muy aislados, que de igual forma tienen presencia de pudú. Estos sectores pueden relacionarse a los impactos de la fragmentación en el desarrollo de metapoblaciones, resultantes de subdivisión de poblaciones que anteriormente se encontraban unidas (Arroyave et al, 2006), y que están más expuestas a

los diferentes riesgos asociados a la matriz. Considerando que la disponibilidad de hábitat puede verse afectada por la conectividad y también por la cantidad y tamaño de los nodos (Pascual-Hortal y Saura, 2006), las decisiones asociadas al territorio deberían apuntar a un enfoque integrativo, donde se incluya tanto la conservación de núcleos de hábitat, como el fortalecimiento de sus conexiones. Sobre todo, considerando que, la conectividad determina los procesos de recolonización de núcleos de hábitat que se encuentran aislados permitiendo evitar extinciones locales (Rojas & Araya, 2019).

En el contexto abordado, considerando las características predominantes de los núcleos de mayor relevancia, surge como una de las principales medidas a implementar la preservación de los remanentes de parches boscosos y la expansión de las áreas protegidas ya presentes en el territorio, especialmente teniendo en cuenta que uno de los núcleos más significativos se encuentra superpuesto al Parque Nacional Chiloé. Esto adquiere especial relevancia dado que, en su mayoría, las áreas protegidas no se correlacionan con los hábitats más propicios para el pudú, resultando en una representación escasa de esta especie en las áreas protegidas del país (Pávez-Fox y Estay, 2016). El esfuerzo de conservación de los núcleos de hábitat debería idealmente considerar su expansión, con el propósito de aumentar el hábitat disponible. Asimismo, el desarrollo de áreas de amortiguación con el fin de preservar la calidad del interior de los núcleos y reducir la presión que ejerce la matriz circundante (Zumbado, Vargas & Agüero, 2022). Otro enfoque para mejorar de manera directa la conectividad entre los núcleos de hábitat implica la creación de parches intermediarios (Armenteras & Vargas, 2016) y la construcción de enlaces mediante corredores biológicos y pasos de fauna (Hilty et al, 2020). Estas iniciativas pueden fomentar la capacidad de dispersión del pudú frente a modificaciones derivadas de los usos de suelo, facilitando el desplazamiento por áreas sin coberturas densas o que se encuentran intervenidas por infraestructuras antrópicas (e.g. carreteras). Esto es especialmente relevante, pues se proyecta construir una segunda vía de la ruta 5 sur en la isla.

Pese a las contribuciones que esta memoria ofrece para la conservación del pudú en la Isla Grande Chiloé, la investigación no está exenta de algunas limitaciones. Aun así, se considera que este trabajo constituye un punto de partida, el cual puede refinarse en la medida que las limitaciones metodológicas puedan superarse. Por ejemplo, uno de los principales sesgos de esta investigación se relaciona con falta de datos de ocurrencia debido a la imposibilidad de implementar métodos de levantamiento (Elith et al, 2006). En este sentido, futuras investigaciones podrían incorporar datos de ausencia para mejorar la calidad de las modelaciones o bien desarrollar ensambles de modelos a través de técnicas de *machine learning* (Plischoff & Fuentes, 2011). En este caso, se reconoce la existencia de algunas incertidumbres para estimar los valores atribuidos a la matriz del paisaje y a rangos de dispersión, especialmente porque existe poca información en literatura y las consultas a expertos pueden introducir algunos sesgos (Saura, 2013). Mejorar el acceso libre a capas rasterizadas de calidad también emerge como un reto importante. En efecto, para la realización de este trabajo algunas variables solo se encuentran disponibles en resolución gruesa, por lo que el nivel de especificidad se ve reducido.

5.2 Conclusiones

Los resultados obtenidos en esta investigación indican que actualmente el nicho fundamental de *P. puda* en de la Isla grande de Chiloé se concentra principalmente en el centro de la isla, a través de una franja diagonal que se extiende de noroeste a sureste. Los análisis realizados indican que la estructura del nicho se encuentra actualmente influenciado por la presencia de redes viales, y se ubica predominantemente en áreas de la isla cubiertas por remanentes de bosques siempreverdes.

