



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

PRIORIZACIÓN DE INFRAESTRUCTURA
ECOLÓGICA A ESCALA ESPACIAL FINA
PARA EL PUMA (*Puma concolor*) EN LA ZONA
CENTRAL DE CHILE

Memoria para optar al título de Geógrafo

RICARDO GOYE SANZANA

Profesor Guía: Dr. Alexis Vásquez Fuentes

SANTIAGO – CHILE

2021

*Que nuestros hijos y nietos puedan cruzar
miradas con un puma en estado salvaje,
de manera pacífica y respetuosa, debería
y puede perfectamente ser nuestro sueño,
nuestro gran sueño de adultos.*

René Araneda

AGRADECIMIENTOS

Estos últimos dos años en los que he estado trabajando en mi proceso de título no han sido fáciles, pero pese a todas las dificultades ha sido una etapa llena de aprendizajes. Es por ello, que estoy profundamente agradecido de todas las personas que han formado parte de este proceso de una u otra forma.

Quisiera partir agradeciendo a mis padres Ricardo y Verónica por siempre estar presentes y entregarme su amor incondicional. A mis hermanas Natalia, Almendra y mi hermano Felipe por acompañarme en todas las etapas de mi vida y preocuparse siempre de mí. Finalmente a Crix, por alegrarme todos los días. A cada uno, los amo infinito.

Agradecer a mi profesor guía Alexis Vásquez Fuentes, por permitirme llevar a cabo esta memoria y poder participar en sus cursos. Gracias por sus enseñanzas, tiempo, paciencia y palabras de aliento que me permitieron sacar esta tarea adelante, sin su ayuda esto no hubiera sido posible.

Gracias al Proyecto GEFSEC ID 5135 “Protegiendo la Biodiversidad y Múltiples Servicios Ecosistémicos en Corredores Biológicos de Montaña, en el Ecosistema Mediterráneo de Chile (GEF Montaña; 2016-2022), iniciativa del Ministerio del Medio Ambiente y la agencia implementadora internacional ONU Medio Ambiente, por ayudarme a desarrollar este trabajo, en el marco del estudio de carnívoros nativos, para la instalación de un Sistema de Información y Monitoreo de la Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos de la Región Metropolitana de Santiago (SIMBIO RMS), aportándome información muy valiosa. Agradecer especialmente a los colaboradores Petra Wallem Stein, Nicolás Lagos Silva y Camila Dünner Oligier por sus críticas constructivas y por compartir su conocimiento y admiración por los pumas.

A mis compañeros y compañeras de proceso de memoria Silvana, Diego y Mauricio, por su compañía y apoyo en este camino, por la posibilidad de compartir momentos de alegrías, así como también momentos de estrés y sufrimiento. Gracias a Ruth, por brindarme su colaboración y experiencia cuando me encontraba más desorientado.

No puedo dejar de agradecer a mis amigos y amigas de esta bella carrera, que se convirtieron en personas muy especiales para mí a lo largo de estos 6 años, gracias por todo el aprendizaje y los momentos vividos. Especialmente a Diego, Silvana, Cata, Ingrid, Felipe y a todos los “Georatas” por acompañarme desde el primer año hasta el día de hoy. Agradecer a Javiera, por siempre entregarme su ayuda desinteresada en todo momento y especialmente ahora, además de contagiarme con su pasión por la fotografía.

Para terminar, agradecer a mis amigos y amigas fuera de la carrera, que me han visto crecer y que pese al tiempo siempre han estado presentes, preocupados siempre de mis avances, cada uno sabe lo importantes que son para mí.

RESUMEN

La fragmentación del paisaje causada por el ser humano es uno de los principales desafíos que enfrentan los ecosistemas y la biodiversidad en general. La conectividad funcional de la infraestructura ecológica a través de la conservación de redes asoma como la medida más efectiva para contrarrestar el efecto de la fragmentación.

La zona central de Chile está siendo especialmente afectada por estas dinámicas de transformación del paisaje, lo cual ha traído que especies como el puma, que poseen un amplio ámbito de hogar, se vean cada vez más amenazadas.

En este contexto, el propósito de esta investigación es la priorización de la infraestructura ecológica para el *Puma concolor* en base a una modelación espacial a escala fina en el área que comprende el Proyecto GEF Corredores Biológicos de Montaña para la zona central del país.

Con este objetivo, se realizó una modelación de nicho ecológico a escala fina, con la cual se identificó los núcleos de hábitat para posteriormente modelar los corredores ecológicos potenciales a través de rutas de menor costo. Finalmente, la infraestructura ecológica identificada fue priorizada para ser preservada o restaurada en base a las necesidades específicas para el puma.

Los resultados indican que las variables topográficas son las que determinan en mayor medida el nicho ecológico del puma, encontrándose su distribución restringida a los principales cordones montañosos. La zona norte del área de estudio es donde se concentra la infraestructura ecológica en mejor estado y con prioridad para ser preservada, específicamente 2 núcleos de hábitat ubicados en el cordón montañoso El Roble y en la cordillera de Los Andes y 4 corredores ecológicos potenciales. Al contrario de la zona sur, en donde el núcleo de hábitat localizado en el cordón montañoso de Cantillana se encuentra más aislado y los 2 corredores ecológicos potenciales que lo conectan tienen una calidad deficiente.

Es necesario que la conservación del puma sea desarrollada y gestionada a través de redes ecológicas, asegurando la conectividad funcional de la especie a través de toda la infraestructura ecológica identificada. Esta es la única forma de mantener estables en el largo plazo a las subpoblaciones de puma en un ambiente tan fragmentado como lo es la zona central de Chile.

Palabras claves: infraestructura ecológica, escala fina, conectividad funcional, preservación, restauración.

ABSTRACT

Human-caused landscape fragmentation is one of the main challenges facing ecosystems and biodiversity in general. The functional connectivity of ecological infrastructure through network conservation looms as the most effective measure to offset the effect of fragmentation.

The central zone of Chile is being especially affected by these dynamics of landscape transformation, which has caused species such as the puma, which has a wide home range, to be increasingly threatened.

In this context, the purpose of this research is the prioritization of the ecological infrastructure for the *Puma concolor* based on a fine-scale spatial modeling in the area comprising the GEF Mountain Biological Corridors Project for the central area of the country.

To this end, a fine-scale ecological niche modeling was carried out, in which habitat cores were identified, to subsequently model the potential ecological corridors through least cost paths. Finally, the identified ecological infrastructure was prioritized to be preserved or restored based on the specific needs for the cougar.

The results indicate that the topographic variables are those that in greater extent determine the ecological niche of the cougar, finding their distribution restricted to the main mountain ranges. The northern area of the study area is where the ecological infrastructure is concentrated in better condition and with priority to be preserved, specifically 2 habitat cores located in El Roble range and in Los Andes mountain range and 4 potential ecological corridors. Unlike the southern zone, where the habitat core located in the Cantillana range is more isolated and the 2 potential ecological corridors that connect it have a deficient quality.

It is necessary that the conservation of the cougar be developed and managed through ecological networks, ensuring the functional connectivity of the species through all the identified ecological infrastructure. This is the only way to keep cougar subpopulations stable in the long term in an environment as fragmented as central Chile.

Key words: ecological infrastructure, fine scale, functional connectivity, preservation, restoration.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO I: PRESENTACIÓN	8
1.1 Introducción	8
1.2 Planteamiento del problema.....	10
1.3 Objetivos	11
1.3.1 Objetivo general.....	11
1.3.2 Objetivos específicos.....	11
CAPÍTULO II: ESTADO DEL ASUNTO	12
2.1 El paisaje desde una perspectiva ecológica	12
2.1.1 Estructura del paisaje	12
2.1.2 Fragmentación y conectividad del paisaje	13
2.2 Infraestructura ecológica (IE)	15
2.2.1 Aproximaciones teóricas y prácticas para trabajar con IE.....	17
2.3 Zonas prioritarias	20
2.4 Especie focal: <i>Puma concolor</i>	21
2.4.1 Experiencias previas con IE para el puma.....	22
CAPÍTULO III: PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO	24
3.1 Área de estudio.....	24
3.2 Resumen metodológico	26
3.3 Distribución de la especie.....	26
3.3.1 Variable dependiente.....	26
3.3.2 Variables independientes	29
3.3.3 Correlación de variables y ajuste del modelo	30
3.3.4 Método de construcción y evaluación del modelo	30
3.4 Infraestructura ecológica	30
3.4.1 Definición de los núcleos de hábitat.....	30
3.4.2 Identificación de los corredores ecológicos potenciales.....	31
3.5 Priorización de la infraestructura ecológica.....	32
3.5.1 Priorización de núcleos de hábitat	32
3.5.2 Priorización de corredores ecológicos	33
CAPÍTULO IV: RESULTADOS	35
4.1 Distribución de la especie.....	35
4.2 Infraestructura ecológica	38

4.3 Priorización de infraestructura ecológica	41
CAPÍTULO V: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	44
5.1 Discusión.....	44
5.2. Conclusiones	47
BIBLIOGRAFÍA.....	49
ANEXOS.....	57

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1: Modelo parche-matriz-corredor de Forman (1995).....	13
Fig. 2: Proceso de fragmentación de hábitat	13
Fig. 3: Modos para mejorar la conectividad	14
Fig. 4: Tipos de corredores ecológicos	16
Fig. 5: Modelo de nicho ecológico.....	17
Fig. 6: Ruta y corredor de menor costo.....	19
Fig. 7: Teoría de grafos	19
Fig. 8: Puma captado por cámara trampa en el área de estudio.....	22
Fig. 9: Cartografía del área de estudio.....	25
Fig. 10: Esquema metodológico.....	27
Fig. 11: Filtro de datos aglomerados.....	28
Fig. 12: Gráfico del porcentaje de contribución de las variables finales.....	35
Fig. 13: Gráfico del área (km ²) de las zonas de mayor probabilidad de presencia según cobertura de suelo.....	36
Fig. 14: Cartografía del modelo de nicho ecológico.....	37
Fig. 15: Cartografía de la infraestructura ecológica.....	40
Fig. 16: Cartografía de la priorización de la infraestructura ecológica	43

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Datos de presencia considerados.....	26
Tabla 2: Variables predictoras consideradas.....	29
Tabla 3: Criterios y puntajes para la priorización de núcleos de hábitat	32
Tabla 4: Priorización de los núcleos de hábitat	33
Tabla 5: Criterios y puntajes para la priorización de corredores ecológicos	34
Tabla 6: Priorización de los corredores ecológicos	34
Tabla 7: Características y métricas de los núcleos de hábitat.....	38
Tabla 8: Características y métricas de los corredores ecológicos potenciales	39
Tabla 9: Puntaje y priorización de los núcleos de hábitat.....	41
Tabla 10: Puntaje y priorización de los corredores ecológicos potenciales.....	42

CAPÍTULO I: PRESENTACIÓN

1.1 Introducción

Actualmente, existe un amplio consenso científico en que la diversidad biológica se encuentra seriamente amenazada a causa de las acciones provocadas por el ser humano (Torres-Mura, Castro & Oliva, 2008), y por ende, la conservación de la biodiversidad es uno de los grandes temas que preocupan a la sociedad.

La forma más tradicional de conservación de la biodiversidad *in situ* consiste en la creación de áreas protegidas, sin embargo, históricamente estas áreas han presentado problemas respecto a la representación de zonas de alto valor ecológico (Urquiza-Hass, Koleff, Lira-Noriega, Kolb & Alarcón, 2011). Es por ello, que hace unas décadas los esfuerzos han estado orientados en priorizar los sitios con alto valor ecológico, para así poder identificar las zonas que son más urgentes de proteger (Geneletti, Orsi, Ianni & Newton, 2011).

Para representar adecuadamente las zonas de alto valor ecológico, es necesario identificar la infraestructura ecológica asociada a la especie focal, i.e., la composición de elementos estructurales en el paisaje que favorecen su conservación (Boitani, Falcucci, Maiorano & Rondinini, 2007), elementos que pueden ser utilizados como hábitat o como rutas de dispersión.

La especie focal de este estudio corresponde al *Puma concolor*, que es considerada una especie paraguas y bandera, por esta razón su conservación podría implicar la protección indirecta de otras especies con las cuales comparte hábitat y su carisma facilitaría la implementación de medidas para su conservación (Isasi-Catalá, 2011).

El puma es un depredador tope y con amplia distribución en el país, que se ha visto seriamente amenazado por la fragmentación de su hábitat, siendo cada vez más frecuente sus avistamientos en las cercanías de los centros urbanos de la zona central de Chile como una muestra de un co-habitar entre seres humanos y el puma (Gálvez, Ohrens & Benavides, 2020), a veces incluso con resultados fatales a causa de atropellos (Lara, 2019; Peña, 2020).

El presente estudio, tiene por finalidad la priorización de la infraestructura ecológica para el puma en la zona central de Chile en base a una modelación espacial a escala fina. Esto se realizó a partir de una modelación de nicho ecológico a una resolución espacial de 30 metros, con el objetivo de determinar los núcleos de hábitat y el cálculo de rutas de menor costo para la identificación de corredores ecológicos potenciales que por sus características físicas facilitarían el desplazamiento del puma.

Finalmente, la priorización de la infraestructura ecológica se determinó en base a una matriz de puntaje para las variables de tamaño y número de conexiones en el caso de los núcleos y la calidad de la conexión, definida por la longitud, número de escalones y de cruces de caminos en el caso de los corredores potenciales.

La importancia de esta investigación radica en el déficit de estudios disponibles sobre puma a nivel país, específicamente en Chile central. Existe escasez de información sobre su distribución potencial, y especialmente sobre la conectividad funcional para la especie en la zona central del país, a excepción del reciente trabajo de Acuña (2020).

Aun así, no se han desarrollado trabajos previos con modelación espacial a escala fina ni propuestas de priorización de la infraestructura ecológica para la especie. De esta forma, la presente memoria es un aporte en la focalización de los recursos destinados a la preservación y restauración de los sitios de mayor importancia para el *Puma concolor*, contribuyendo así, a mantener la conectividad funcional de la especie y el equilibrio ecológico en la zona central de Chile.

1.2 Planteamiento del problema

El cambio de uso de suelo es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Keith et al., 2013) y Chile no ha sido la excepción a la regla. La deforestación ha sido una práctica habitual desde la llegada de los españoles (Lara, Solari, Prieto & Peña, 2012) para el establecimiento de asentamientos y el desarrollo de actividades humanas.

Uno de los procesos más perjudiciales del cambio de uso y coberturas de suelo es la urbanización, el cual se caracteriza por generar vastas superficies con escasas áreas verdes y una alta densidad de infraestructura urbana, causando una fragmentación y eliminación de los hábitats naturales, por ende, una disminución en la riqueza y biodiversidad original (Soto, 2014).

Este fenómeno de fragmentación produce impactos significativos en la conectividad del paisaje y en las poblaciones de individuos que lo habitan, ya que según Menke (2008) las poblaciones que se encuentran aisladas geográficamente son menos resilientes a las perturbaciones naturales teniendo un mayor riesgo de extinción local.

La zona central de Chile corresponde a uno de los 25 hotspot de biodiversidad en el mundo (Myers, Mittermeier, Mittermeier, da Fonseca & Kent, 2000), esto se debe no solo a la gran riqueza de especies y alto endemismo que presenta, sino a que también constituye una de las zonas más amenazadas por las actividades humanas. Un ejemplo de lo anterior corresponde a la región Metropolitana de Santiago, que concentra un 40,5% de la población nacional (Instituto Nacional de Estadísticas, 2018) siendo la zona más densamente poblada de Chile y posee tan solo un 0,9% del bosque nativo a nivel país (Heilmayr, Echeverría, Fuentes & Lambien, 2016; Zhao et al., 2016).

El puma (*Puma concolor*) es una especie muy sensible a las transformaciones de su hábitat, ya que existe una correlación negativa entre el grado de intervención humana y la densidad de sus poblaciones (Iriarte & Jaksic, 2012). La fragmentación ha causado una disminución en la cantidad de alimento, refugio y territorio disponible para esta especie, generando presiones en las poblaciones a escala local que se han replegado en la zona central a los sectores altos de la cordillera de La Costa y de Los Andes. Esta especie corresponde al carnívoro terrestre más grande y ampliamente distribuido del país (Ministerio del Medio Ambiente, 2018).

Los grandes carnívoros como el puma suelen ser considerados como especie bandera debido a su carisma y como especie paraguas por ser generalista de hábitat, tener una gran área de acción, ser sensibles a perturbaciones humanas, poseer un gran tamaño y ser fáciles de estudiar (Isasi-Catalá, 2011). Las especies bandera y paraguas han sido ampliamente utilizadas para proponer áreas protegidas y/o la protección de corredores de dispersión en base a estudios ecológicos.

Por este motivo, resulta indispensable conocer cuál es la distribución potencial de la especie y la infraestructura ecológica que potencialmente usa, para así, poder determinar las zonas con mayor prioridad para ser preservadas o restauradas en la actualidad.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Priorizar la infraestructura ecológica para el puma (*Puma concolor*) en la zona central de Chile.

1.3.2 Objetivos específicos

1. Determinar la distribución potencial de la especie a una escala espacial fina.
2. Identificar la infraestructura ecológica para el puma.
3. Definir zonas de preservación y restauración para el hábitat y la conectividad funcional de la especie.

CAPÍTULO II: ESTADO DEL ASUNTO

2.1 El paisaje desde una perspectiva ecológica

La ecología del paisaje es la disciplina que describe por primera vez el nexo entre paisaje y ecología formalmente, es una de las escuelas más importantes en el ámbito de la ecología vinculándose profundamente a temas espaciales. Esta corriente de pensamiento se remonta a los años 30's siendo uno de los primeros referentes el geógrafo alemán Carl Troll (Etter, 1991).

Troll conceptualizó a la ecología del paisaje como una ciencia que estudia el entramado de relaciones causa-efecto entre los componentes bióticos, abióticos y las condiciones ambientales para un área definida (Vila, Varga, Llausàs & Ribas, 2006).

Según Etter (1991) algunas de las características principales de esta escuela de pensamiento son:

- a) El paisaje se concibe como una entidad espacio-temporal holística, cuyo resultado tanto estructural como funcional se debe a las interacciones entre los componentes.
- b) El ser humano es uno de los principales transformadores del paisaje.
- c) Un enfoque integral es indispensable para poder desarrollar diagnósticos ecológicos y formular planificaciones del uso de la tierra que aseguren tanto su uso sostenido como su conservación a futuro.

A partir de los años 80's, el núcleo principal de pensamiento en ecología del paisaje se desplaza desde Europa hacia Estados Unidos. Esto contribuye con nuevos aportes respecto a la fragmentación de hábitats, conectividad y corredores, dando un especial énfasis a los métodos cuantitativos y estadísticos (Forman, 1995).

Bajo esta perspectiva el paisaje es entendido como un área heterogénea compuesta por un conjunto de ecosistemas interrelacionados y conectados que se repiten en el espacio a través de patrones. Éstos comparten una serie de elementos como flujos de nutrientes, de energía, clima, topografía y perturbaciones (Forman & Godron, 1986). De esta forma, el objetivo de esta disciplina consiste en estudiar los nexos entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos que se desarrollan en el paisaje (Forman & Godron, 1986).

2.1.1 Estructura del paisaje

El paisaje ha sido ampliamente estudiado desde el surgimiento de la ecología del paisaje y en la actualidad existen diversos modelos que intentan explicar su estructura. Para efectos de este trabajo se utilizará el modelo parche-matriz-corredor propuesto por Forman (1995), en el cual el elemento base del paisaje corresponde al mosaico; que a su vez está compuesto de parches, corredores y una matriz.

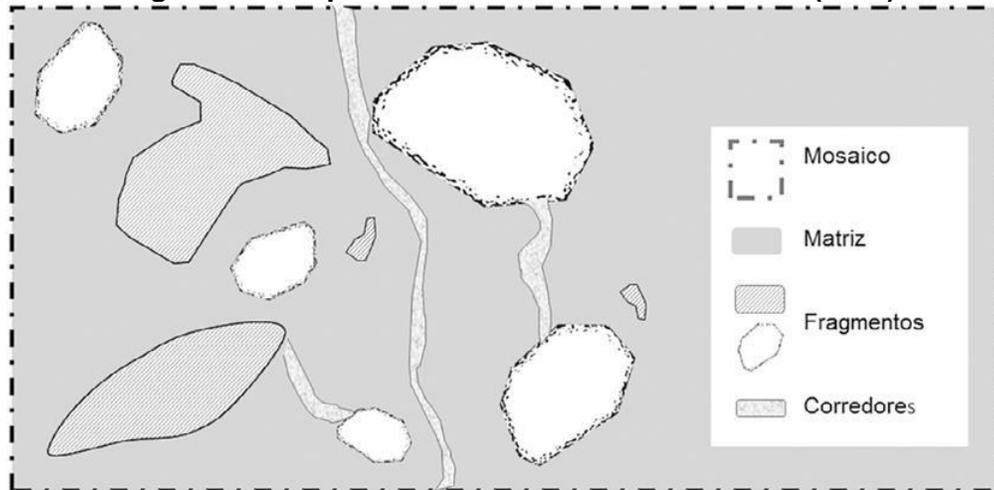
Este modelo es útil debido a la representación simplificada que realiza del paisaje, beneficiando su interpretación y análisis (Forman, 1995), es especialmente aplicable para especies con habilidad de dispersión limitada y que habitan en ambientes fragmentados, ya que serían potencialmente capaz de percibir el paisaje con esta estructura en particular (Thiele, Schuckert & Otte, 2008).

El puma se ha adaptado a vivir en distintos tipos de hábitats a lo largo de todo el continente americano, incluyendo ambientes muy fragmentados como la zona central de Chile. Este modelo de estructura del paisaje ha sido aplicado en variadas ocasiones con la especie,

por ejemplo para identificar sus rutas potenciales de dispersión (LaRue & Nielsen, 2008; Menke, 2008; González, Lara, Coronel & López, 2011).

El modelo propuesto por Forman (1995) supone que los fragmentos corresponden a las zonas núcleos de hábitat y los corredores son las rutas que ofrecen menor resistencia al movimiento. Estos elementos se encuentran inmersos en una matriz que no posee las características ecológicas necesarias para ser consideradas hábitat o rutas de movimiento para la especie en estudio (Fig. 1). Cabe destacar que estos componentes se pueden estudiar a distintas escalas espaciales según el propósito del estudio (Vila et al., 2006).

Fig. 1: Modelo parche-matriz-corredor de Forman (1995)

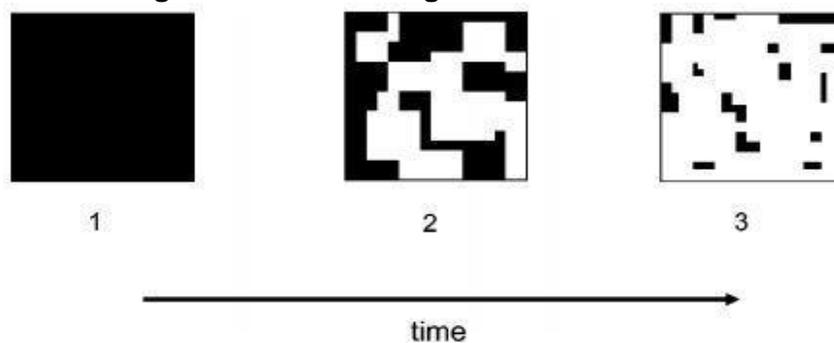


Fuente: Armenteras & Vargas (2016).

2.1.2 Fragmentación y conectividad del paisaje

Los cambios en el paisaje a causa de la fragmentación de hábitat es una de las principales amenazas a la biodiversidad debido a su frecuencia (Fahrig, 2003). Este proceso denominado fragmentación (Fig. 2) se entiende como la división de un hábitat original en porciones de terreno denominadas “parches”, los cuales se encuentran aislados entre sí e inmersos en una matriz que ha sido modificada principalmente por el ser humano (Haddad et al., 2015).

Fig. 2: Proceso de fragmentación de hábitat



Fuente: Fahrig (2003).

Entre las consecuencias estructurales de la fragmentación se encuentran: la disminución de la cantidad de hábitat disponible, el incremento en la cantidad de parches de hábitat, la reducción de sus tamaños y, por último, un incremento en el aislamiento de éstos (Fahrig, 2003).

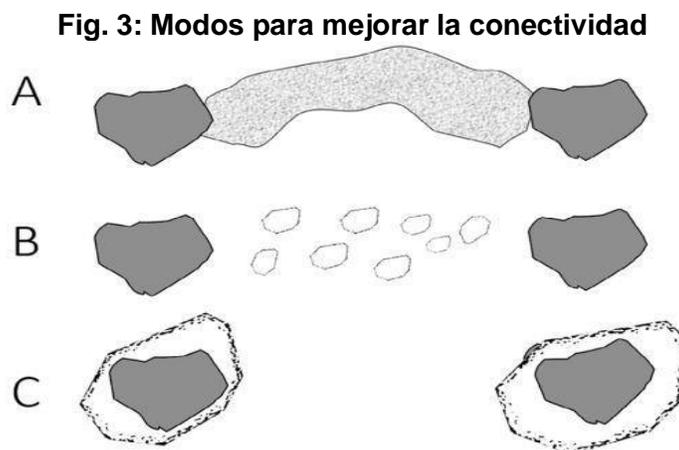
Las metapoblaciones son especialmente vulnerables a la fragmentación de hábitat ya que sufren una drástica disminución en la diversidad y funcionalidad cuando se pierden parches de alto valor para su conectividad (Thompson, Rayfield & Gonzalez, 2017), éstas corresponden a poblaciones separadas espacialmente pero potencialmente conectadas, por fenómenos ocasionales de inmigración y emigración conformando una gran población fragmentada (Gutiérrez, 2003). Algunos de los efectos negativos en la funcionalidad de las metapoblaciones son la disminución de la condición corporal de los individuos, una baja en el esfuerzo reproductivo, inestabilidad durante las etapas de desarrollo y alteraciones en las conductas normales de los ejemplares (Santos & Tellería, 2006).

Por su parte, la conectividad ecológica ha cobrado especial relevancia para la conservación de la biodiversidad como mitigación a los efectos provocados por la fragmentación. Esta se define como el grado en que los elementos del paisaje facilitan o impiden el movimiento de individuos entre los parches de hábitats (Tischendorf & Fahrig, 2000; Rico, 2017).

En este sentido, se puede diferenciar una conectividad estructural y otra funcional. La primera, representa la contigüidad entre fragmentos de hábitat y se puede analizar a través de la estructura del paisaje (Collinge & Forman 1998). La segunda, hace alusión a la respuesta en el comportamiento de un organismo frente a diversos elementos que conforman la estructura del paisaje (Tischendorf & Fahrig, 2000).

Debido a que la conectividad funcional es específica para cada especie analizada, en su mayoría se estudia a través de especies paraguas que contemplan la conservación indirecta de otras especies (Rico, 2017).

Según Armenteras & Vargas (2016) existen diferentes modos de mejorar la conectividad: mediante la creación de corredores ecológicos entre dos parches de hábitat (Fig. 3A); el incremento en la calidad de la matriz circundante a través de la creación de parches más pequeños que faciliten la dispersión (Fig. 3B) y el aumento del tamaño de los parches existentes (Fig. 3C).



Fuente: Armenteras & Vargas (2016).

La mejora en la conectividad funcional trae consigo un incremento en la dispersión de individuos entre poblaciones, junto con la persistencia de poblaciones a nivel local y regional, evitando así las extinciones locales y favoreciendo la colonización de parches de hábitat. Cabe destacar que la conectividad además de favorecer la dispersión de especies también aumenta los flujos de materia y energía (Martínez, Múgica, Castell & de Lucio, 2009).

2.2 Infraestructura ecológica (IE)

La infraestructura ecológica (IE) es comúnmente definida como una composición de elementos estructurales a escala de paisaje (como los núcleos de hábitat y los corredores ecológicos) para favorecer la conservación de la biodiversidad, especialmente aplicado para especies cuyo hábitat se encuentran en esa escala de paisaje (Boitani, Falcucci, Maiorano & Rondinini, 2007).

Conceptualizaciones más recientes la plantean como una red estratégicamente planificada de áreas naturales y semi-naturales con alta relevancia ecológica, diseñadas y gestionadas para servir de soporte estructural y funcional para la biodiversidad, además de ofrecer una variedad de servicios ecosistémicos (Cannas, Lai, Leone & Zoppi, 2018; Ministerio del Medio Ambiente – ONU Medio Ambiente, 2020). Sin embargo, una gran variedad de los servicios ecosistémicos que provienen de la infraestructura ecológica se basa en los hábitats y protección de las especies (Cannas, Lai, Leone & Zoppi, 2018).

En una escala regional, los componentes del paisaje con potencial para ser considerado IE son los que permiten mantener o restaurar procesos ecológicos para el funcionamiento a futuro e.g., las áreas silvestres protegidas, bosques, cordones montañosos, senderos estratégicos y de larga distancia, entre otros (Vásquez, 2016).

Los núcleos, como se mencionó anteriormente son parte fundamental del diseño de infraestructura ecológica. La importancia radica en que se considera que en ellos es donde existen la mayor cantidad de comunidades, especies u otros componentes de interés para la conservación (Colorado, Vásquez & Mazo, 2017), por lo cual son espacios de gran importancia para la especie focal.

Los núcleos se definen como fragmentos de superficie no-lineal, con algún grado de homogeneidad y de superficie variable, pero que presenta diferencias en fisionomía y composición con la superficie que lo rodea (Etter, 1991).

Existen dos características que definen el nivel de eficacia para la mantención de procesos ecológicos que tiene un núcleo:

- d) Tamaño del núcleo: existe una correlación positiva entre la superficie del núcleo y la cantidad de recursos y energía que alberga, aunque en su interior se presentan gradientes entre el borde y el centro (Etter, 1991).
- e) Forma del núcleo: la forma de los fragmentos está vinculada por las características físicas del lugar y las actividades humanas, cuando estas actividades son predominantes los límites de los núcleos suelen tener formas rectilíneas. Se ha estudiado que los límites irregulares benefician el intercambio de energía con el entorno (Vila et al., 2006).

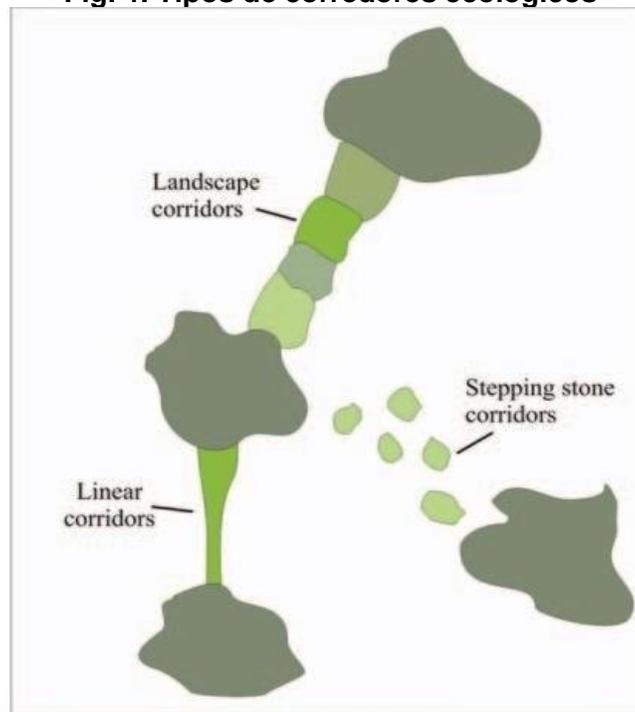
Los corredores al igual que los núcleos, también forman parte de la IE constituyendo una de las herramientas principales para eliminar el efecto distancia y permitir la conectividad del paisaje. Si bien cumplen un rol fundamental, estos también pueden facilitar las invasiones biológicas, dispersión de enfermedades y perturbaciones abióticas (Bennett, 2003).

A pesar de ser un elemento estructural, los corredores tienen también un componente funcional, ya que depende de la especie objetivo y su tipo de movimiento, ya sea de paso, de dispersión o migración, por lo tanto, también depende de la escala de trabajo y análisis (Herrera & Varela, 2013).

Los corredores ecológicos son definidos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Groves, 2020) como cualquier espacio geográfico delimitado que se rige y gestiona a largo plazo para mantener o restaurar de forma efectiva la conectividad ecológica.

A pesar de la comprensión común que se tiene de los corredores como franjas lineales, continuas y angostas, estas características responden sólo a una tipología de corredores (Fig. 4). Existen corredores conformados por puntos de paso o escalones, entendiéndose como una serie de parches de hábitats no conectados entre sí, pero lo suficientemente cercanos para permitir la movilidad de las especies. También existen corredores compuestos por una diversidad de paisajes ininterrumpidos que ofrecen la menor resistencia para el desplazamiento de las especies (Curcic & Djurdjic, 2013).

Fig. 4: Tipos de corredores ecológicos



Fuente: Curcic & Djurdjic (2013).

El ancho y largo de los corredores son factores claves para asegurar la conectividad funcional. A modo general, mientras mayor es la longitud del corredor, el tamaño de la

especie focal y la impermeabilidad de la matriz, mayor debiese ser el ancho del corredor (Bentrup, 2008).

Por otra parte, los corredores que poseen una longitud excesiva presentan menos probabilidades de cumplir con su función focal (Gurrutxaga & Lozano, 2008), dependiendo así del rango de movilidad que tiene la especie.

2.2.1 Aproximaciones teóricas y prácticas para trabajar con IE

Existen numerosas aproximaciones que permiten hacer un nexo entre los patrones de composición y configuración del paisaje con los procesos de selección de hábitat y movimiento de las especies (Chetkiewicz, St. Clair & Boyce, 2006).

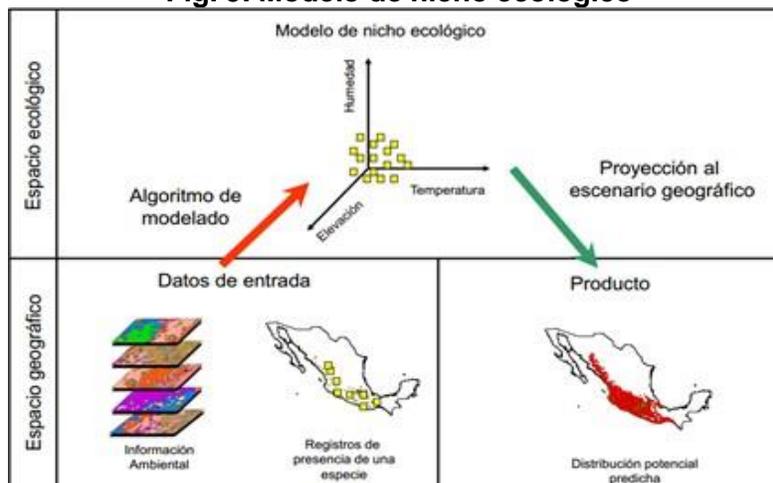
Nicho ecológico y escala espacial

La distribución de especies a través de modelos son una herramienta útil que permite determinar de forma objetiva zonas potencialmente idóneas para la presencia de una especie objetivo, logrando así, identificar elementos de la infraestructura ecológica como los núcleos de hábitat que representan zonas de gran importancia. Lo anterior, se realiza en base a variables ambientales a través de procedimientos estadísticos y cartográficos utilizando datos reales de presencia de la especie (Mateo, Felicísimo & Muñoz, 2011).

Una de las aproximaciones más utilizadas para determinar la distribución de las especies es el modelo de nicho ecológico (MNE). El concepto de nicho ecológico ha evolucionado continuamente a lo largo del tiempo, siendo la definición más utilizada la propuesta por Hutchinson elaborada en 1957. El autor establece que el nicho representa las condiciones ideales en n-dimensiones de factores bióticos y abióticos en las cuales una especie logra desarrollarse y subsistir (Mota et al., 2019).

Los MNE se desarrollan en dos espacios distintos a la vez (Mota et al., 2019), un espacio bidimensional determinado por un (1) espacio geográfico que representa la posición exacta de los registros de la especie y un (2) espacio ecológico con n-dimensiones de las variables ambientales utilizadas (Fig. 5).

Fig. 5: Modelo de nicho ecológico



Fuente: Martínez-Meyer & Sánchez-Cordero (2006).

El poder predictivo de los MNE ya sea para especies o ecosistemas, ha generado un auge de esta herramienta en el campo de la biogeografía, pero no ha estado exenta de críticas por sus limitaciones, debido al tipo de técnica utilizada o a la calidad de los datos de presencia y variables ambientales ocupados, que pueden llevar a producir errores en la modelación (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011).

Un factor importante para considerar en la realización de los MNE es la escala espacial en la investigación ecológica. Esta se compone de dos dimensiones: (1) el grano que corresponde a la resolución espacial de las capas del mapa y (2) la extensión que hace referencia al área total en estudio (Levin, 1992).

La razón principal para el uso de diferentes escalas espaciales en estudios con MNE, es el objetivo del modelado de hábitat para una especie, que puede variar desde el ámbito de hogar, hasta el nicho completo de la especie (Hull et al., 2016). Por otra parte, la disponibilidad de datos es una limitante para el tamaño del grano, ya que en general existe mayor disponibilidad de datos para tamaños de grano más grande (Connor et al., 2019).

El uso de una resolución espacial fina permite una representación más adecuada de los efectos que generan las condiciones ambientales y las interacciones bióticas en el modelo (Soberón, 2007). Sin embargo, el desafío radica en encontrar el balance entre disponibilidad y calidad de los datos a utilizar y el rendimiento del modelo (Menke, Holway, Fisher & Jetz, 2009).