Dentro de esta región se reconocieron tres áreas relevantes para la conservación de la conectividad y la disponibilidad de hábitat. Dos de ellas presentan aglomeraciones de núcleos con características heterogéneas. La primera se ubica en el noreste de la isla, en la zona de mayor fragmentación y en la cual se distinguen 7 núcleos y 4 conexiones. La segunda, se ubica en el sureste y se compone por 6 núcleos y 3 conexiones, presentando núcleos de mayor tamaño en comparación a la matriz. La tercera, es el sistema generado por los dos núcleos de mayor importancia y el área de menor dificultad de desplazamiento para la conexión entre ambos. Debido a sus características, esta última representa la zona más crítica para la conservación. Por otra parte, se observan algunas áreas con una mayor cantidad de núcleos, caracterizados por una baja calidad de hábitat. Estos nodos tienden a estar ubicados en el noreste, lo que refleja los procesos de degradación y fragmentación presentes en esta región, y el riesgo de la viabilidad de las poblaciones allí presentes.

La macroescala ha permitido analizar los procesos de fragmentación en su magnitud general, dando una aproximación a las áreas de mayor importancia ecológica para la conservación del pudú en Chiloé y las zonas que deberían ser consideradas en la toma de decisión. Sin embargo, la exploración de otras escalas de análisis con resolución más fina, pueden ayudar a afinar las interpretaciones derivadas de este estudio, permitiendo generar recomendaciones más específicas para priorizar sectores y medidas de conservación y restauración. En este sentido, un elemento clave sería explorar el efecto de la acelerada parcelación de las zonas periurbanas y rurales de la isla, las cuales intervienen en la conectividad y dificultan el desplazamiento de especies en escalas de análisis local.

En resumen, la conservación del pudu depende en gran medida de la preservación de su hábitat y la mejora de su capacidad de desplazamiento en el contexto de un paisaje fragmentado. Es esencial priorizar la protección de los parches remanentes bosques siempreverde y facilitar el desplazamiento del pudú a través de ellos. Dadas las características del área de estudio, esta presenta algunas características que lo convierten en un espacio idóneo para su conservación. Además, sería beneficioso para futuros esfuerzos de conservación llevar a cabo un monitoreo continuo de la población de pudú en Chiloé y estudios detallados sobre sus patrones de movimiento y ecología. Esta información permitiría una comprensión más completa de las necesidades de la especie y proporcionando una guía más precisa y efectiva para las estrategias de conservación futuras. La protección de esta emblemática especie no solo es esencial para la biodiversidad, sino que también para la preservación de un tesoro natural invaluable.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G., & Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), 361-374. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>
- Aravena, J., Carmona, M., Pérez, C. & Armesto, J. (2002). Changes in tree species richness, stand structure and soil properties in a successional chronosequence in Northern Chiloe Island, Chile. *Revista chilena de historia natural*, 75(2), 339-360. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2002000200007>
- Armenteras, D. & Vargas, O. (2016) Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta biológica colombiana*, vol. 21, 229-239. <https://doi.org/10.15446/abc.v21n1Supl.50848>
- Armesto, J., Manuschevich, D., Mora, A., Smith-Ramirez, C., Rozzi, R., Abarzúa, A. & Marquet, P. (2010). From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy*, Volume 27, Issue 2, Pages 148-160. ISSN 0264-8377. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.07.006>.
- Barnes, T. (2000). *Landscape ecology and ecosystems management*. University of Kentucky: Frankfort.
- Biblioteca del Congreso Nacional (BCN). (2021). Reporte comunal: Ancud. Recuperado de: https://www.bcn.cl/siit/reportescomunales/comunas_v.html?anno=2021&idcom=10202
- Brown, J. (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. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12200>
- Blake, D. & Baarda, P. (2018). *Developing a habitat connectivity indicator for Scotland*. Scottish Natural Heritage Research Report No. 887.
- Blanco, R., Serrada, J., González, S., Gómez, A., Rollán, M., Díez, F., Campos, E. (2020). *Análisis de la conectividad y fragmentación ecológicas en el Parque Nacional de Cabañeros*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Recuperado de: <http://www.conama11.vsf.es/>.
- Börgel, R. (1983). *Geomorfología*. Santiago, Chile: Instituto Geográfico Militar.
- Cabello, J. (2019). *Genética y conservación de tres especies de fauna silvestre chilenas amenazadas, distribuidas en la ecorregión de bosque valdiviano: Pudu puda, Lycalopex Fulvipes y Rhinoderma darwini*. [Tesis doctoral, Universidad de Castilla- La Mancha]. España. Recuperado de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=293783>.
- Cárdenas, D. (2018). *Diseño de un corredor biológico en guaduales en el kilómetro 41*. [Tesis de grado, Universidad Católica de Manizales]. Recuperado de: <https://repositorio.ucm.edu.co/bitstream/10839/2224/1/Daniel%20Cardenas%20Ramirez.pdf>