Pese a lo anterior, no existe un consenso sobre los rangos de resolución espacial de las variables predictoras para ser consideradas de escala fina, ya que depende en gran medida de la extensión del área de estudio y de la especie focal utilizada. Por ejemplo, un estudio sobre la distribución de algunas especies de cetáceos se consideró que las variables predictoras con resolución espacial de 2 km correspondían a escala fina (Fernandez, et al., 2021), mientras que otro trabajo con mariposas como especies focales, concluyó que las variables bioclimáticas con 1 km de resolución espacial no eran suficiente para predecir la distribución y abundancia de éstas (Filz, Schmitt & Engler, 2013).

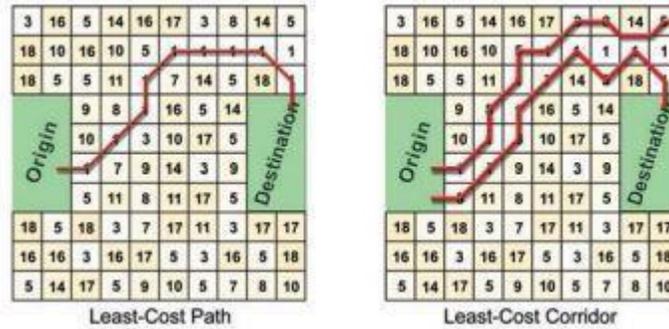
Para el caso de estudios con felinos como especie focal, Lagos et al. (2010) consideró para la distribución espacial a escala fina del gato andino (*Leopardus jacobita*) en el altiplano chileno, el uso de variables predictoras con resoluciones espaciales que varían entre los 12.5 m para las variables topográficas hasta 1 km para las variables bioclimáticas y de vegetación.

Rutas de menor costo

Otra aproximación, son las rutas de menor costo (Fig. 6), que evalúan el costo asociado al movimiento entre dos parches de hábitat a través de un peso acumulado de las celdas de la grilla entre ambos núcleos. Esta aproximación es usada generalmente para mapear y visualizar corredores (Singleton, Gaines & Lehmkuhl, 2004), la cual constituye uno de los elementos principales que componen la infraestructura ecológica.

Las rutas de menor costo facilitan el análisis de la conectividad, calculando rutas que ofrezcan la mínima resistencia al movimiento de la especie representando la permeabilidad de la matriz entre dos fragmentos (Martínez, 2006).

Fig. 6: Ruta y corredor de menor costo



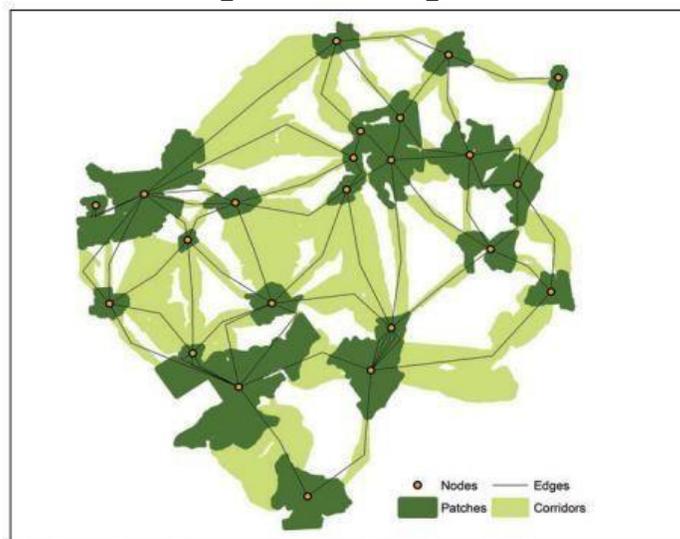
Fuente: Rudnick et al. (2012).

Teoría de grafos

La teoría de grafos es un modelo de estructuras matemáticas conformado por nodos y enlaces que permite interpretar al paisaje como un conjunto de unidades de hábitat interconectados (Fig. 7), es comúnmente utilizado para analizar la conectividad funcional del paisaje (Martínez, Múgica, Castell & de Lucio, 2009).

Una vez identificados los nodos y enlaces en el paisaje, se puede determinar la contribución de éstos a la red de paisaje, siendo especialmente útil para grandes conjuntos de nodos, permitiendo la priorización de parches y corredores (Rudnick et al., 2012). En la medida en que los elementos identificados tengan una contribución mayor a la red de paisaje, debieran tener mayor prioridad para ser conservados, ya que de ellos depende en gran medida el soporte estructural y funcional de la biodiversidad.

Fig. 7: Teoría de grafos



Fuente: Rudnick et al. (2012).

Esta técnica permite combinar datos del paisaje derivados principalmente de Sistemas de Información Geográficos (SIG) con datos medibles de movimiento, como la distancia de dispersión (D'Eon, Glenn, Parfitt & Fortin, 2002). De esta forma, si la distancia entre dos nodos es menor o igual al rango de movimiento de una especie, se considera que los nodos están potencialmente conectados entre sí (Chetkiewicz et al., 2006).

2.3 Zonas prioritarias

El establecimiento de áreas protegidas (AP) tanto terrestres como marinas, es la herramienta principal de conservación de biodiversidad *in situ* (Possingham, Wilson, Andelman & Vynne, 2006; Dudley, 2008). Estas áreas tienen por finalidad servir como un refugio para especies y mantener los procesos ecológicos funcionales (Dudley, 2008).

Sin embargo, los primeros parques nacionales creados durante la segunda mitad del siglo XIX deben su existencia al valor escénico que contenían (Possingham et al., 2006). Así es como muchas de las áreas protegidas que existen actualmente han sido seleccionadas bajo criterios distintos a la biodiversidad y conectividad tanto de especies como de ecosistemas que puedan albergar (Urquiza-Hass, Koleff, Lira-Noriega, Kolb & Alarcón, 2011).

En Chile por ejemplo, existe una subrepresentación en la mayoría de los ecosistemas en las áreas protegidas, donde 6 de 13 ecosistemas tienen menos del 10% de la superficie cubierta en algún AP, entre ellos el matorral chileno con un 0.9% de su superficie protegida (Sierralta, Serrano, Rovira & Cortés, 2011), muy por debajo del 17% de representatividad que plantea la meta 11 de Aichi.

Un estudio realizado en una porción de la Ecorregión Mediterránea correspondiente al área de estudio del proyecto GEF Corredores de Montaña, determinó que las áreas protegidas de la zona cubren escasas superficies con valores muy altos de biodiversidad, siendo estas zonas contenidas principalmente bajo la figura de Santuarios de la Naturaleza (Ministerio del Medio Ambiente – ONU Medio Ambiente, 2020).

Una correcta planificación y selección de las áreas protegidas es de vital importancia, ya que en casos extremos, algunas especies de baja movilidad y restringida distribución pueden llegar a depender exclusivamente del establecimiento de un área protegida para evitar su extinción. Por el contrario, especies con requerimientos de grandes espacios de hábitat necesitan un sistema integrado de áreas protegidas conectadas a través de corredores para mantener su conectividad funcional (Possingham et al., 2006).

Por esta razón, desde los años 80' surgió la planeación sistémica para la conservación, la cual buscaba identificar zonas prioritarias de conservación *in situ* bajo criterios de biodiversidad, optimizando el uso de los limitados recursos destinados a conservación (Urquiza-Hass et al., 2011). De esta forma, se busca delimitar, conocer y priorizar sitios en los cuales exista una mayor urgencia para actuar (Geneletti, Orsi, Ianni & Newton, 2011).

Los ejemplos internacionales más conocidos sobre zonas prioritarias de conservación son los (1) hotspot de biodiversidad o puntos calientes de biodiversidad, (2) áreas de aves endémicas (EBA) y (3) sitios cero extinciones (Chávez, González & Hernández, 2014). Estas zonas prioritarias a pesar de su importancia para la biodiversidad no necesariamente cuentan con protección oficial, por ello es importante que sean consideradas como insumo para la creación de áreas protegidas.

En Chile, se ha trabajado en la aplicación de Objetivos Ambientales Zonificados (OAZ) que representan los lineamientos de carácter técnico para llegar a un estado óptimo en torno a la biodiversidad (Gobierno Regional de la Región Metropolitana de Santiago, Universidad de Chile & Agencia de Cooperación Técnica Alemana GTZ, 2002).

Dentro de las categorías de los OAZ se encuentran la (1) preservación, entendida como el resguardo de la biodiversidad, limitando la intervención humana al mínimo para así prevenir y controlar su deterioro y la (2) restauración, que implica restablecer la biodiversidad a un nivel similar al que se tenía previo al deterioro sufrido (Ministerio del Medio Ambiente – ONU Medio Ambiente, 2020).

2.4 Especie focal: *Puma concolor*

El puma al ser una especie bandera y paraguas es considerado en múltiples estudios, junto a otros grandes carnívoros, como especie focal para la modelación de nichos ecológicos, conectividad ecológica e identificación de zonas prioritarias para la conservación.

El puma (*Puma concolor*) o conocido popularmente como “león de montaña”, es el felino más grande de Chile. Su tamaño y peso varía según su ubicación geográfica, siendo de mayor tamaño en latitudes más altas. En la zona central de Chile los individuos no superan los 1.5 m de longitud total y los 35-40 kg de peso corporal (Fig. 8) (Ministerio del Medio Ambiente, 2018).

Este, es un felino con una amplia distribución en el continente americano, encontrándose desde Alaska y la zona norte de Canadá, hasta la Patagonia de Argentina y Chile (Miller, Rottmann, Raedeke & Taber, 1983). En el país, su distribución abarca desde la región de Arica y Parinacota en el extremo norte, hasta la región de Magallanes en el extremo sur, habitando todo el territorio continental del país (Iriarte & Jaksic, 2012).

Se ha comprobado que el puma utiliza una gran diversidad de hábitats, desde las altas cumbres de la cordillera hasta el nivel del mar, como es el caso de bosques nativos, monocultivos, estepa, matorral y pampa (Iriarte & Jaksic, 2012).

Un estudio en la zona central de Chile, específicamente en el área de la Reserva Nacional río Los Cipreses, determinó que la densidad estimada para la especie es de $0,75 \pm 0,1$ adultos/100km² (Guarda, Gálvez, Leichtle, Osorio & Bonacic, 2016). Se ha comprobado que existe una correlación negativa entre el grado de intervención humana y las densidades de sus poblaciones (Iriarte & Jaksic, 2012). Por ende, pese a ser una especie generalista es altamente susceptible a las transformaciones del paisaje.

Este felino se considera como una especie tímida que rehúye de la presencia humana, de vida mayoritariamente solitaria y territorial, con hábitos principalmente crepusculares o nocturnos. Respecto a su movilidad en la zona centro del país, en base a estudios con telemetría, se ha establecido que el ámbito de hogar núcleo para un puma adulto en la precordillera de Coquimbo es de aproximadamente 143 km² (Consultora Ambiental Flora y Fauna Chile Ltda, 2016). Del mismo modo, un individuo adulto se desplaza diariamente en promedio 5 km (Consultora Ambiental Flora y Fauna Chile Ltda, 2016; García, 2020).

El puma cumple un rol importante en el equilibrio del ecosistema al ser el depredador tope de la cadena alimenticia. Se reconoce como un carnívoro generalista dado que su dieta varía según su ubicación geográfica, aunque principalmente se basa en mamíferos de mediano y gran tamaño (Pacheco, Lucero & Villca, 2004). En la zona central su dieta se compone en gran medida por lagomorfos (Amar, Melo & Bonacic, 2007).

Fig. 8: Puma captado por cámara trampa en el área de estudio



Fuente: Fotografía Proyecto GEF Montaña (2018).

Su estado de conservación a nivel nacional según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) es de “Casi amenazado” (NT), mientras que a nivel internacional se encuentra en la categoría de “Preocupación menor” (LC) por la UICN. A pesar de no encontrarse en alguna categoría de amenaza, los encuentros con pumas en la zona central de Chile han sido cada vez más frecuentes en los últimos años, ya sea por avistamientos o atropellos (Gálvez, Ohrens & Benavides, 2020; Lara, 2019; Peña, 2020), esto pone en evidencia las múltiples amenazas a las que se encuentran expuestos en la zona central de Chile.

2.4.1 Experiencias previas con IE para el puma

Existen numerosos estudios relacionados a distribución de hábitat y conectividad del paisaje en base a especies focales. Para el caso puntual del puma (*Puma concolor*) estos se encuentran principalmente desarrollados en Estados Unidos y en menor medida en México.

En la gran mayoría de los estudios de distribución de puma, se modela el hábitat potencial de la especie a través de distintas metodologías, presentando en común la problemática de fragmentación a causa de actividades humanas (Dickson, Roemer, McRae & Rundall, 2013; González, Lara, Coronel & López, 2011; De La Torre & Torres, 2014; Minjarez, 2013).

Los trabajos sobre distribución de hábitat incorporan distintos tipos de variables, entre las que se encuentran:

1. Topográficas e.g., rugosidad del terreno, elevación, pendiente, orientación e índice topográfico (LaRue & Nielsen, 2008; Minjarez, 2013; De la Torre & Torres, 2014; Menke, 2008; Dickson et al., 2013).
2. Ambientales e.g., variables bioclimáticas, distancia a cursos de agua y disponibilidad de presas (LaRue & Nielsen, 2008; Minjarez, 2013; De la Torre & Torres, 2014; Menke, 2008; Dickson et al., 2013).
3. Antropogénicas e.g., densidad humana, distancia a carreteras, distancia a áreas urbanas y coberturas de suelo (LaRue & Nielsen, 2008; Menke, 2008; Dickson et al., 2013).

La principal conclusión a la que llegan estos estudios es que la distribución de hábitat del puma actualmente se encuentra restringida a zonas remotas y de terrenos accidentados. Esto debido al desplazamiento que ha sufrido a causa del desarrollo de actividades humanas y la fragmentación de su hábitat (Dickson et al., 2013; De la Torre & Torres, 2014; Minjarez, 2013). En México por ejemplo, se ha llegado a determinar de forma preliminar que existiría una influencia negativa entre el manejo de ganado y la densidad de los pumas (González, Lara, Coronel & López, 2011).

Por otra parte, existen antecedentes de estudios sobre modelación de corredores para la especie en California y Nuevo México (Estados Unidos) utilizando la metodología de rutas de menor costo (LaRue & Nielsen, 2008; Menke, 2008). Mientras que en Sonora (México) se realizó un trabajo de identificación de corredores potenciales con el software Presence en base a: abundancia y densidad de pumas; a variables ambientales como el índice NDVI; variables topográficas como elevación, pendiente y orientación (González, Lara, Coronel & López, 2011).

Beier (1993) a través de un seguimiento con telemetría en California (Estados Unidos), estableció que los pumas son capaces de encontrar y usar corredores ecológicos si es que estos son conservados. Además, existe evidencia de que los corredores de puma podrían facilitar la dispersión también de otras especies (Menke, 2008).

Dentro de las amenazas para la especie, Vickers et al. (2015) señala que en California la mayor proporción de mortalidad en puma se deben principalmente a colisiones con vehículos y a la caza legal. Para el caso de Sonora, se afirma que las amenazas principales son la expansión de las carreteras y la presencia de muros fronterizos que dificultan la dispersión del puma (González, Lara, Coronel & López, 2011).

En el caso de Chile, está el reciente trabajo desarrollado por Acuña (2020) sobre la conectividad funcional del puma en la zona central. Este trabajo se realizó en base a una modelación a escala continental debido a la poca disponibilidad de datos de presencia y utilizando sólo variables bioclimáticas para la modelación de nicho ecológico.

A pesar de las limitantes, el trabajo de Acuña (2020) marca un importante precedente para los estudios de la conectividad del puma en Chile, concluyendo a priori (en base al trabajo con telemetría llevado a cabo por el proyecto GEF) que la especie efectivamente utiliza los núcleos de mayor tamaño, desplazándose a través de los corredores de menor longitud modelados en el trabajo.

CAPÍTULO III: PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

3.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la región Metropolitana de Santiago más seis comunas adyacentes de la región de Valparaíso, éstas son: Olmué, Quilpué, Casablanca, Cartagena, San Antonio y Santo Domingo (Fig. 9). Estas comunas son las que abarca el Proyecto GEF “Protegiendo los Corredores Biológicos de Montaña”.

El proyecto GEF Montaña es liderado por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) y tiene un período de ejecución de 5 años (2016-2021). El proyecto tiene por objetivo realizar alianzas con actores claves para consolidar iniciativas público-privadas y alcanzar la conservación de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos, a través de una serie de medidas, tales como el fortalecimiento de las capacidades de los municipios, el monitoreo permanente de los ecosistemas y la incorporación de buenas prácticas en las actividades productivas que se desarrollan en el sector (GEF Montaña, 2017).

La zona del proyecto contempla un área de 18.312 km² aproximadamente, abarcando importantes centros urbanos como Santiago (el más grande del país), Melipilla, Buin, Paine, Lampa, Colina, la conurbación de San Antonio-Santo Domingo y una porción del Gran Valparaíso (Fig. 9). Esta zona se encuentra conectada por las principales vías vehiculares como la Circunvalación Américo Vespucio, la Autopista Los Libertadores, la Panamericana Norte y Sur, la Autopista del Sol y la Ruta 68.

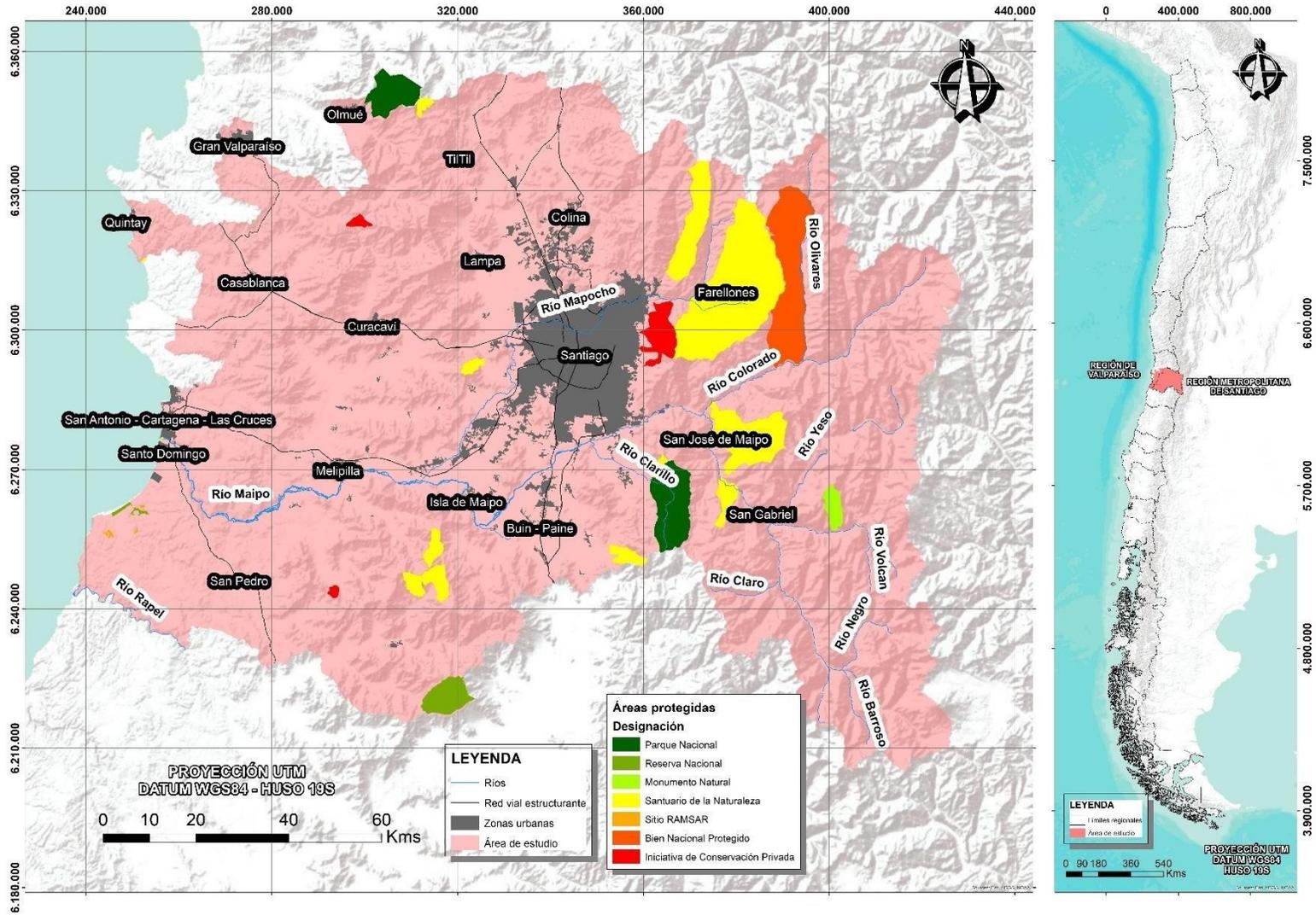
Entre los elementos naturales destacan los cordones montañosos que recorren el área de estudio como la cordillera de La Costa, la cordillera de Los Andes y los cordones transversales de Chacabuco y Angostura de Paine. Sumado, al curso de agua que da origen al nombre de la cuenca, el río Maipo y su principal afluente el río Mapocho.

Las zonas climáticas más representativas son el clima semiárido de lluvia invernal (BSk (s)), el clima mediterráneo de lluvia invernal (Csb) y el de lluvia invernal de altura (Csb (h)), (Sarricolea, Herrera-Ossandon & Meseguer-Ruiz, 2016). Respecto a los pisos vegetacionales presentes, destacan por su extensión el bosque esclerófilo mediterráneo costero, el herbazal mediterráneo y el bosque espinoso mediterráneo interior (Gobierno Regional de la Región Metropolitana de Santiago – Secretaría Regional Ministerial, 2013).

El área del proyecto está ubicada en su totalidad dentro del hotspot de biodiversidad “*Central Chile*”, lo cual es un indicador de presencia de una alta proporción de flora y fauna endémica y a su vez de una intensa presión antrópica sobre el territorio (Myers et al., 2000). En efecto, casi un 7% de la flora vascular de la región Metropolitana es endémica. Respecto a la fauna endémica, se han reportado a lo menos 4 especies de mamíferos, 7 especies de anfibios, 16 especies de reptiles y 6 especies de aves en la región (Gobierno Regional de la Región Metropolitana de Santiago – Secretaría Regional Ministerial, 2013).

Dentro de las áreas protegidas en el área de estudio se encuentran (Anexo 1): 2 Parques Nacionales, 2 Reservas Nacionales, 1 Monumento Natural, 1 Sitio RAMSAR, 13 Santuarios de la Naturaleza, 2 Bienes Nacionales Protegidos y 7 Iniciativas de Conservación Privada.

Fig. 9: Cartografía del área de estudio



Fuente: Elaboración propia (2021).

3.2 Resumen metodológico

Para el desarrollo del presente estudio, se contó con la colaboración de Petra Wallem Stein (PhD en Ciencias Biológicas mención Ecología) encargada del área Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos del proyecto GEF Corredores Biológicos de Montaña, Nicolás Lagos Silva (MsC en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza) y Camila Dünner Oliger (candidata a PhD en Medicina de la Conservación).

Con los profesionales mencionados se realizaron constantes reuniones, con la finalidad de ajustar y validar los insumos, métodos y resultados de los distintos procesos, en base a su experiencia con la especie focal y al conocimiento específico que poseen en el área de estudio. De ahora en adelante, para la presente metodología serán nombrados como “grupo de expertos”.

A continuación, se expone la metodología utilizada para esta investigación, ordenadas a partir de etapas con sus respectivos, insumos, procesos, resultados y criterios (Fig. 10). La primera etapa consiste en determinar la distribución potencial de la especie a través de una modelación de nicho ecológico, posteriormente está la etapa de identificación de la infraestructura ecológica a partir de la delimitación de los núcleos de hábitat y corredores ecológicos potenciales para la especie y por último, la etapa final que consiste en la priorización de la infraestructura ecológica para el puma en zonas de preservación y restauración.

3.3 Distribución de la especie

Para la modelación del nicho ecológico del *Puma concolor* se utilizó el algoritmo de Máxima Entropía (MaxEnt), el cual tiene como característica principal, la posibilidad de autogenerar datos de ausencia, por lo cual, se puede modelar utilizando solo datos de presencia (Mateo, Felicísimo & Muñoz, 2011). Además, MaxEnt ha resultado ser un instrumento de modelación exitoso para muestras de datos pequeña (Pearson, Raxworthy, Nakamura & Peterson, 2007).

La modelación se realizó en base a los datos de presencia de la especie dentro del área de estudio como variable dependiente y 26 variables medioambientales como variables independientes.

3.3.1 Variable dependiente

Los datos de presencia corresponden a avistamientos y seguimientos de individuos de *Puma concolor* en los último 5 años (2016-2020), que fueron obtenidos por medio de 6 tipos de fuentes distintas (Tabla 1).

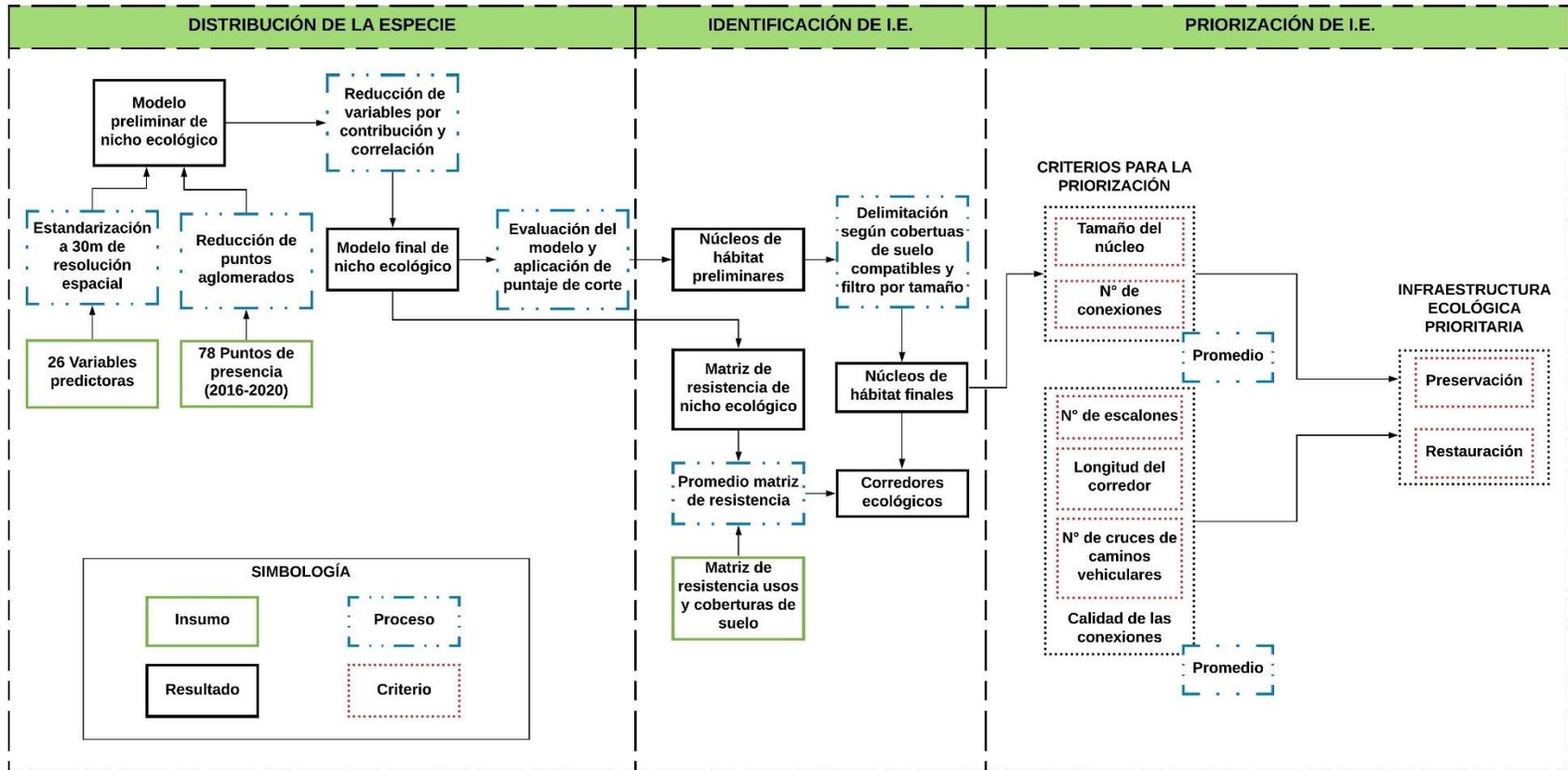
Tabla 1: Datos de presencia considerados

Fuente del dato	N° de datos	Fecha del insumo
-----------------	-------------	------------------

Fuente del dato	N° de datos	Fecha del insumo
Informe de proyecto del SEIA	9	2016
Monitoreo cámaras trampa del proyecto GEF Montaña	12	2018-2019
Informe de carnívoros del SNIFA	36	2019-2020
Avistamientos en el Parque Aguas de San Ramón	2	2020
Monitoreo radio-collar del proyecto GEF Montaña	10	2019
Noticias sobre avistamientos	9	2018-2020

Fuente: Elaboración propia (2021).

Fig. 10: Esquema metodológico



Fuente: Elaboración propia (2021).

La primera fuente de los datos de presencia corresponde a revisión detallada de líneas base proveniente de proyectos que han sido sometidos a evaluación en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), ya sea por medio de Declaraciones de Impacto Ambiental (DIA), como de Estudios de Impacto Ambiental (EIA) para el área de estudio.

Otra fuente de datos corresponde a informes de seguimiento ambiental del Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (SNIFA) para proyectos ubicados al interior del área de estudio en los cuales tengan como objetivo el monitoreo del puma (*Puma concolor*).

Por otra parte, se cuenta con los informes de monitoreo de carnívoros llevados a cabo por el proyecto GEF Montaña para la misma área de estudio dentro del marco de su línea de trabajo “Sistema de Información y Monitoreo de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos” (SIMBIO) a través de la utilización de cámaras trampa y seguimiento por radio-collar.

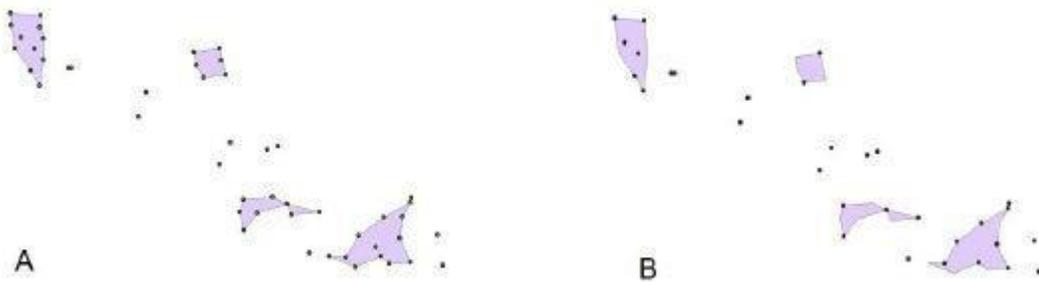
También, se contactó a todas las áreas protegidas ya sean de administración estatal, privada y/o comunitaria presentes en el área de estudio para solicitarles posibles datos de avistamiento de pumas al interior de sus predios.

Finalmente, se realizó una revisión de noticias para el área de estudio en los cuales existiera avistamiento con evidencia fotográfica o captura de un individuo.

En total se obtuvo 78 datos de presencia para el área de estudio. Para evitar una posible autocorrelación espacial entre los datos que pudiese afectar la calidad del modelo final (Carvajal, 2017; Lira, 2019) se identificó las zonas con aglomeración de datos (Fig. 11A) fijando una distancia de 10 km mediante la herramienta “*Aggregate points*” en el software ArcGis 10.4.1

Los datos que se encuentran fuera de estas zonas de aglomeración fueron seleccionados inmediatamente para el modelo, mientras que para las zonas con aglomeración de datos se filtraron de forma azarosa (Fig. 11B) con la herramienta “*Rarefy*” de la extensión SDMToolbox v2.4 (Brown, 2014). De esta forma, se redujo el número total de datos de presencia a 40.

Fig. 11: Filtro de datos aglomerados



Fuente: Lira (2019).

3.3.2 Variables independientes

Para la modelación de nicho se definió el uso de las siguientes variables predictoras (Tabla 2), basado en las experiencias previas de modelación de distribución para el *Puma concolor* (ver sección 2.2.6) y en la opinión del grupo de expertos.

Entre ellas se incluyen 19 variables bioclimáticas (Anexo 2) con datos climáticos históricos de promedios, mínimos, máximos, entre otros; asociados principalmente a temperatura y precipitación para el período de 1950-2000, basados en los datos climáticos de las estaciones meteorológicas del país (Pliscoff, Luebert, Hilguer & Guisan, 2014).

Por otra parte, para las variables topográficas se utilizó un modelo de elevación digital (DEM) del satélite ALOS PALSAR que se obtuvo desde la plataforma *Alaska Satellite Facility* (ASF), desde el cual derivó la obtención de la variable pendiente calculada en grados y el índice de posición topográfico (TPI), ambos trabajados en el software ArcGis 10.4.1.

También, se ocupó el índice de vegetación normalizado (NDVI) promediado para los últimos 5 años a partir de datos del mes de diciembre, obtenidos en base al procesamiento en el software ArcGis 10.4.1 de imágenes satelitales multiespectrales Landsat 8 provenientes de la plataforma *Earth Explorer* del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS).

Además, se incluyó la distancia a cursos de agua en base a la capa vectorial de cursos de agua presente en la Biblioteca del Congreso Nacional (BCN) calculada con la herramienta “*Euclidean distance*” en ArcGis 10.4.1.

Finalmente, para las variables antrópicas se incluyó la distancia a caminos vehiculares y distancia a centros urbanos calculadas con la herramienta “*Euclidean distance*” en el software ArcGis 10.4.1 a partir de las capas vectoriales presentes en la plataforma de Infraestructura de Datos Geospaciales (IDE) del Ministerio de Bienes Nacionales.

Tabla 2: Variables predictoras consideradas

Variable	Resolución espacial	Fuente del insumo	Fecha del insumo
Variables bioclimáticas	1 km	Pliscoff, Luebert, Hilger & Guisan (2014)	1950-2000
Modelo de elevación digital (DEM)	12.5 m	ALOS PALSAR - ASF	Enero-Abril 2011
Pendiente	12.5 m	Elaboración propia en base a DEM	-
Índice de posición topográfica (TPI)	12.5 m	Elaboración propia en base a DEM	-
Índice de vegetación normalizado (NDVI)	30 m	Elaboración propia en base a imágenes Landsat 8 - USGS	Meses de diciembre del 2016-2020
Distancia a cursos de agua	150 m	Elaboración propia en base a capa vectorial de la BCN	2017
Distancia a caminos vehiculares	150 m	Elaboración propia en base a capa vectorial del IDE	2000-2003
Distancia a centros urbanos	150 m	Elaboración propia en base a capa vectorial del IDE	2017

Fuente: Elaboración propia (2021).

Para realizar la modelación espacial a escala fina se utilizaron las variables predictoras en la mayor resolución espacial disponible y se estableció seguir la metodología realizada en Lagos et al. (2020), en donde se re-escaló la resolución espacial de las capas ráster utilizadas a 30 metros en el software ArcGis 10.4.1.

3.3.3 Correlación de variables y ajuste del modelo

En primera instancia se realizaron dos modelos preliminares, en el primero se incluyeron las 26 variables medioambientales descritas anteriormente con la finalidad de obtener el porcentaje de contribución de cada variable en la construcción del modelo y se descartaron las variables que contribuyen en menos de 1%.

Sin embargo, las variables pueden presentar una correlación significativa entre ellas provocando un sobreajuste conocido comúnmente como colinealidad (Carvajal, 2017; Lira, 2019). Por lo cual, para el segundo modelo preliminar se aplicó la correlación Rho de Spearman para descartar las variables que poseen una alta correlación ($-0.70 < \text{Rho} > 0.70$), manteniendo así solo las variables que contribuyen de forma significativa al modelo y a su vez no presenten una alta correlación con otras variables.

3.3.4 Método de construcción y evaluación del modelo

Una vez seleccionada las variables óptimas, se realizó la modelación final mediante el método de “*Bootstrap*”. Este método implica que las muestras de prueba para el modelo sean elegidas al azar a partir de un muestreo con reemplazo (Beane, Rentch & Schuler, 2013).

El modelo final utilizó un 20% de los datos de presencia para su evaluación, se le aplicó 100 réplicas y se le dio un formato de salida “*Logistic*”, por ende, la capa ráster resultante tiene valores de píxel que varían entre 0 y 1, siendo 1 la mayor probabilidad de presencia para la especie. Se seleccionó como modelo final el correspondiente al promedio, evitando el efecto de los valores extremos en la modelación (Plasencia, Escalona & Esparza, 2014).

Mientras que para la evaluación del modelo se utilizó la herramienta del área bajo la curva (AUC), que permite identificar la relación entre los datos de presencia y los falsos positivos (Lira, 2019). Esta herramienta estima la capacidad predictora del modelo, cuando el área bajo la curva se encuentra por debajo de la recta con valor 0.5, se afirma que el modelo no es mejor que el azar, mientras que los valores entre 0.8-0.9 indican un buen modelo y mayor a 0.9 un excelente modelo (Araújo, Pearson, Thuiller & Erhard, 2005).