- Carvajal, M. (2017). *Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosques: Chucao (Scelorchilus rubecula) como especie focal*. [Tesis de grado, Universidad de Chile]. Recuperado de: <https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/152382/fragmentacion-y-perdida-de-habitat.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Celis, J., Ippi, S., Charrier, A. & Garín, C. (2011). *Fauna de los bosques templados de Chile. Guía de campo de los vertebrados terrestres*.
- CODEFF. (2021). Alarmante aumento de muertes de pudúes en la zona sur de Chile. Recuperado de: <https://codeff.cl/alarmante-aumento-de-muertes-de-pudues-en-la-zona-sur-de-chile/>
- Colihueque, N., Arriagada, A. & Fuentes, A. (2020). Distribution modelling of the Pudu deer (*Pudu puda*) in southern Chile. *Nature Conservation* 41: 47-69. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.41.53748>
- Consejo de Monumentos Nacionales de Chile. (2023). Lagos Huillinco y Cucao. Recuperado de: <https://www.monumentos.gob.cl/monumentos/santuarios-de-la-naturaleza/lagos-huillinco-cucao>
- Corporación Nacional Forestal CONAF. (2022). Parque Nacional Chiloé. Recuperado de: <https://www.conaf.cl/parques/parque-nacional-chiloe/#:~:text=Asimismo%2C%20un%20aspecto%20de%20inter%20C3%A9s,r%20C3%ADo%20y%20lobo%20marino%20com%20C3%BA>
- Dennis, R. & Thomas, C. (2000). Bias in Butterfly Distribution Maps: The Influence of Hot Spots and Recorder's Home Range. *Journal of Insect Conservation*. 4. <https://doi.org/10.1023/A:1009690919835>
- Dormann, C. (2007). Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography*. 16. 129 - 138. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00279.x>
- Dormann, C., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., García-Marquéz, J., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A., 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. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dunning, J., Danielson, B. & Pulliam, H. (1992). Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos*, 65(1), 169-175. <https://doi.org/10.2307/3544901>
- Echeverri, D. & Rodríguez, P. (2006). Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical en el municipio de Pereira, Risaralda Colombia. *Scientia Et Technica*, 1(30). <https://doi.org/10.22517/23447214.6589>

- Eldridge, W., MacNamara, M. & Pacheco, N. (1987). Activity patterns and habitat utilization of pudus (*Pudu puda*) in south-central Chile. En Wemmer CM. (Eds). *Biology and management of the Cervidae*. (pp. 352 – 370). Smithsonian Institution Press
- Elith, J. (2002). Quantitative methods for modeling species habitat: comparative performance and an application to Australian plants. En Ferson, S. and Burgman, M. (Ed), *Quantitative methods for conservation biology*. (pp. 39-5). Springer.
- Elith, J., Phillips, S., Hastie, T., Dudik, M., Chee, Y. & Yates, C. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distribution*, 17, 43-57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Forman, R. (1995). *Land Mosaic: The ecology of landscapes and regions*. The Ecological Design and Planning Reader. Nueva York, Cambridge University Press.
- Forman, R. & Godron, M. (1981). Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience*, 31(10), 733–740. <https://doi.org/10.2307/1308780>
- García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema: *Ecosistemas*, 20(2-3), 1697- 2473. <http://hdl.handle.net/10045/20730>
- Gatica, L. (2020). *Patrón de actividad de pudu puda y canis lupus familiaris en un paisaje rural en la zona norte de la Isla de Chiloé*. [Tesis de grado inédita, Universidad de Concepción].
- Gayó, E., McRostie, V., Campbell, R., Flores, C., Maldonado, A., Uribe, M., Santoro, C., Duncan, C., Muñoz, A. & Gallardo, L. (2019). Geohistorical records of the Anthropocene in Chile. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 7, 15. <https://doi.org/10.1525/elementa.353>
- GBIF.org. (18 de mayo de 2022). GBIF Occurrence Download. <https://doi.org/10.15468/dl.28gcyd>
- Gurrutxaga, M. (2003). Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de biodiversidad y paisaje de la CAPV. Recuperado de: https://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/indicadores_biodiversidad/es_doc/adjuntos/fragmentacion_2003.pdf
- Gurrutxaga, M. (2014). Categorización de corredores ecológicos en función de su contribución a la conectividad de la red Natura 2000. Implicaciones para la ordenación del territorio. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, (14), 68–84. <https://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/301>
- Gurrutxaga, M. & Lozano, P. (2006). Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos. Revista de Geografía* (16), 33-54. <http://doi.org/10.18002/pol.v0i16.410>