3.4 Infraestructura ecológica

La identificación de la infraestructura ecológica para el *Puma concolor* se realizó a través de la delimitación de los núcleos de hábitat y de la identificación de corredores ecológicos siguiendo la metodología de rutas de menor costo, las que según LaRue & Nielsen (2008) corresponde a un método útil para determinar corredores de dispersión.

Las rutas de menor costo indican la ruta más corta y con menos resistencia entre dos hábitats óptimos para la especie, por ende, representa teóricamente la mejor ruta de dispersión para el animal (LaRue & Nielsen, 2008).

3.4.1 Definición de los núcleos de hábitat

El resultado de la modelación de hábitat al ser una matriz continua de datos, se precisó definir un puntaje de corte para establecer los límites y formas de los núcleos con los cuales

trabajar. El puntaje definido corresponde a 0.4, determinado en base al criterio del grupo de expertos, verificando que las zonas resultantes representaran adecuadamente las zonas con mayor cantidad de avistamientos de la especie.

Seleccionadas las áreas potenciales para ser núcleos de hábitat de la especie, se ajustaron sus dimensiones con los usos y coberturas de suelo definidas como compatibles para hábitat del puma (Anexo 3) por Acuña (2020) y validadas por el grupo de expertos, a los cuales se agregó las categorías de “Río” y “Espacios abiertos con escasa a nula vegetación”.

Se incluyó la categoría de “Río” ya que incorpora quebradas y cursos menores en el área de estudio, los cuales pueden ser utilizados por la especie como parte de su hábitat, ya que existen datos de presencia cercanos a zonas de quebrada. Mientras que, la otra categoría se incluyó por contar con más de un punto de presencia de la especie en zonas bajo esta categoría de cobertura.

Por último, dado lo fragmentado que se encuentra el territorio en la zona central se definió considerar como núcleo de hábitat para el puma a todos los núcleos preliminares que tengan como mínimo el 10% del área del ámbito de hogar núcleo descrito para la especie, la cual corresponde a 143 km², registrada en un macho adulto en la cordillera de Coquimbo (Consultora Ambiental Flora y Fauna Chile Ltda, 2016). Por lo cual, los núcleos finales tienen una superficie mayor a 14 km².

3.4.2 Identificación de los corredores ecológicos potenciales

Este proceso se llevó a cabo utilizando los núcleos definitivos y la matriz de resistencia promediada a través de la herramienta “*Linkage pathways*” de la extensión Linkage Mapper v2.0.0. (Anantharaman, Hall, Shah & Edelmanen, 2019) en el software ArcGis 10.4.1. Esta herramienta permite trazar conexiones entre núcleos de hábitat en base a una matriz de resistencia al desplazamiento. De esta forma, los corredores potenciales resultantes son las rutas que representan el costo más bajo para el desplazamiento de la especie focal (Anantharaman, Hall, Shah & Edelmanen, 2019).

La matriz de resistencia representa el costo que le significa a la especie atravesar una determinada área, para ello, a cada cobertura y/o uso de suelo se le asocia un valor de costo al desplazamiento (LaRue & Nielsen, 2008).

La matriz de resistencia utilizada corresponde a un promedio entre la capa resultante de la modelación de nicho con la escala de valores numéricos invertidos (puesto que las zonas con menos probabilidad de presencia representan en teoría un mayor costo de desplazamiento para la especie) y la capa de resistencia de usos y coberturas de suelo (Anexo 4) utilizada por Acuña (2020), en base a las coberturas y usos de suelo del área de estudio a una resolución espacial de 12.5 metros.

Cabe destacar que la cobertura “Río” categorizada previamente con un valor de 500 de resistencia en el trabajo de Acuña (2020), se modificó a un valor de 1 debido a que se ha comprobado que el puma es un gran nadador, llegando a nadar distancias cercanas a 1 km en la región de Aysén (Mark, Saucedo & Wittmer, 2010). Por ende, para la especie no debiera ser un gran obstáculo cruzar el río Maipo que tiene un caudal significativamente menor que los ríos de las cuencas de la zona centro-sur y sur del país (Dirección General de Aguas, 2015), u otros cursos de agua de menor tamaño.

3.5 Priorización de la infraestructura ecológica

Con los núcleos y corredores potenciales identificados previamente se determinó cuáles eran prioritarios para ser preservados o restaurados en base a algunos criterios presentes en los trabajos de Lagos et al. (2020) y Morato, Ferraz, de Paula & de Campos (2014), los que corresponden al tamaño del núcleo y el número de conexiones en el caso de los núcleos de hábitat, y a la calidad de las conexiones en el caso de los corredores ecológicos potenciales, definida en base a la longitud del corredor, el número de escalones y el número de cruces vehiculares presentes a lo largo del corredor potencial.

La priorización para la preservación y restauración se realizó en base a los Objetivos Ambientales Zonificados (OAZ), donde la preservación implica la protección de la biodiversidad restringiendo las actividades humanas para evitar su deterioro, y la restauración involucra el restablecimiento de la biodiversidad al nivel previo a su deterioro (Ministerio del Medio Ambiente – ONU Medio Ambiente, 2020).

De esta forma, la infraestructura ecológica con un valor numérico alto fue clasificada como prioritaria para su preservación, mientras que, la infraestructura ecológica con un valor numérico bajo tiene prioridad para ser restaurada, ya que si bien los núcleos de hábitat y los corredores ecológicos potenciales representan zonas de gran importancia para el *Puma concolor*, el tamaño del núcleo, el número de sus conexiones y/o la calidad de ellas no son las adecuadas para asegurar el establecimiento y dispersión de individuos de la especie.

3.5.1 Priorización de núcleos de hábitat

Para la priorización de los núcleos de hábitat se utilizaron como criterios de priorización el tamaño del núcleo y el número de conexiones (Tabla 3). El puntaje final se estableció en base a un promedio simple, de esta forma, los núcleos de mayor tamaño y con mayor número de conexiones tienen prioridad para ser preservados.

Los puntajes para la categoría del tamaño de los núcleos de hábitat se definieron en base al tamaño que abarca la zona núcleo del ámbito de hogar de un puma adulto en la zona central de Chile que corresponde a 143 km² (Consultora Ambiental Flora y Fauna Chile Ltda., 2016).

Por otra parte, el número de conexiones representa la cantidad de corredores ecológicos potenciales que se encuentran conectados a cada núcleo de hábitat identificado.

Tabla 3: Criterios y puntajes para la priorización de núcleos de hábitat

Tamaño (km ²)	Nº de conexiones	Puntaje
[14 - 28.6[1	1
[28.6 - 57.2[2	2
[57.2 - 85.8[3	3
[85.8 – 143[4	4
≥143	5	5

Fuente: Elaboración propia (2021).

El puntaje final asociado para cada OAZ de la priorización de los núcleos de hábitat se estableció en base a la clasificación de cortes naturales (Jenks) (Tabla 4), esta clasificación separa las clases por límites que presentan diferencias significativas entre los valores de los datos. Este proceso se realizó para tres clases en el software ArcGis 10.4.1.

Tabla 4: Priorización de los núcleos de hábitat

Puntaje final	Objetivo ambiental prioritario
[1 – 1.5]	Restauración
]1.5 – 2.5]	Evaluación intermedia
]2.5 – 5]	Preservación

Fuente: Elaboración propia (2021).

3.5.2 Priorización de corredores ecológicos

Para la priorización de los corredores ecológicos se utilizó como criterios la longitud de los corredores medida en kilómetros, el número de caminos vehiculares que atraviesan los corredores y el número de escalones (unidades de menor tamaño que un núcleo de hábitat) ubicados a lo largo de los corredores.

Estos tres criterios en su conjunto conforman la categoría definida como calidad de las conexiones (Tabla 5) y su puntaje final se estableció en base a un promedio simple. Así, a mayor calidad de las conexiones, más prioritario para su preservación, puesto que la probabilidad de dispersión e intercambio genético entre subpoblaciones aumenta.

Para la longitud de los corredores se utilizó como indicador la distancia de dispersión promedio diaria de la especie. Un estudio con telemetría desarrollado por el programa GEF Montaña determinó que un individuo adulto se desplazó 5 km diarios en promedio entre la región Metropolitana y la de Valparaíso (García, 2020). En base a este estudio, se decidió seguir el rango de calidad de los corredores propuesta por Acuña (2020).

Para determinar la cantidad de escalones y caminos vehiculares que cruzan a los corredores, se utilizó un “*buffer*” de 1 km de ancho alrededor de los corredores, ya que según LaRue & Nielsen (2008) representa un ancho adecuado para los corredores ecológicos utilizados por pumas.

Por escalones se definió a toda unidad con hábitat óptimo para la especie que no tuviera el tamaño ideal para ser considerada un núcleo de hábitat, pero que, sin embargo, fuera lo suficientemente grande para potencialmente funcionar como peldaño en la dispersión de la especie, por ende, estas áreas son menores a 14 km² pero con un área igual o superior a 1 km².

Para los caminos vehiculares se decidió utilizar las vías de categoría A, B y C que representan los caminos nacionales, los caminos regionales principales y los caminos regionales provinciales respectivamente (Dirección de Vialidad, 2015).

Tabla 5: Criterios y puntajes para la priorización de corredores ecológicos

Longitud (km)	N° de escalones	N° de cruces de caminos vehiculares	Puntaje
[0 – 5[≥4	0	5
[5 – 10[3	1-2	4
[10 – 15[2	3-4	3
[15 – 20[1	5	2
≥20	0	≥6	1

Fuente: Elaboración propia (2021).

El puntaje final asociado para cada OAZ de la priorización de los corredores ecológicos se estableció en base a la clasificación de cortes naturales (Jenks) en tres clases (Tabla 6), este proceso se realizó en el software ArcGis 10.4.1.

Tabla 6: Priorización de los corredores ecológicos

Puntaje final	Objetivo ambiental prioritario
[1 – 2]	Restauración
]2 – 3]	Evaluación intermedia
]3 – 5]	Preservación

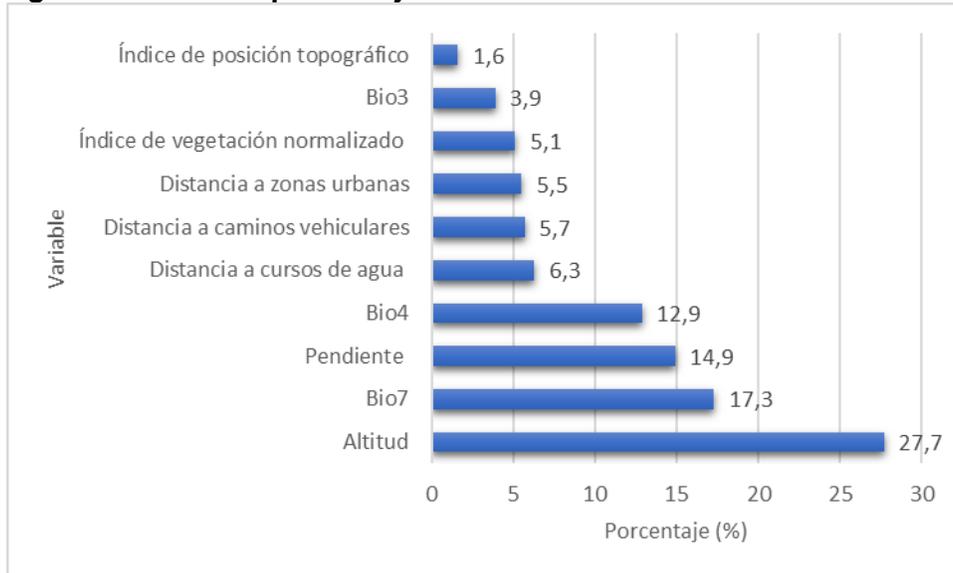
Fuente: Elaboración propia (2021).

CAPÍTULO IV: RESULTADOS

4.1 Distribución de la especie

Para la construcción final del modelo se utilizaron 10 de las 26 variables iniciales (Fig. 12), siendo la variable de altitud la que contribuyó en mayor medida al modelo con un 28% aproximadamente, seguido de la bio7, pendiente y bio4 por sobre el 10% (Anexo 2).

Fig. 12: Gráfico del porcentaje de contribución de las variables finales



Fuente: Elaboración propia (2021).

La validación del modelo a través del método del área bajo la curva (AUC), obtuvo un valor superior al 0.9, lo cual corresponde a un “excelente modelo” según Araújo, Pearson, Thuiller & Erhard (2005) para determinar el nicho ecológico del *Puma concolor* en la zona central (Anexo 5).

Los valores de salida del modelo van desde el 0 hasta el 0,88 aproximadamente, las zonas de mayor probabilidad de presencia para la especie corresponden a las áreas con valores superiores a 0,4 establecido como el puntaje de corte por el grupo de expertos. Las zonas con valores superiores al 0,4 ocupan un área de 1884 km², lo que equivale al 9,7% del área de estudio.

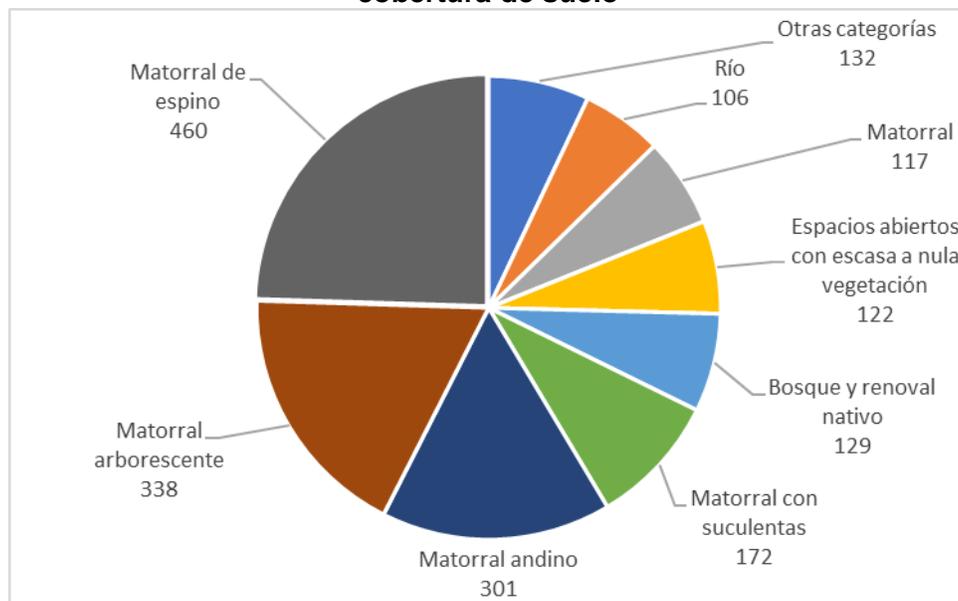
Las zonas de mayor probabilidad de presencia para el puma (Fig. 14) corresponden primordialmente al sector nororiente del área de estudio, asociado a una sección de la precordillera de Los Andes principalmente en las comunas de Lo Barnechea y Colina, así como también el sector norponiente correspondientes a las zonas más altas del cordón El Roble. Entre ellas se localiza el cordón transversal de Chacabuco, una zona de gran importancia ya que conecta a ambas.

Por otra parte, existen otras zonas de menor tamaño, pero que sin embargo, tienen una alta probabilidad de presencia de la especie como el sector del cordón montañoso que se ubica en el interior de la región de Valparaíso, asociado al cerro El Mauco. Además, de un sector más acotado al sur del área de estudio en donde se localiza el cordón montañoso de Cantillana.

Respecto a la topografía de estas zonas, se encuentran principalmente en sectores con pendiente baja (8,6°-16,7°) y moderada (16,8°-26,6°) (Anexo 6). Además, gran parte de la superficie (más de 1100 km²) está ubicada en zonas con rangos altitudinales entre los 500 y los 1500 msnm, disminuyendo la cantidad de superficie progresivamente a medida que aumenta la altitud (Anexo 7).

En cuanto a las coberturas de suelo, predominan las zonas cubiertas con matorral, ya sean de espino, arborescente, andino o con suculentas. En menor proporción se ubican las coberturas de bosque y renoval nativo, espacios abiertos con escasa a nula vegetación y los cursos de agua (Fig. 13).

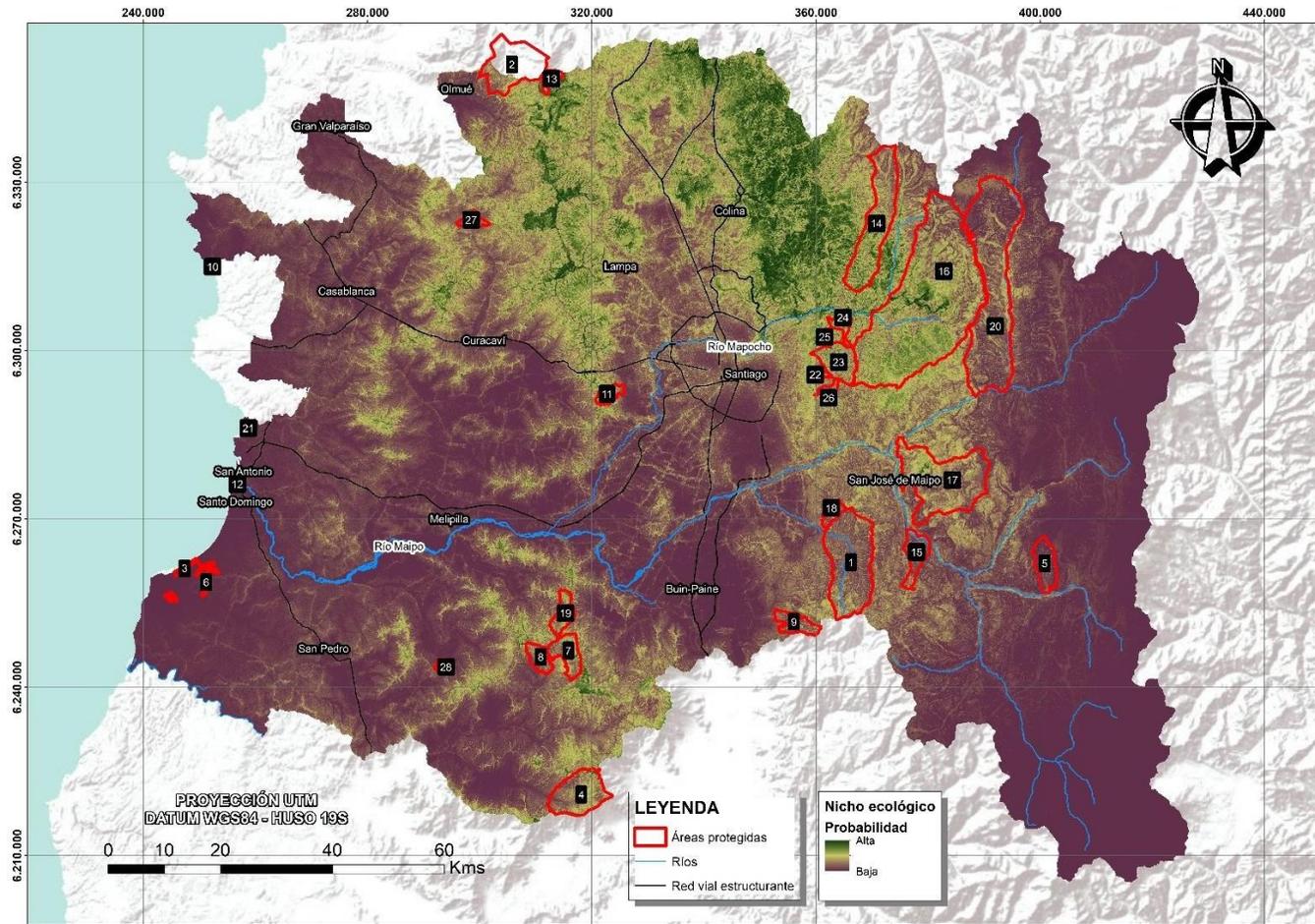
Fig. 13: Gráfico del área (km²) de las zonas de mayor probabilidad de presencia según cobertura de suelo



Fuente: Elaboración propia (2021).

Del total de las zonas de mayor probabilidad de presencia de puma, tan solo 232 km² se encuentran al interior de alguna de las áreas protegidas presentes en el área de estudio, lo que equivale aproximadamente a un 8,1% de la superficie total. Estas zonas se concentran principalmente en los Santuarios de la Naturaleza Yerba Loca y Los Nogales y en menor medida el predio San Francisco de Lagunillas y Quillayal, Altos de Cantillana, Sector del Cerro El Roble e Iniciativas de Conservación Privada como Puente Ñilhue, San Carlos de Apoquindo y Aguas de San Ramón.

Fig. 14: Cartografía del modelo de nicho ecológico



1. PN Río Clarillo - 2. PN La Campana - 3. RN El Yali - 4. RN Roblería Cobre de Loncha - 5. MN El Morado - 6. SR Humedal El Yali - 7. SN Altos de Cantillana - 8. SN San Juan de Piche - 9. SN El Ajjal - 10. SN Humedal de Tunquén - 11. SN Quebrada de La Plata - 12. SN Humedal Río Maipo - 13. SN Sector del Cerro El Roble - 14. SN Los Nogales - 15. SN Predio Cascada Las Ánimas - 16. SN Yerba Loca - 17. SN Predios San Francisco de Lagunillas y Quillayal - 18. SN Las Torcazas de Pirque - 19. SN Horcón de Piedra - 20. BNP Río Olivares - 21. BNP Laguna Cartagena - 22. ICP Cantalao - 23. ICP Parque Natural Aguas de San Ramón - 24. ICP Puente Ñihue - 25. ICP San Carlos de Apoquindo - 26. ICP Quebrada de Macul - 27. ICP Cerro Viejo - 28. ICP Predio Palmer de Lillahue.

Fuente: Elaboración propia (2021).

4.2 Infraestructura ecológica

Se identificó 7 núcleos de hábitat para la especie (Fig. 15), que cumplían la condición de tener una probabilidad de presencia superior al 40% del nicho ecológico y con áreas mayores a 14 km². Los núcleos tienen en promedio un área de 169 km², siendo el menor de ellos de 15 km² y el mayor de 795 km² (Tabla 7). La gran mayoría de los núcleos resultantes se ubican en la zona norte del área de estudio, a excepción de un área aislada en la zona sur.

El núcleo “C” es el segundo con mayor número de conexiones y el de mayor tamaño, cuenta con un área de 795 km². Se ubica entre las comunas de Til-Til, Colina, Lo Barnechea, Huechuraba y en menor medida Vitacura, abarcando una sección de la precordillera de Los Andes y el cordón transversal de Chacabuco. Cabe destacar que una porción de su extensión se encuentra al interior de los Santuarios de la Naturaleza Los Nogales y Yerba Loca.

En la misma latitud, pero por el sector norponiente del área de estudio correspondiente a la cordillera de La Costa, se ubica el núcleo “E”, el cual posee el mayor número de conexiones y es el segundo en mayor tamaño, con un área aproximada de 226 km². Este núcleo se distribuye a lo largo de los límites comunales de Olmué, Til-Til, Quilpué, Lampa, Curacaví y Pudahuel, ubicado en el cordón montañoso El Roble. La sección más al norte del núcleo se encuentra al interior del Santuario de la Naturaleza Sector del Cerro El Roble.

El resto de los núcleos tienen un área considerablemente menor, por debajo de los 80 km². El núcleo “F” que se ubica al sur del núcleo de mayor tamaño, se encuentra casi en su totalidad al interior del Santuario de la Naturaleza Yerba Loca, mientras que el núcleo “G” que se ubica en el cordón montañoso de Cantillana, tiene una porción de su superficie al interior del Santuario de la Naturaleza Altos de Cantillana.

Tabla 7: Características y métricas de los núcleos de hábitat

ID Núcleo	Ubicación	Tamaño (km ²)	N° de conexiones
A	Cerro Las Tórtolas	39,71	3
B	Cerro Quilhuica	17,42	3
C	Precordillera de Los Andes y Cordón transversal de Chacabuco	795,33	4
D	Cerro El Mauco	15,01	1
E	Cordón El Roble	225,68	5
F	Yerba Loca	71,27	2
G	Cordón de Cantillana	16,37	2
Promedio		168,68	2,86

Fuente: Elaboración propia (2021).

También, se identificó 10 corredores ecológicos potenciales para el puma (Fig. 15) que conectan a los distintos núcleos de hábitat. Estos tienen una longitud promedio de 20 km aproximadamente, siendo el menor de ellos de 2,2 km y el mayor de 81,9 km (Tabla 8).

La zona norte del área de estudio es la que presenta una mayor densidad de corredores potenciales; además, son los de menor longitud. Por el contrario, los corredores potenciales “9” y “10” que conectan la zona norponiente y nororiente con la zona sur, presentan las

mayores longitudes, así como también, el mayor costo acumulado para la dispersión de la especie.

Cabe destacar que el corredor potencial “7” se encuentra en su totalidad al interior del Santuario de la Naturaleza Yerba Loca, mientras que el corredor potencial “9” cruza los Santuarios de la Naturaleza Quebrada de La Plata al norte y Horcón de Piedra, Altos de Cantillana al sur. Por otro lado, el corredor potencial “10” atraviesa el Parque Nacional Río Clarillo.

Los dos corredores potenciales de mayor longitud son los que concentran el mayor número de cruces de caminos vehiculares con 8 y 6 cruces de caminos vehiculares respectivamente. Dentro de los cruces de caminos vehiculares más importantes se encuentran la Autopista del Sol y la Ruta 68 que atraviesan el corredor potencial “9”, la Autopista Central que corta en su límite sur con el corredor potencial “10” y la Panamericana Norte que a lo largo de su trazado cruza los corredores potenciales “1”, “3”, “4” y “6”.

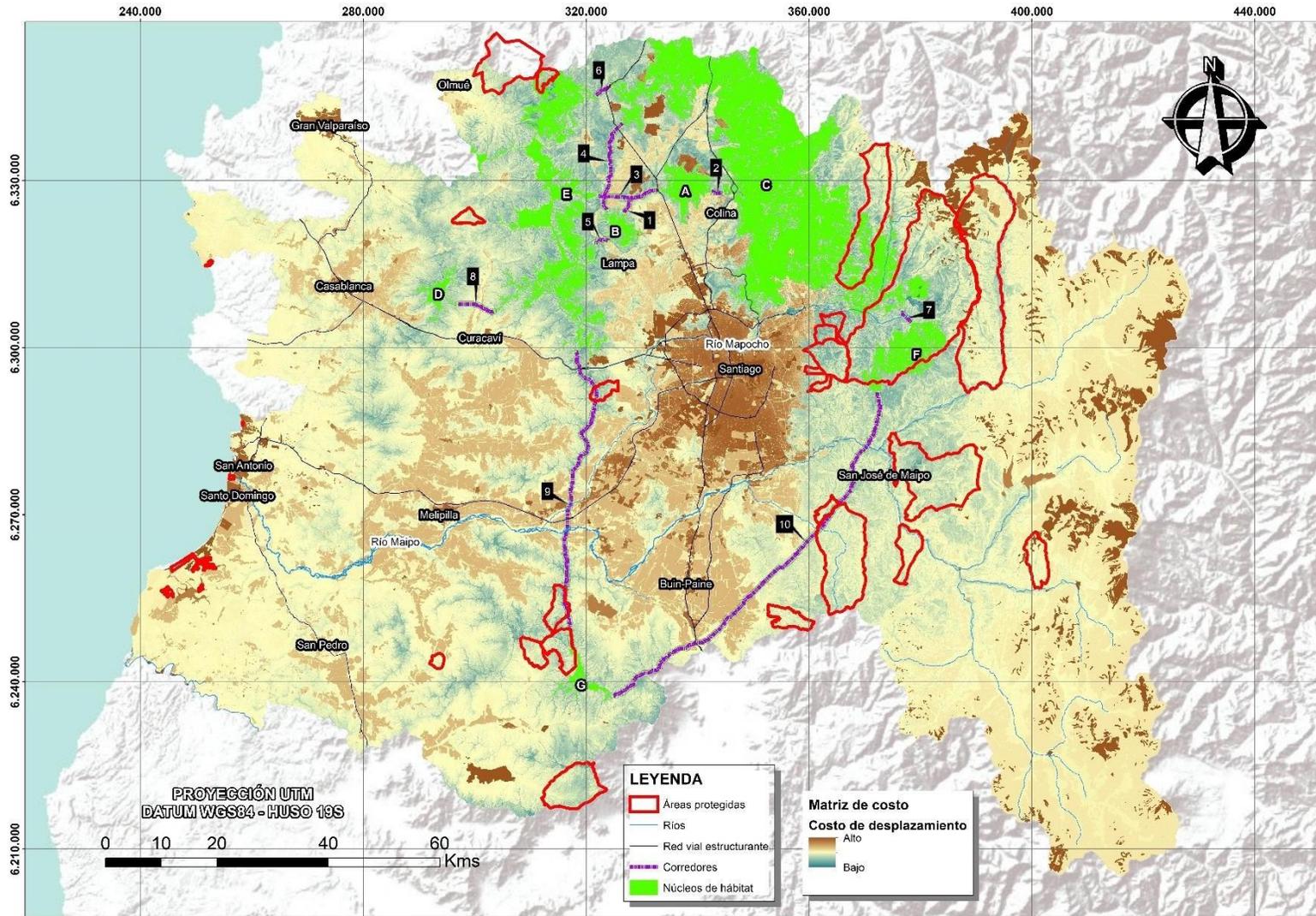
Por otra parte, los corredores potenciales que poseen el mayor número de escalones son en gran medida los de mayor longitud también. Cabe consignar que existen 4 corredores potenciales que no presentan escalones de hábitat, ninguno de ellos supera los 7 km de longitud.

Tabla 8: Características y métricas de los corredores ecológicos potenciales

ID Corredor	Conexión entre núcleos	Longitud (km)	N° de escalones	N° de cruces de caminos
1	A-B	8,4	2	1
2	A-C	2,2	0	0
3	A-E	11,5	3	2
4	B-C	18,2	4	4
5	B-E	2,6	1	1
6	C-E	3,5	0	2
7	C-F	3,0	0	0
8	D-E	7,0	0	2
9	E-G	60,6	3	6
10	F-G	81,9	2	8
Promedio	-	19.890	1,5	2,6

Fuente: Elaboración propia (2021).

Fig. 15: Cartografía de la infraestructura ecológica



Fuente: Elaboración propia (2021).

4.3 Priorización de infraestructura ecológica

La infraestructura ecológica (núcleos y corredores potenciales) para el puma que se encuentran en mejor estado (Fig. 16) se ubican en la zona norte del área de estudio. Por el contrario, los núcleos de hábitat que presentan un bajo puntaje en la priorización se ubican en las zonas más distantes tanto al oeste como al sur del área de estudio, así como los dos extensos corredores potenciales que conectan la zona norte con la zona sur.

Los núcleos de hábitat “C” y “E” obtuvieron los más altos puntajes (Tabla 9), por ende, tienen prioridad para ser preservados, ya que son los núcleos de mayor tamaño y con un mayor número de conexiones. Ambos núcleos tienen parte de su superficie al interior de un área protegida.

El núcleo “C” tiene un área de 759 km² y posee 4 conexiones, cuyos corredores potenciales se encuentran categorizados en preservación y evaluación intermedia. A su vez, el núcleo “E” tiene una superficie de 256 km² y se encuentra conectado por 5 corredores potenciales, cuyas categorías de prioridad varían entre preservación y restauración (Tabla 7).

Mientras que los núcleos de hábitat “D” y “G” poseen una pequeña superficie y a su vez presentan un reducido número de conexiones. Estos núcleos se encuentran aislados en la matriz, y por tanto, los individuos que potencialmente se encuentren presentes en estas zonas estarían más amenazados. Cabe destacar que sólo el núcleo “G” tiene parte de su superficie al interior de un área protegida.

El núcleo “D” tiene un área de 15 km² conectado por un solo corredor en categoría intermedio. Mientras que, el núcleo “G” posee una superficie de 16 km² con dos conexiones (Tabla 7), ambas en categoría de restauración.

Por otra parte, se identificó que 3 de los 7 núcleos de hábitat presentes en el área de estudio se clasificaron con un objetivo ambiental prioritario de evaluación intermedia, para estos casos se recomienda evaluar la situación particular de cada núcleo para aplicar medidas concretas.

Tabla 9: Puntaje y priorización de los núcleos de hábitat

ID Núcleo	Puntaje tamaño	Puntaje N° de conexiones	Puntaje promedio	Objetivo ambiental prioritario
A	2	3	2,5	Evaluación intermedia
B	1	3	2	Evaluación intermedia
C	5	4	4,5	Preservación
D	1	1	1	Restauración
E	5	5	5	Preservación
F	3	2	2,5	Evaluación intermedia
G	1	2	1,5	Restauración

Fuente: Elaboración propia (2021).

De los corredores ecológicos potenciales identificados, 5 de ellos se encuentran priorizados en categoría de preservación por la calidad en sus conexiones con un puntaje final de 4 (Tabla 10), éstos son los corredores “1”, “2”, “3”, “5” y “7”.

Estos corredores ecológicos potenciales conectan los dos grandes núcleos que se ubican al norte del área de estudio, principalmente a través de núcleos secundarios en las comunas

de Lampa y Colina. De los corredores potenciales, sólo uno se ubica al interior de un área protegida.

La longitud de los corredores potenciales con prioridad para ser preservados varía desde los 2,2 km hasta los 11,5 km, mientras que el número de escalones por corredor van desde los 0-3 y la cantidad de caminos vehiculares que atraviesan estas rutas oscilan entre 0-2 (Tabla 8).

Por el contrario, 2 corredores potenciales se priorizaron en categoría de restauración, debido principalmente a una longitud excesiva y a la gran cantidad de caminos vehiculares que los cruzan a lo largo de todo su trayecto. Lo anterior, pese a que ambos corredores cruzan en ciertos tramos áreas protegidas como Santuarios de la Naturaleza e incluso un Parque Nacional.

Los corredores potenciales con prioridad para ser restaurados corresponden al “9” y “10” (Tabla 10). El corredor potencial “9” tienen una longitud de 60,6 km, con 3 escalones y 6 cruces de caminos vehiculares, mientras que el corredor potencial “10” posee una extensión 81,9 km, 2 escalones a lo largo del corredor y 8 cruces de caminos vehiculares (Tabla 8).

Se identificaron 3 corredores potenciales que tienen como objetivo ambiental prioritario la evaluación intermedia, por lo cual se recomienda evaluar caso a caso para enfocar los esfuerzos en mejorar las deficiencias específicas y así optimizar la calidad de éstos.

De las variables escogidas para la priorización, la que presenta puntajes más bajos es el número de los escalones, esto se debe a que 4 de los corredores potenciales tienen el puntaje mínimo en este aspecto, dado que la longitud de esos corredores es reducida para albergar escalones con superficies mayores a 1 km².

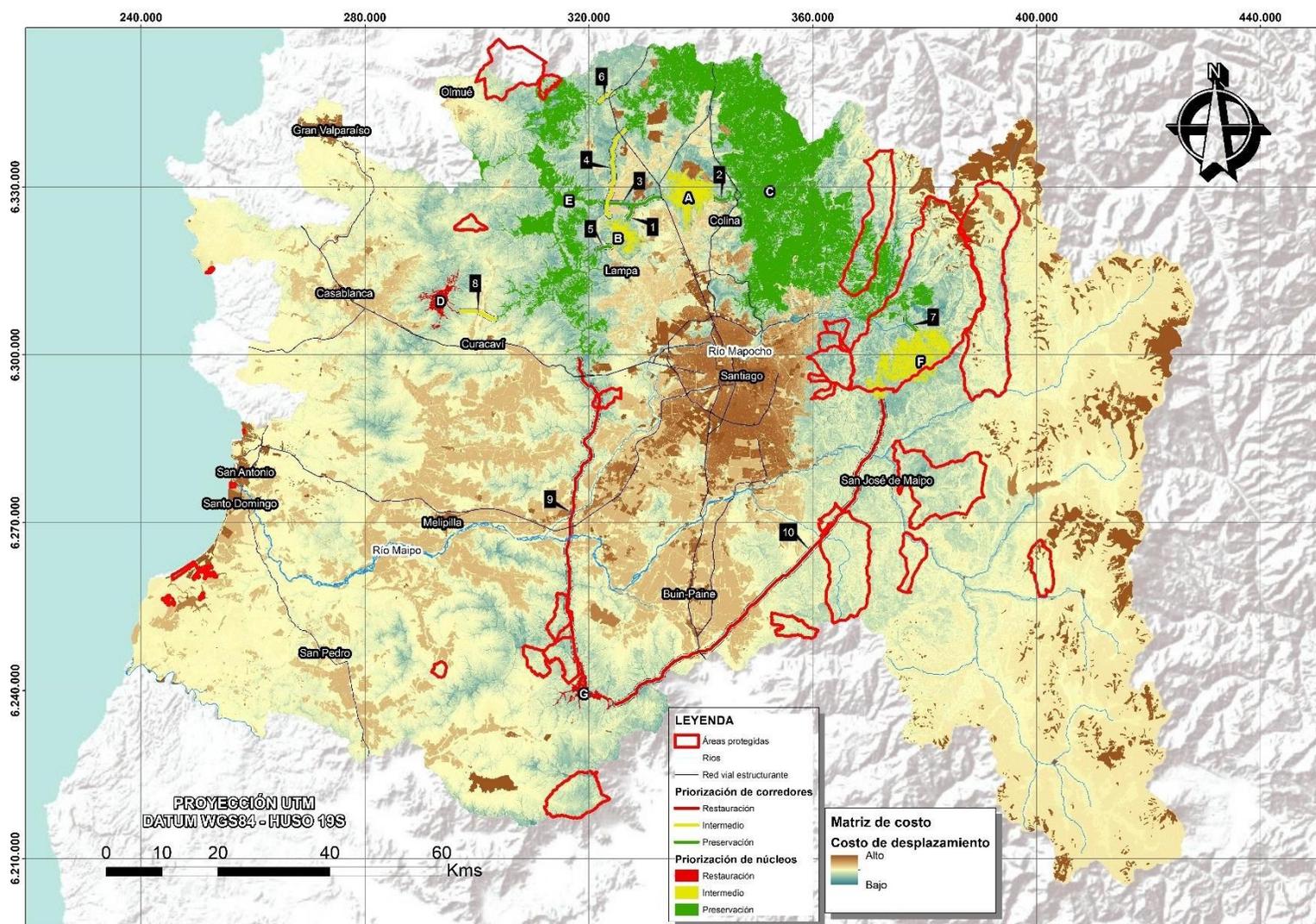
Por otra parte, los criterios de longitud y número de cruces de caminos vehiculares presentan puntajes más diversos, aunque ambas variables se encuentran directamente relacionados entre sí, dado que a mayor longitud de los corredores potenciales mayor es la probabilidad de que se encuentren más cruces de caminos vehiculares a lo largo de su extensión.