- Gurrutxaga, M. & Lozano, P. (2008a). Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos: ¿Solucionan la problemática de fragmentación de hábitats?. *Observatorio Medioambiental*. (11), 171-183.
<https://revistas.ucm.es/index.php/OBMD/article/view/OBMD0808110171A/21302>
- Gurrutxaga, M. & Lozano, P. (2008b). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, 69(265), 519-543.
<https://estudiosgeograficos.revistas.csic.es/index.php/estudiosgeograficos/article/view/97/94>
- Gómez, A., Anaya, J., Álvarez, E. (2005). Análisis de fragmentación de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera central de los andes colombianos. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 4(7),13-27. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=75004702>
- Goye, R. (2021). *Priorización de infraestructura ecológica a escala espacial fina para el puma (puma concolor) en la zona central de Chile*. [Tesis de grado, Universidad de Chile]. Recuperado de: <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/186702->
- Graham, CH., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C., & Peterson, A. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution* 19(9): 497- 503. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.006>
- Herrera, J. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20(2-3):21-34. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:140718863>
- Hershkovitz P. (1982). *Neotropical deer (Cervidae). Part 1*. Pudus, genus Pudu Gray. *Fieldiana Zoology, New Series*. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.5080>
- Hijmans, R. (2012). Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology*. 93 (3): 679–688. <https://doi.org/10.1890/11-0826.1>
- Hilty, J., Worboys, G.L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., Carr, M., Pulsford I., Pittock, J., White, J.W., Theobald, D.M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J.E.M., Ament, R., and Tabor, G.M. (2020). *Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors*. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 30. Gland, Switzerland: IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en>
- Hormazábal, J. (2006). *Degradación espacial y temporal del bosque nativo, en el noreste de la isla grande de Chiloé, x región*. [Tesis de grado, Universidad de Chile]. Recuperado de: https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/100879/0420_hormazabal_j.pdf?sequence=3
- Iriarte, A. & Jaksic, F. (2012). *Los carnívoros de Chile*, primera edición. Ediciones CASEB/Flora & Fauna.
- IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services (summary for policy makers). IPBES Plenary at its seventh session (IPBES

7, Paris, 2019). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>

International Business Machines. (2021). Análisis ROC. Recuperado de: <https://www.ibm.com/docs/es/spss-statistics/beta?topic=features-roc-analysis>

IUCN. (2023). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023. Disponible en: <https://www.iucnredlist.org>.

Grez, A., Simonetti, J., & Bustamante, R. (2007). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: Patrones y procesos en diferentes escalas. En R. Jaña, J. Celis, A. Gutiérrez, C. Cornelius y J. Armesto (Eds.), *Diversidad en bosques fragmentados de Chiloé: ¿Son todos los fragmentos iguales?* (pp. 159-189). Editorial Universitaria. <https://doi.org/10.4067/S0718-16202007000200009>

Jiménez, J. (1995). *Responses of pudus (Pudu puda Molina 1782) to human disturbances in Neotropical temperate rainforests*. Final Report for the Lincoln Park Zoo Scott Neotropical Fund. 113 pp.

Jiménez, J. (2005). *Pudú (Pudu puda): el ciervo más pequeño del mundo. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile* (C. Smith-Ramírez, J. Armesto & C. Valdovinos, eds.). Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

Jiménez, J. (2010) *Southern pudu Pudu puda (Molina 1782)*. En: Barbanti Duarte JM & S Gonzalez (Ed.), *Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer*. (Pp 140-150). Jaboticabal, SP, Brazil & Gland, Switzerland: Funep & IUCN.

Lambert, F. & Pliscoff, P. (2017). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Santiago de Chile: Editorial Universitaria, Segunda Edición. Recuperado de: <https://hdl.handle.net/20.500.14001/62340>.

Lira, E. (2019). *Evaluación de la amenaza por el establecimiento potencial de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE)*. [Tesis grado, Universidad de Chile]. Recuperado de: <https://www.bibliotecadigital.uchile.cl/>

Maciel, C., Manríquez, N., Octavio, P., & Sánchez, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria*, 25(2), 3-19. <https://doi.org/10.15174/au.2015.690>

Mateo, R., Felicísimo, A., Ángel, M. & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2), 217-240. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>

McRae, B. & Kavanagh, D. (2011). Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Recuperado de: <https://circuitscape.org/linkagemapper>.