Tabla 10: Puntaje y priorización de los corredores ecológicos potenciales

ID Corredor	Conexión entre núcleos	Puntaje longitud	Puntaje N° de escalones	Puntaje N° de cruces de caminos	Puntaje promedio	Objetivo ambiental prioritario
1	A-B	4	3	4	4	Preservación
2	A-C	5	1	5	4	Preservación
3	A-E	3	4	4	4	Preservación
4	B-C	2	5	3	3	Evaluación intermedia
5	B-E	5	2	4	4	Preservación
6	C-E	5	1	4	3	Evaluación intermedia
7	C-F	5	1	5	4	Preservación
8	D-E	4	1	4	3	Evaluación intermedia
9	E-G	1	4	1	2	Restauración
10	F-G	1	3	1	2	Restauración

Fuente: Elaboración propia (2021).

Fig. 16: Cartografía de la priorización de la infraestructura ecológica



Fuente: Elaboración propia (2021).

CAPÍTULO V: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

5.1 Discusión

Los resultados de la modelación del nicho ecológico muestran una concordancia con los resultados expuestos por Dickson et al. (2013); De la Torre & Torres (2014); Minjarez (2013), esto se debe a que los núcleos de hábitat identificados para la especie se encuentran en gran medida limitados a las altas cumbres al igual que los resultados obtenidos por estos autores. Estos núcleos se encuentran tanto en los cordones montañosos transversales, como de la cordillera de La Costa y de Los Andes, su ubicación se debe posiblemente a que estas zonas aún se mantienen mayoritariamente con baja intervención humana.

En concreto, los resultados de la infraestructura ecológica identificados con anterioridad muestran una concordancia espacial con los resultados obtenidos por Acuña (2020) para la misma área de estudio, los núcleos de hábitat presentan una ubicación y tamaño similar, así como también la ubicación de las potenciales rutas de dispersión. Sin embargo, existen diferencias en los límites y formas de los núcleos de hábitat, lo cual se atribuye a la mejora en el detalle al usar variables topográficas y una mejor resolución espacial, ya que los núcleos identificados presentan límites más irregulares asociado a las zonas más altas de los cordones montañosos.

Sin embargo, el corredor ecológico que conecta el cordón El Roble con el cordón de Cantillana no fue identificado en ese estudio, esto se puede deber a que el sector de Cantillana en el trabajo de Acuña (2020) se encontraba conectado por otros núcleos secundarios que no están presentes en este estudio. Esta discrepancia en el número de núcleos de hábitat y corredores ecológicos potenciales identificados se asocia al uso de datos a escala local del presente trabajo, tanto de las variables predictoras como de los datos de presencia de la especie.

La resolución espacial a 30 metros de las variables utilizadas permitió tal como menciona Soberón (2007), dilucidar con mayor precisión los límites y formas de los núcleos de hábitat para la especie, así como también la influencia de las variables utilizadas, específicamente las topográficas. Esta escala espacial va a favorecer la implementación de medidas más específicas y efectivas en la toma de decisiones a favor de la protección del puma y del resto de especies con las cuales comparte hábitat.

Los resultados de la modelación concuerdan con lo expuesto por Dickson, Jenness & Beier (2012) respecto a la influencia que tienen las variables topográficas en la movilidad del puma, ya que en efecto, estas variables contribuyeron en más del 44% al modelo final, el cual sirvió posteriormente para la identificación de la infraestructura ecológica. Esto se suma, a la gran cantidad de autores que han incorporado previamente el uso de variables topográficas en sus trabajos con modelaciones espaciales (LaRue & Nielsen, 2008; Minjarez, 2013; De la Torre & Torres, 2014; Menke, 2008; Dickson et al., 2013).

Cabe destacar que más del 90% de la superficie de las zonas de mayor probabilidad de presencia para la especie no se encuentran bajo figuras de protección oficial o en iniciativas de conservación privada, esto es especialmente relevante para los dos núcleos de hábitat que tienen un objetivo prioritario de restauración. Esto evidencia el estado de amenaza en el que se encuentra la especie en la zona central de Chile, por lo cual, en vista de la relevancia que tienen los cordones montañosos en la zona central, es necesario la creación de nuevas áreas protegidas y la expansión de las existentes en

sectores en dónde exista déficit y que a su vez se encuentre infraestructura ecológica para la especie.

Bajo este escenario, los corredores ecológicos cobran especial relevancia para mantener el equilibrio genético entre las subpoblaciones de puma. En Chile no existe propuestas o figuras de conservación en torno corredores o franjas lineales, lo más cercano en la legislación chilena corresponde a la protección de zonas ribereñas, en las cuales se prohíbe talar árboles alrededor de una distancia mínima respecto al curso de agua (Romero, Cozano, Gangas & Naulin, 2014). Los programas y planes de conservación a nivel nacional deben avanzar en el corto plazo en incorporar la figura de corredores ecológicos con la finalidad de asegurar la conectividad funcional de diversas especies, especialmente la del puma.

Dentro de las limitantes de este estudio, se encuentra la no inclusión de la variable de disponibilidad de presas, por falta de datos y recursos. El puma al ser el depredador tope en la cadena alimenticia tiene una estrecha dependencia con la cantidad de alimento disponible, la distribución de sus presas podría influir en gran medida la ubicación de la infraestructura ecológica para la especie. Si bien, esta variable no ha sido ampliamente utilizada en estudios de la especie, su inclusión es altamente recomendada cuando se trabaja con carnívoros (Santos et al., 2019; Trainor, Schmitz, Ivan & Shenk, 2014).

En cuanto a los aspectos a mejorar, para una mayor precisión en futuros estudios se propone ampliar el rango temporal de los datos de presencia, para poder aumentar la cantidad de observaciones y registros de la especie y así obtener la distribución histórica del *Puma concolor* en la zona central de Chile. Sin ir más lejos, este año se registró la presencia de un individuo al interior del Monumento Natural El Morado (Pinto, 2021), zona en la que este estudio no contó con datos. Con el aporte de nuevos registros en áreas sin datos se podría identificar en mejor detalle la infraestructura ecológica para la especie.

Otra de las posibilidades para complementar los resultados expuestos, es ampliar la identificación y priorización de la infraestructura ecológica para el puma a toda la zona central de Chile. Esto, ya que, si bien las zonas núcleos prioritarias de restauración se encuentran aisladas en el área de estudio, éstas podrían estar potencialmente conectadas con otras áreas de alto valor en la continuación de los cordones montañosos y en áreas protegidas adyacentes como el Parque Nacional Las Palmas de Cocalán, la Reserva Nacional Lago Peñuelas o el Santuario de la Naturaleza Cerro Poqui, o por el contrario, encontrarse aún más aisladas.

Se sugiere estudiar en mayor detalle mediante monitoreos por telemetría o GPS y el uso de cámaras trampa las zonas en las cuales se ubican los corredores ecológicos potenciales, con la finalidad de verificar su uso por parte de la especie y la forma en la cual se desplazan a través de ellos.

El desafío principal a futuro consiste en mantener el estado actual de la infraestructura ecológica que se encuentra priorizadas para la preservación para evitar su deterioro, limitando las actividades humanas que se desarrollan al interior de ellas o en el entorno cercano a través de la creación y ampliación de áreas protegidas. Por otro lado, para la infraestructura ecológica que debe ser restaurada es necesario tomar medidas concretas para aumentar sus tamaños e incrementar del número de conexiones en el caso de los

núcleos de hábitat, incentivando la reforestación nativa y el uso menos intensivo de las zonas aledañas para expandir sus límites y/o formar nuevos núcleos de hábitat con los cuales conectarse. En el caso de los corredores ecológicos potenciales, se debe apuntar a mejorar la permeabilidad de la matriz por la cual atraviesan, e implementar cruces de fauna y señalética en secciones que sean atravesadas por caminos vehiculares de mediano y alto flujo.

Finalmente, es indispensable que la conservación *in situ* sea desarrollada a través de redes, asegurando la conectividad funcional de cada una de las áreas de mayor importancia para el puma. Esta es una condición mínima para lograr mantener los procesos ecológicos y la biodiversidad local en el mediano y largo plazo.

5.2. Conclusiones

Los resultados indican que las zonas de mayor probabilidad de presencia de puma en el área de estudio abarcan aproximadamente un 10% de la superficie, aunque la distribución de estas áreas no se encuentra dispuestas de forma homogénea, concentrándose mayoritariamente en los cordones montañosos de la cordillera de Los Andes, de El Roble, de Cantillana y el cordón transversal de Chacabuco.

Esto implica que los cordones montañosos tienen una gran importancia para la especie, funcionando como zonas naturales de resguardo, alimentación y de dispersión. Estas áreas enfrentan una gran amenaza con el avance de la urbanización y de las actividades humanas, sumado a que gran parte de ellas no se encuentran bajo ninguna categoría de conservación, esto es especialmente cierto en el cordón de El Roble y en el cordón transversal de Chacabuco.

Los resultados de la modelación del nicho ecológico evidencian que la distribución del *Puma concolor* se encuentra estrechamente influida por la topografía, principalmente por la altitud y la pendiente. Específicamente, las áreas de mayor probabilidad de presencia para la especie se encuentran principalmente entre los 500-1500 msnm y en pendientes bajas a moderadas. Además, prefiere coberturas de suelo con vegetación nativa, especialmente de tipo matorral, bosque y espacios abiertos por sobre usos y coberturas de suelo relacionadas a actividades humanas.

En el área de estudio se identificó la presencia de 7 núcleos de hábitat, de los cuales 2 tienen prioridad para ser preservados y 2 para ser restaurados. Estos núcleos de hábitat se encuentran conectados a través de 10 corredores ecológicos potenciales, entre ellos se encuentran 4 corredores ecológicos que presentan un buen estado para ser preservados, mientras que 2 de ellos tienen un estado deficiente y por ende, los esfuerzos se deben enfocar en restaurar estos elementos.

De la infraestructura ecológica identificada y posteriormente priorizada se desprende que, tanto los núcleos como los corredores potenciales que se encuentran en mejor estado corresponden a la zona norte del área de estudio, ubicado en las zonas precordilleranas de Los Andes, el cordón montañoso El Roble y el cordón transversal de Chacabuco. En estas áreas todavía se encuentran grandes superficies bajo coberturas de vegetación nativa.

Al contrario de lo que sucede en la zona sur, donde solo quedan pequeños fragmentos de hábitat en el cordón de Cantillana y las conexiones que llegan hasta acá, son excesivamente largas y presentan una gran cantidad de cruces de camino que dificultan la conectividad de la especie, al ser uno de los factores que influye en la mortalidad de pumas.

El puma es una especie que requiere amplias zonas para su hábitat y movilidad, por estos motivos, a nivel país son muy pocas las áreas protegidas que por sí solas cumplan con la superficie necesaria para albergar una subpoblación de la especie, esto se acentúa aún más en la zona central de Chile. Por esta razón, es de gran importancia mantener la conectividad funcional de la especie en un estado óptimo a través de la conservación en redes de la infraestructura ecológica.

El presente trabajo representa un insumo actualizado para la toma de decisiones respecto a la conservación de la infraestructura ecológica para la especie, específicamente en la

preservación de los sitios que se encuentran en buen estado y de restauración para los cuales su estado es deficiente.

Así como también, un antecedente para entender en detalle las preferencias de hábitat de la especie y sus posibles rutas de dispersión. Con la finalidad de evitar la continua fragmentación de zonas de gran valor ecológico para el puma, asegurando su conectividad en la zona central y reduciendo al mínimo la interacción con el ser humano.

BIBLIOGRAFÍA

- Acuña, R. (2020). *Corredores potenciales y zonas de mayor importancia para la conectividad funcional del puma (Puma concolor) para el área del proyecto GEF Montaña*. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Amar, F., Melo, O. & Bonacic, C. (2007). *Efectos económicos de la coexistencia entre pumas y ganaderos en la comuna de San José de Maipo, Región Metropolitana*. Conferencia llevada a cabo en la III Reunión Binacional de Ecología, La Serena, Chile.
- Anantharaman, R., Hall, K., Shah, V. & Edelman, A. (2019). Circuitscape in Julia: High Performance Connectivity Modelling to Support Conservation Decisions. *arXiv: Quantitative Methods*.
- Araújo, M. B., Pearson, R. G., Thuillers, W. & Erhard, M. (2005). Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11(9), 1504-1513.
- Armenteras, D. & Vargas, O. (2016). Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta biol. Colomb.*, 21(1), 229-239.
- Beane, N. R., Rentch, J. S. & Schuler, T. M. (2013). Using maximum entropy modeling to identify and prioritize Red Spruce Forest habitat in West Virginia. USDA Forest Service - Research Paper NRS.
- Beier, P. (1993). Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology*, 7(1), 94-108.
- Bennett, A. F. (2003). *Linkages in the landscape. The role of the corridor and connectivity in wildlife conservation*. Gland y Cambridge: UICN.
- Bentrup, G. (2008). *Conservation buffers: design guidelines for buffers, corridors and greenways*. Asheville: Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.
- Boitani, L., Falcucci, A., Maiorano, L. & Rondinini, C. (2008). Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, 21(6), 1414-1422.
- Brown, J. L. (2014) SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 694-700.
- Cannas, I., Lai, S., Leone, F. & Zoppi, C. (2018). Green infrastructure and ecological corridors: a regional study concerning Sardinia. *Sustainability*, 10(4), 1265-1286.
- Carvajal, M. (2017). *Fragmentación y pérdida de hábitat en especies especialistas de bosque: Chucao (Scelorchilus rubecula) como especie focal*. Universidad de Chile, Santiago, Chile.

- Chávez, H., González, M. & Hernández, P. (2014). Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(27), 8-23.
- Chetkiewicz, C-L., St. Clair, C. & Boyce, M. (2006). Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37, 317-42.
- Collinge, S. K. & Forman, R. T. (1998). A conceptual model of land conversion processes – predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos*, 82(1), 66-84.
- Colorado, G. J., Vásquez, J. L. & Mazo, I. N. (2017). Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en Santa Elena (Medellín, Colombia). *Acta biol. Colomb.*, 22(3), 379-393.
- Connor, T., Viña, A., Winkler, J. A., Hull, V., Tang, Y., Shortridge, A., ...Liu, J. (2019). Interactive spatial scale effects on species distribution modeling: the case of giant panda. *Scientific Reports*, (9), 1-13.
- Consultora Ambiental Flora y Fauna Chile Ltda. (2016). *Informe final: Diagnóstico del estado poblacional del puma (Puma concolor) y evaluación de la interacción con la ganadería de la región de Coquimbo*.
- Curcic, B. & Djurdjić, S. (2013). The actual relevance of ecological corridors in nature conservation. *Zbornik Radova: Geografski institut "Jovan Cvijić"*, 63, 21-34.
- D'Eon, R. G., Glenn, S. M., Parfitt, I. & Fortin, M-J. (2002). Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology*, 6(2), 10.
- De la Torre, J. A. & Torres, L. (2014). Distribución potencial del puma (*Puma concolor*) en el estado de Aguascalientes, México. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva Época*, 4(2), 45-56.
- Dickson, B. G., Jenness, J. S. & Beier, P. (2012). Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in Southern California. *The Journal of Wildlife Management*, 69(1), 264-276.
- Dickson, B. G., Roemer, G. W., McRae, B. H. & Rundall, J. M. (2013). Models of regional habitat quality and connectivity for pumas (*Puma concolor*) in the Southwestern United States. *PLOS ONE*, 9(1).
- Dirección de Vialidad. (2015). *Red vial nacional: dimensionamiento y características*. Santiago: Dirección de Vialidad.
- Dirección General de Aguas. (2015). *Atlas del agua: Chile 2016*. Santiago: DGA.
- Dudley, N. (Ed.). (2008). *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas*. Gland: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

- Etter, A. (1991). *Introducción a la ecología del paisaje: un marco de integración para los levantamientos ecológicos*. Bogotá: IGAC.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34(1), 487-515.
- Fernandez, M., Alves, F., Ferreira, R., Fischer, J., Thake, P., Nunes, N., ...Dinis, A. (2021). Modeling fine-scale cetaceans' distributions in oceanic islands: Madeira Archipelago as a case study. *Frontiers in Marine Science*, 8.
- Filz, K. A., Schmitt, T. & Engler, J. O. (2013). How fine is fine scale? Questioning the use of fine-scale bioclimatic data in species distribution models used for forecasting abundance patterns in butterflies. *European Journal of Entomology*, 110(2), 311-317.
- Forman, R. T. (1995). *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Nueva York: Cambridge University Press.
- Forman, R.T. & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. Nueva York: John Wiley & Sons.
- Gálvez, N., Ohrens, O. & Benavides, P. (2020). Avistamientos de pumas como botón de muestra del co-habitar entre seres humanos y la fauna silvestre: hacia la co-existencia. Villarrica: Pontificia Universidad Católica de Chile. Recuperado de <http://villarrica.uc.cl/avistamientos-de-pumas-como-bot%C3%B3n-de-muestra-del-co-habitar-entre-seres-humanos-y-la-fauna-silvestre>
- García, R. (2020, 22 de junio). Puma recorrió más de 2.000 km en trece meses de monitoreo satelital. *El Mercurio*. Recuperado de <https://digital.elmercurio.com/2020/06/22/A/B23QAV8H>
- GEF Montaña. (2017). *Resumen del proyecto*. Recuperado de <http://gefmontana.cl/resumen-del-proyecto/>
- Geneletti, D., Orsi, F., Ianni, E. & Newton, A. C. (2011). Identificación de áreas prioritarias para la restauración de bosques secos. En: A. C. Newton. & N. Tejedor (Eds.). *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina* (pp. 289-326). Gland: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y Madrid: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE).
- González, A., Lara, N., Coronel, H. & López, C. (Enero, 2011). Mountain lion (*Puma concolor*) population status, and biological corridors in Sierra San Luis, Sonora México. En *Cougars: conservation, connectivity and population management*. Conferencia llevada a cabo en Proceedings of the 10th mountain lion workshop, Bozeman, Estados Unidos.
- Gobierno Regional de la Región Metropolitana de Santiago – Secretaría Regional Ministerial. (2013). *Estrategia regional para la conservación de la biodiversidad en la región Metropolitana de Santiago*. Santiago: Centro de Estudios del Desarrollo (CED).