Meisingset, E., Loe, L., Brekkum, Ø., Moorter, B. & Mysterud, A. (2013). Red Deer Habitat Selection and Movements in Relation to Roads. *Journal of Wildlife Management*. 77(1). <https://doi.org/10.1002/jwmg.469>

- Miller, S., Rottmann, J., Kenneth., Raedeke, K. & Taber, R. (1983). Endangered mammals of Chile: Status and conservation. *Biological Conservation*. 25 (4), 335-352. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(83\)90069-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(83)90069-1)
- Ministerio de Medio Ambiente (2017). Estrategia nacional de biodiversidad 2017-2030. Recuperado de: https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/03/Estrategia_Nac_Biodiv_2017_30.pdf
- Ministerio del Medio Ambiente. (2019). Sexto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile, 220 pp.
- Ministerio del Interior y Seguridad Pública. (2023). Información geográfica: provincia de Chiloé. Recuperado de: <http://www.gobernacionchiloe.gov.cl/geografia/>
- Ministerio de Medio Ambiente. (2023). Registro de áreas protegidas. Recuperado de: <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/>
- Mota, C., Encarnación, A., Ortega, H., Prieto, D., Peña, A. & Rojas, O. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. En: Moreno, C. E. (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (pp. 39-63). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex.
- Muñoz-Reja, L. (2018). *Elaboración de un modelo predictivo de distribución potencial del cultivo chenopodium quinoa willd. Basado en necesidades edafoclimáticas con objeto de determinar las zonas de correcta adaptación en Extremadura*. [Tesis de maestría, Universidad de Extremadura]. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10662/7606>
- Myers, N., & Mittermeier, R., Mittermeier, C., Fonseca, G. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Parra, C. (2022). *Efectos de la actividad del humano (homo sapiens) y del perro (canis lupus familiaris) sobre la fauna nativa de un paisaje rural del norte de la Isla de Chiloé*. [Tesis de grado inédita, Universidad de Concepción].
- Pascual-Hortal, L. & Saura, S., (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecol.* 21 (7), 959–967. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>
- Pavez-Fox, M., Estay, S.A. (2016). Correspondence between the habitat of the threatened pudú (Cervidae) and the national protected-area system of Chile. *BMC Ecol.* 16 (1). <https://doi.org/10.1186/s12898-015-0055-7>
- Peterson, A., Soberón, J., Pearson, R., Anderson, R., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions* (MPB-49). Princeton University Press. Recuperado de: <http://www.jstor.org/stable/j.ctt7stnh>
- Phillips, S. & Dudik, M. (2008) Modeling of Species Distributions with MaxEnt: New Extensions and a Comprehensive Evaluation. *Ecography*, 31, 161-175. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0906->

- Phillips, S., Anderson, R. & Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions, *Ecological Modelling*, 190, 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E., & Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887-893. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>
- Phillips, S., Dudik, M. & Schapire, R. (2020). Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). Recuperado de: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Accessed on 2023-4-3.
- Pincheira, S. (2013). *Establecimiento de jerarquía y nivel de sociabilidad en pudúes (pudu puda) bajo condiciones de semicautiverio*. [Memoria para el grado. Universidad Austral de Chile. Valdivia]. Recuperado de: <http://cybertesis.uach.cl/>
- Pinto, J. (2023). *Identificación de sitios prioritarios de restauración y protección para la conectividad de pudu puda en la cordillera de la costa entre las regiones de maule a biobio*. [Tesis de grado inédita. Universidad de Concepción].
- Pliscoff, P. & Fuentes, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de geografía Norte Grande*, (48), 61-79. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-3402201100010000>
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, A., Tang, H., Silva, C., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J.B., Hofton, M. (2020) Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, (253). <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165>
- Puerta, C., Brotons, Ll., Zamora, R. y Díaz, M. (2013). Cambios en los usos del suelo y fragmentación. En: *Conservar aprovechando. Cómo integrar el cambio global en la gestión de los montes españoles*. E. Doblas-Miranda (ed.), (pp. 37-43). CREA, Barcelona.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., 3rd, Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Rojas, H., & Araya, S. (2019). Medidas de conservación ex situ: Un enfoque metapoblacional a partir del modelo clásico de Levins. *Gayana (Concepción)*, 83(1), 46-56. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382019000100046>
- Ruiz, V., Savé, R., Herrera, A. (2013). Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el Paisaje Terrestre Protegido Miraflores Moropotente Nicaragua, 1993 - 2011. *Ecosistemas* 22(3):117-

123. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.16>

- Santos, T., & Tellería, J. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies: *Ecosistemas*, 15(2). <http://hdl.handle.net/10045/7785>
- Sarricolea, P., Herrera, M. & Meseguer, Ó. (2017). Climatic regionalization of continental Chile. *Journal of Maps*. 13 (2), 66–73. <https://doi.org/10.1080/17445647.2016.1259592>
- Saura, S. (2013). *Métodos y herramientas para el análisis de la conectividad del paisaje y su integración en los planes de conservación*. En M. De la Cruz, Avances en el análisis espacial de datos ecológicos. Aspectos metodológicos y aplicados (pp. 1-46).
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*. 83 (2-3): 91-103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- Saura, S. & J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: Un paquete de software para cuantificar la importancia de los parches de hábitat para la conectividad del paisaje. *Modelado ambiental y software* 24: 135-139.
- Saura, S & Gonzalez, S. & Elena, R. (2011). Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: El índice del Área Conexa Equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León. *Rev. Montes*. 106. 15-21.
- Silva-Rodríguez, E., Verdugo, C., Aleuy, O., Sanderson, J., Ortega-Solís, G., Osorio-Zúñiga, F, & González-Acuña, D. (2010). Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu pudu* in Chile: Implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx*, 44(1), 97-103. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990445>
- Silva-Rodríguez, E. A., Aleuy, O. A., Fuentes-Hurtado, M., Vianna, J. A., Vidal, F., & Jiménez, J. E. (2011). Priorities for the conservation of the pudu (*Pudu pudu*) in southern South America. *Animal Production Science*, 51(4), 375-377. <https://doi.org/10.1071/AN10286>
- Silva-Rodríguez, E., Pastore, H. & Jiménez, J. (2016). *Pudu pudu*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T18848A22164089. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T18848A22164089.en>
- Soberón, J., & Miller, C. (2009). Evolución de los nichos ecológicos. *Miscelánea matemática*. (49), 83-99. [https://doi.org/10.1016/s0186-1042\(13\)71195-1](https://doi.org/10.1016/s0186-1042(13)71195-1)
- Soberón, J., Osorio, L. & Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(2), 437-441. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>
- Strappa, B. (2016). *Mapa de hábitat para la conservación del huemul (Hippocamelus bisulcus) en Chile Central*. [Tesis de maestría, Universidad de Chile]. Recuperado en:

<https://www.researchgate.net/publication/322831480> Mapa de habitat para la conservaci
on del huemul *Hippocamelus bisulcus* en Chile Central

- Taylor, P., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3): 571-572. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Taylor, P., Fahrig, L., & With, K. (2006). *Landscape connectivity: A return to the basics*. In K. Crooks & M. Sanjayan (Eds.), *Connectivity Conservation* (Conservation Biology, pp. 29-43). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.003>
- Turner, I. M. (1996). Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33(2), 200-209. <https://doi.org/10.2307/2404743>
- Valdés, A. (2011). *Efectos de la pérdida y fragmentación de habitat en la ecología de poblaciones de Primula vulgaris L. en bosques cantábricos*. [Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo]. Recuperado de: <https://dialnet.unirioja.es/>.
- Vázquez, D. (2005). Reconsiderando el nicho hutchinsoniano. *Ecología austral*, 15(2), 149-158. Recuperado en: https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1462
- Vila, J., Varga, D., Llausas, A. & Ribas, A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 48, 151-166. <https://raco.cat/index.php/DocumentsAnalisi/article/view/72657>.
- Zumbado, F., Vargas, D. & Agüero, J. (2022). Propuesta metodológica para la delimitación de zonas de amortiguamiento en la planificación de espacios protegidos en Costa Rica. *Cuadernos de Geografía*, 46, 35-50. Recuperado de: <https://dialnet.unirioja.es/>.
- Zúñiga, A. & Jiménez, J. (2018) Activity patterns and habitat use of pudu deer (*Pudu puda*) in a mountain forest of south-central Chile. *Journal of Natural History*, 52(31-32): 2047-2054. <https://doi.org/10.1080/00222933.2018.1510995>

ANEXOS

Anexo N°1: Datos avistamientos de pudú.

species	Longitude	Latitude
Pudu puda	-73.779.731	-43.197.295
Pudu puda	-73.823.581	-43.182.647
Pudu puda	-73.945.313	-43.171.533
Pudu puda	-73.931.646	-43.169.449
Pudu puda	-73.915.084	-43.151.629
Pudu puda	-73.849.595	-43.130.291
Pudu puda	-73.596.111	-430.991
Pudu puda	-73.835.628	-43.085.735
Pudu puda	-73.689.836	-43.041.828
Pudu puda	-73.740.945	-43.025.734
Pudu puda	-73.772.934	-4.302.157
Pudu puda	-73.907.373	-43.005.427
Pudu puda	-73.691.301	-42.948.542
Pudu puda	-73.765.226	-42.887.444
Pudu puda	-74.079.243	-42.792.685
Pudu puda	-73.918.291	-427.921
Pudu puda	-74.039.868	-42.791.465
Pudu puda	-73.852.814	-42.764.349
Pudu puda	-73.886.581	-42.732.794
Pudu puda	-737.855	-427.231
Pudu puda	-73.989.973	-42.702.002
Pudu puda	-7.398.055	-42.636.091
Pudu puda	-73.962.221	-42.571.058
Pudu puda	-73.899.424	-42.548.388
Pudu puda	-74.167.002	-42.474.215
Pudu puda	-7.385.261	-42.459.698
Pudu puda	-73.909.475	-42.429.953
Pudu puda	-73.939.917	-42.377.204
Pudu puda	-73.819.155	-42.352.041
Pudu puda	-73.927.951	-42.324.376
Pudu puda	-73.841.648	-42.305.341
Pudu puda	-73.876.933	-42.294.598
Pudu puda	-73.607.153	-42.287.373
Pudu puda	-73.724.202	-42.279.111
Pudu puda	-73.595.802	-42.275.206
Pudu puda	-73.785.804	-42.255.011
Pudu puda	-73.689.548	-42.242.507
Pudu puda	-737.499	-422.332

Pudu puda	-73.917.607	-42.217.341
Pudu puda	-73.884.748	-42.147.386
Pudu puda	-73.994.166	-420.838
Pudu puda	-73.916.344	-42.074.488
Pudu puda	-739.679	-420.439
Pudu puda	-73.974.198	-42.025.824
Pudu puda	-74.034.596	-41.929.976
Pudu puda	-73.718.961	-41.929.147
Pudu puda	-73.562.273	-4.191.793
Pudu puda	-73.593.358	-4.189.115
Pudu puda	-73.884.249	-41.878.256
Pudu puda	-73.944.678	-41.876.597
Pudu puda	-74	-43.150.002
Pudu puda	-73.926.521	-43.103.355
Pudu puda	-73.997.041	-4.214.467

Fuente: Elaboración propia (2023) en base a Gbif (2022) & Colihueque et al (2020).

Anexo N°2: Descripción variables bioclimáticas.

Variable	Descripción
BIO1	Temperatura media anualX
BIO2	Intervalo medio diurno (Media mensual (temp. máx. - temp. mín.))X
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (×100)
BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar ×100)X
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálidoxX
BIO6	Temperatura mínima del mes más fríoxX
BIO7	Rango Anual de Temperatura (BIO5-BIO6)
BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo
BIO9	Temperatura Media del Cuarto Más Seco
BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido
BIO11	Temperatura media del trimestre más frío
BIO12	Precipitación AnualX
BIO13	Precipitación del mes más lluvioso
BIO14	Precipitación del mes más seco
BIO15	Estacionalidad de la Precipitación (Coeficiente de Variación)xX
BIO16	Precipitación del trimestre más lluviosoX
BIO17	Precipitación del trimestre más secoX
BIO18	Precipitación del trimestre más cálidoxX
BIO19	Precipitación del trimestre más fríoxX

Fuente: Elaboración propia (2023) en base a Worldclim.

Anexo N°3: Matriz de correlación de Spearman para las variables predictivas.

Río de Speaman	dist_hrsi	dist_arub	Altud	dist_lrnal	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16	B17	B18	B19	
Río de Speaman	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	1,000	,152	,136	,168	-,172	-,139	-,226	,269	-,132	-,215	,241	-,189	-,152	-,147	-,198	,053	-,053	,297	-,351	-,086	,267	,274	-,119
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
dist_arub	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	,152	1,000	,163	,832	-,654	-,733	-,683	,558	-,681	-,630	,037	-,668	-,646	-,639	-,666	-,234	-,353	,088	-,362	-,360	-,014	,002	-,393
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
Altud	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	,136	,163	1,000	,294	-,609	-,152	-,202	,274	-,519	-,570	-,043	-,561	-,620	-,629	-,554	-,311	-,341	-,064	-,158	-,351	-,145	-,138	-,280
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
dist_lrnal	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	,168	,832	,294	1,000	-,788	-,788	-,774	,691	-,785	-,780	,062	-,808	-,766	-,756	-,807	-,340	-,480	,076	-,491	-,499	-,036	-,013	-,518
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B1	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,172	-,654	-,609	-,788	1,000	,720	,735	-,712	,964	,966	,075	,988	,990	,984	,982	,603	,712	,121	,432	,726	,270	,226	,688
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B2	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,139	-,733	-,152	-,788	,720	1,000	,907	-,693	,805	,689	,200	,740	,711	,696	,746	,422	,562	-,008	,498	,559	,123	,052	,606
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B3	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,226	-,683	-,202	-,774	,735	,907	1,000	-,907	,736	,791	-,109	,797	,681	,657	,814	,377	,611	-,267	,754	,627	-,120	-,217	,702
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B4	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	,269	,558	,274	,691	-,712	-,693	-,907	1,000	-,623	-,836	,396	-,800	-,625	-,597	-,818	-,397	-,662	,372	-,896	-,692	,240	,331	-,761
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B5	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,132	-,681	-,519	-,785	,694	,805	,736	-,623	1,000	,894	,264	,938	,975	,971	,933	,617	,691	,234	,323	,698	,379	,236	,654
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B6	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,215	-,630	-,570	-,780	,966	,689	,791	-,836	,894	1,000	-,125	,989	,925	,912	,892	,574	,735	-,031	,605	,760	,120	,061	,741
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B7	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	,241	,037	-,043	,062	,075	,200	-,109	-,396	,264	-,125	1,000	-,023	,171	,191	-,039	,237	,044	,635	-,601	-,009	,648	-,095	-,095
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B8	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,189	-,666	-,561	-,808	,988	,740	,797	-,800	,938	,989	-,023	1,000	,968	,947	,999	,600	,741	,042	,537	,760	,192	,135	,736
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B9	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,152	-,646	-,620	-,766	,990	,711	,681	-,625	,975	,925	,171	,968	1,000	,999	,949	,605	,682	,200	,330	,694	,346	,311	,643
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B10	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,147	-,639	-,629	-,756	,984	,698	,657	-,597	,971	,912	,191	,947	,999	1,000	,936	,603	,671	,216	,301	,682	,362	,332	,627
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B11	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,198	-,666	-,554	-,807	,982	,746	,814	-,818	,933	,992	-,039	,999	,949	,936	1,000	,588	,739	,015	,584	,759	,166	,107	,741
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B12	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	,053	-,234	-,311	-,340	,603	,422	,377	-,397	,617	,574	,237	,600	,605	,603	,588	1,000	,922	,613	,117	,919	,712	,625	,854
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B13	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,053	-,353	-,341	-,480	,712	,562	,611	-,662	,691	-,735	,044	,741	,682	,671	,739	,922	1,000	,313	,421	,894	,441	,338	,962
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B14	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	,297	,088	-,064	,076	-,121	-,008	-,267	,372	,234	-,031	,635	,042	,200	,218	,015	,613	,313	1,000	-,647	,297	,971	,973	,169
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B15	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,351	-,362	-,158	-,491	,432	,488	,754	-,886	,323	,605	-,601	,537	,330	,301	,564	,117	,421	-,647	1,000	,457	-,554	-,630	,560
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B16	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,086	-,360	-,351	-,499	,726	,559	,627	-,692	,698	,780	-,009	,760	,684	,682	,759	,919	,984	,297	1,000	,425	-,321	,977	,979
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B17	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	,267	-,014	-,145	-,036	,270	-,123	-,120	,240	,379	,120	,650	,192	,346	,362	,166	,712	,441	,971	-,554	1,000	,977	,296	,296
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B18	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	,274	,002	-,138	-,013	,226	,052	-,217	,331	,335	,061	,648	-,135	,311	,332	-,107	,626	,338	,973	-,630	1,000	,977	,1000	,182
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079
B19	Coefficiente de correlación Sig. (bilateral)	-,119	-,363	-,280	-,518	,698	,608	,702	-,761	,654	,741	-,095	,738	,643	,627	,747	,854	,962	-,169	,590	,979	,298	,182	1,000
	N	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079	13079

Fuente: Elaboración propia (2023).

Anexo N°4: Contribución de variables modelo preliminar.

Variable	Percent contribution	Permutation importance
distveiasc	37.8	10.7
distarurb	12.7	22.3
vegaci	11.9	5.5
bio2asc	9	22.7
demasc	7.7	2.9
bio7asc	4.9	14.8
bio15asc	3.8	1.7
bio5asc	3.7	7.1
bio12asc	3.6	3
disrhidri	2	0
bio10asc	1.2	4
bio6asc	0.7	4.3
bio18asc	0.5	1.1
bio14asc	0.3	0
bio17asc	0.2	0
bio8asc	0	0
bio3asc	0	0
bio1asc	0	0
bio19asc	0	0
bio16asc	0	0
bio13asc	0	0
bio9asc	0	0
bio11asc	0	0
bio4asc	0	0

Fuente: Elaboración propia (2023)

Anexo N°5: Valores matriz de resistencia para cada cobertura de uso de suelo

Cobertura de uso de suelo	Valor resistencia
Bosque nativo	1
Plantación	51
Matorral	58
Incendio	88
Suelo desnudo permanente	85
Cuerpo de agua	68
Humedal	72
Agrícola	86
Urbano	97

Fuente: Javier Pinto (2023).