- Gobierno Regional de la Región Metropolitana de Santiago, Universidad de Chile & Agencia de Cooperación Técnica Alemana GTZ. (2002). *Guía Metodológica Planificación Ecológica del Territorio*.
- Groves, C. (Ed.). (2020). *Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors*. Gland: UICN.
- Guarda, N., Gálvez, N., Leichtle, J., Osorio, C. & Bonacic, C. (2016). Puma *Puma concolor* density estimation in the Mediterranean Andes of Chile. *Oryx*, 51(2), 263-267.
- Gurrutxaga, M. & Lozano, P. J. (2008). Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos: ¿Solucionan la problemática de fragmentación de habitats? *Observatorio Medioambiental*, 11, 171-183.
- Gutiérrez, D. (2003). Metapoblaciones: un pilar básico en biología de conservación. *Ecosistemas*, 11(3).
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ...Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2).
- Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R. & Lambin, E. F. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography*, 75, 71-82.
- Herrera, P. M. & Díaz, E. (2013). Ecología del paisaje, conectividad ecológica y territorio: Una aproximación al estado de la cuestión desde una perspectiva técnica y científica. En L. Santos y Ganges, P. M. Herrera. (Ed.), *Planificación espacial y conectividad ecológica: Los corredores ecológicos* (pp. 43-70). Valladolid: Instituto Urbanística Universidad Valladolid.
- Hull, V., Zhang, J., Huang, J., Zhou, S., Viña, A., Shortridge, A., ...Liu, J. (2016). Habitat use and selection by giant pandas. *PLOS ONE*, 11(9).
- Instituto Nacional de Estadísticas (2018). *Resultados Censo 2017*. Recuperado de <http://resultados.censo2017.cl/>
- Iriarte, A. & Jaksic, F. (2012). *Los carnívoros de Chile*. Santiago: Ediciones Flora & Fauna Chile y CASEB, PUC.
- Isasi-Catalá, E. (2011). Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia*, 36(1), 31-38.
- Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., ...Zambrano-Martínez, S. (2013) Scientific foundations for an UICN red list of ecosystems. *PLOS ONE*, 8(5).
- Lagos, N., Hernández, J., Vásquez, D., Sepúlveda, C., González-Pinilla, F., Bennett, M., ...Palma, E. (2020). Fine scale approach to propose conservation areas for the endangered andean cat (*Leopardus jacobita*) in the chilean dry puna. *Journal of Arid Environments*, 181.

- Lara, A., Solari, M. E., Prieto, M. del R. & Peña, M. P. (2012). Reconstruction of vegetation cover and land use ca. 1550 and their change towards 2007 in the Valdivian Rainforest Ecoregion of Chile (35°- 43°30 S). *Bosque*, 33(1), 13–23.
- Lara, E. (2019, 17 de agosto). Puma muere atropellado en ruta 68. *BioBioChile*. Recuperado de <https://www.biobiochile.cl/noticias/nacional/region-de-valparaiso/2019/08/17/puma-muerte-atropellado-en-ruta-68.shtml>
- LaRue, M. A. & Nielsen, C. K. (2008). Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. *Ecological Modelling*, 212(3-4), 372-381.
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73(6), 1943-1967.
- 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)*. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Mark, L., Saucedo, C. & Wittmer, H. U. (2010). Swimming by pumas (*Puma concolor*) in Patagonia: rethinking barriers to puma movement. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 45(3), 187-190.
- Martínez, C. (2006). *Paisajes reticulados y conectividad en ambiente Mediterráneo*. Universidad de Alcalá, Madrid, España.
- Martínez, C., Múgica, M., Castell, C. & de Lucio, J. V. (2009). *Conectividad ecológica y áreas protegidas: herramientas y casos prácticos*. Madrid: FUNGOBE.
- Martínez-Meyer, E. & Sánchez-Cordero, V. (2006). Uso de datos de las colecciones mastozoológicas. En C. Lorenzo., E. Espinoza., M. Briones. & F. A. Cervantes. (Eds.), *Colecciones Mastozoológicas de México* (pp. 177-187). Ciudad de México: Universidad Autónoma de México.
- Mateo, R. G., Felicísimo, A. M. & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217-240.
- Menke, K. (2008). *Locating potential cougar (Puma concolor) corridors in New Mexico using a least-cost path corridor GIS analysis*. Albuquerque: Wildlife Final Project Report, Bird's Eye View.
- Menke, S. B., Holway, D. A., Fisher, R. N. & Jetz, W. (2009). Characterizing and predicting species distributions across environments and scales: Argentine ant occurrences in the eye of the beholder. *Global Ecology and Biogeography*, 18, 50-63.
- Miller, S. D., Rottmann, J., Raedeke K. J. & Taber, R. D. (1983). Endangered mammals of Chile: status and conservation. *Biological Conservation*, 25(4), 335-352.
- Ministerio del Medio Ambiente (2018). *Ficha de especie clasificada: Puma concolor*. Recuperado de http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/fichas7proceso/fichas_pac/Puma_color_P07.pdf

- Ministerio del Medio Ambiente – ONU Medio Ambiente. (2020). *Planificación Ecológica a escala local 1:25.000, para todos los municipios pertenecientes al área del proyecto GEF Montaña*.
- Minjarez, I. (2013). *Análisis de la distribución del puma (Puma concolor) en Sierra la Giganta, Baja California Sur*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, México.
- Morato, R., Ferraz, K., De Paula, R. & De Campos, C. (2014). Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga biome, Brazil. *PLOS ONE*, 9(4), e92950.
- Mota, C., Encarnación, A., Ortega, H. M., Prieto, D. A., Peña, A. & Rojas, O. R. (2019) Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. En C. E. Moreno. (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (pp. 39-63). Ciudad de México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo / Libermex.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Pacheco, L., Lucero, A. & Villca, M. (2004) Dieta del puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Sajama, Bolivia y su conflicto con la ganadería. *Ecología en Bolivia*, 39(1), 75-83.
- Pearson, R., Raxworthy, C., Nakamura, M. & Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34(1), 102-117.
- Peña, J. (2020, 05 de agosto). SAG presenta denuncia por muerte de puma que presentaba heridas por atropello y disparos de perdigones. *El Mercurio*. Recuperado de <https://www.emol.com/noticias/Nacional/2020/08/05/994082/SAG-denuncia-puma-herido.html>
- Pinto, I. (2021, 8 de junio). Cámara trampa registra puma en Monumento Natural El Morado. *Mestizos*. Recuperado de <https://mestizos.cl/camara-trampa-registra-puma-en-monumento-natural-el-morado/>
- Plasencia, A. H., Escalona, G. & Esparza, L. G. (2014). Modelación de la distribución geográfica potencial de dos especies de psitácidos neotropicales utilizando variables climáticas y topográficas. *Acta Zoológica Mexicana*, 30(3), 471-490.
- Plissock, P. & Fuentes-Castillo, 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.
- Plissock, P., Luebert, F., Hilger, H. & Guisan, A. (2014). Effects of alternative sets of climatic predictors on species distribution models and associated estimates of extinction risk: A test with plants in an arid environment. *Ecological modelling*, 288(2014), 166-170.

- Possingham, H. P., Wilson, K. A., Andelman, S. & Vynne, C. (2006). Protected areas: goals, limitations and design. En M. J. Groom., G. K. Meffe. & C. R. Carroll (Eds.). *Principles of conservation biology* (pp. 509-533). Sunderland: Sinauer Associates, Inc.
- Rico, Y. (2017). La conectividad del paisaje y su importancia para la biodiversidad. *Saber Más*, (34), 28-30.
- Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A. & Naulin, P. I. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque*, 35(1), 3-12.
- Rudnick, D. A., Ryan, S. J., Beier, P., Cushman, S. A., Dieffenbach, F., Epps, C. W., ...Trombulak, S. C. (2012). The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*, (16), 1-20.
- Santos, T. & Tellería J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2), 3-12.
- Santos, F., Carbone, C., Wearn, O. R., Rowcliffe, J. M., Espinosa, S., Moreira, M. G., ..., Peres, C. A. (2019). Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forests. *PLOS ONE*, 14(3): e0213671.
- Sarricolea, P., Herrera-Ossandon, M. J. & Meseguer-Ruiz, Ó. (2016). Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps*, 13(2), 66-73.
- Sierralta, L., Serrano, R., Rovira, J., & Cortés, C. (Eds.). (2011). *Las áreas protegidas de Chile: Antecedentes, institucionalidad, estadísticas y desafíos*. Santiago: MMA.
- Singleton, P. H., Gaines, W. L. & Lehmkuhl, J. F. (2004). Landscape permeability for grizzly bear movements in Washington and southwestern British Columbia. *Ursus*, 15(1), 90-103.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115-1123.
- Soto, R. (2014). *Efectos del grado de urbanización sobre la comunidad de aves en la ciudad de Concepción, VIII Región, Chile*. Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- Thiele, J., Schuckert, U. & Otte, A. (2008). Cultural landscapes of Germany are patch-corridor-matrix mosaics for an invasive megaforb. *Landscape Ecology*, 23(4), 453-465.
- Thompson, P. L., Rayfield, B. & Gonzalez, A. (2017). Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning and stability in metacommunity networks. *Ecography*, 40(1), 98-108.
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19.
- Trainor, A. M., Schmitz, O. J., Ivan, J. S. & Shenk, T. M. (2014). Enhancing species distribution modeling by characterizing predator-prey interactions. *Ecological Applications*, 24(1), 204-216.

- Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Lira-Noriega, A., Kolb, M. & Alarcón, J. (2011). Selección de áreas prioritarias para la conservación de los vertebrados terrestres: ¿es posible usar un grupo como indicador? En P. Koleff. & T. Urquiza-Haas (Eds.). *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México* (pp. 151-170). Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad – Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Vásquez, A. (2016). Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: el caso del corredor ribereño del río Mapocho en Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, (63), 63-86.
- Vickers, W., Sánchez, J., Kreuder, C., Morrison, S., Botta, R., Smith, T., ...Boyce, W. (2015). Survival and mortality of pumas (*Puma concolor*) in a fragmented, urbanizing landscape. *PLOS ONE*, 10(7).
- Vila, J., Varga, D., Llausàs, 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.
- Zhao, Y., Feng, D., Yu, L., Wang, X., Chen, Y., Bai, Y., ...Gong, P. (2016). Detailed dynamic land cover mapping of Chile: accuracy improvement by integrating multi-temporal data. *Remote Sensing of Environment*, 183, 170–185.

ANEXOS

Anexo 1: Áreas protegidas presentes en el área de estudio

Designación	Nombre
Parque Nacional	Río Clarillo
Parque Nacional	La Campana
Reserva Nacional	El Yali
Reserva Nacional	Roblería Cobre de Loncha
Monumento Natural	El Morado
Sitio RAMSAR	Humedal El Yali
Santuario de la Naturaleza	Altos de Cantillana
Santuario de la Naturaleza	San Juan de Piche
Santuario de la Naturaleza	El Ajjal
Santuario de la Naturaleza	Humedal de Tunquén
Santuario de la Naturaleza	Quebrada de La Plata
Santuario de la Naturaleza	Humedal Río Maipo
Santuario de la Naturaleza	Sector del Cerro El Roble
Santuario de la Naturaleza	Los Nogales
Santuario de la Naturaleza	Predio Cascada de Las Ánimas
Santuario de la Naturaleza	Yerba Loca
Santuario de la Naturaleza	Predios San Francisco de Lagunillas y Quillayal
Santuario de la Naturaleza	Las Torcazas de Pirque
Santuario de la Naturaleza	Horcón de Piedra
Bien Nacional Protegido	Río Olivares
Bien Nacional Protegido	Laguna Cartagena
Iniciativa de Conservación Privada	Cantalao
Iniciativa de Conservación Privada	Parque Natural Aguas de San Ramón
Iniciativa de Conservación Privada	Puente Nilhue
Iniciativa de Conservación Privada	San Carlos de Apoquindo
Iniciativa de Conservación Privada	Quebrada de Macul
Iniciativa de Conservación Privada	Cerro Viejo
Iniciativa de Conservación Privada	Predio Palmar de Lillahue

Fuente: Elaboración propia (2021).

Anexo 2: Descripción de las variables bioclimáticas

Variable bioclimática	Descripción
Bio1	Temperatura media anual
Bio2	Rango de temperaturas diurnas
Bio3*	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (* 100)
Bio4*	Estacionalidad en la temperatura (desviación estándar * 100)
Bio5	Temperatura máxima del mes más cálido
Bio6	Temperatura mínima del mes más frío
Bio7*	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)
Bio8	Temperatura media del trimestre más lluvioso
Bio9	Temperatura media del trimestre más seco
Bio10	Temperatura media del trimestre más cálido
Bio11	Temperatura media del trimestre más frío
Bio12	Precipitación anual
Bio13	Precipitación del mes más lluvioso
Bio14	Precipitación del mes más seco
Bio15	Estacionalidad de precipitación (coeficiente de variación)
Bio16	Precipitación del trimestre más húmedo
Bio17	Precipitación del trimestre más seco
Bio18	Precipitación del trimestre más cálido
Bio19	Precipitación del trimestre más frío

(*) Variables bioclimáticas seleccionadas para la modelación final

Fuente: Lira (2019).

Anexo 3: Compatibilidad de usos y coberturas de suelo para núcleos de hábitat del *Puma concolor*

Usos y coberturas de suelo compatibles

Vega	Bosque y renoval nativo
Afloramientos rocosos	Matorral
Matorral arborescente	Matorral con suculentas
Matorral de espino	Matorral andino
Otras plantaciones no agrícolas	Plantación de eucaliptus
Río	Espacios abiertos con escasa a nula vegetación

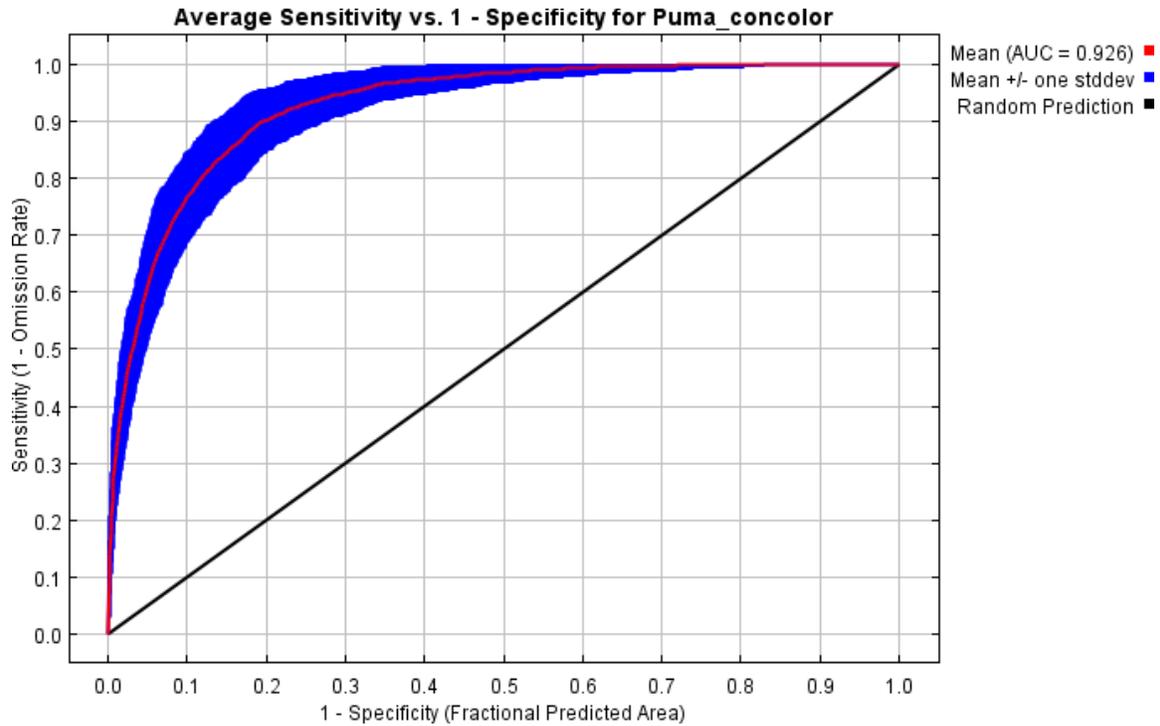
Fuente: Elaboración propia (2021) modificado de Acuña (2020).

Anexo 4: Matriz de resistencia para los usos y coberturas de suelo

Uso/Cobertura de suelo	Costo de desplazamiento	Uso/Cobertura de suelo	Costo de desplazamiento
Vega	1	Nieve	500
Bosque y renoval nativo	1	Área deportiva	650
Matorral	1	Área mayoritariamente residencial baja altura	650
Matorral arborescente	1	Cementerio	650
Matorral con suculentas	1	Actividad minera en superficie	850
Matorral de espino	1	Área mayoritariamente residencial gran altura	850
Matorral andino	1	Extracción de áridos en cantera	850
Afloramientos rocosos	1	Extracción de áridos en pozo	850
Río	1	Planta de tratamiento de aguas	850
Plantación de eucaliptus	25	Relleno sanitario	850
Otras plantaciones	25	Tranque de relave	850
Espacios abiertos con escasa a nula vegetación	50	Vertedero	850
Parcela de agrado	50	Sitio en construcción	850
Tierra vacante	50	Tranque de regadío	850
Asentamiento menor	50	Aeropuerto y aeródromo	1000
Cultivos anuales	250	Centro comercial e hipermercado	1000
Frutales	250	Mar	1000
Parque	250	Parque industrial	1000
Parronal	250	Pista de aterrizaje	1000
Viñedo	250	Playa y arena	1000
Área de pastoreo intensivo	250	Zona portuaria	1000
Autopista	500	Glaciar	1000
Cuerpo de agua	500	Centro nuclear	1000
Embalse	500	Terminal de combustible	1000
Laguna	500	Zona de negocios y/o institucional	1000
Humedal	500		

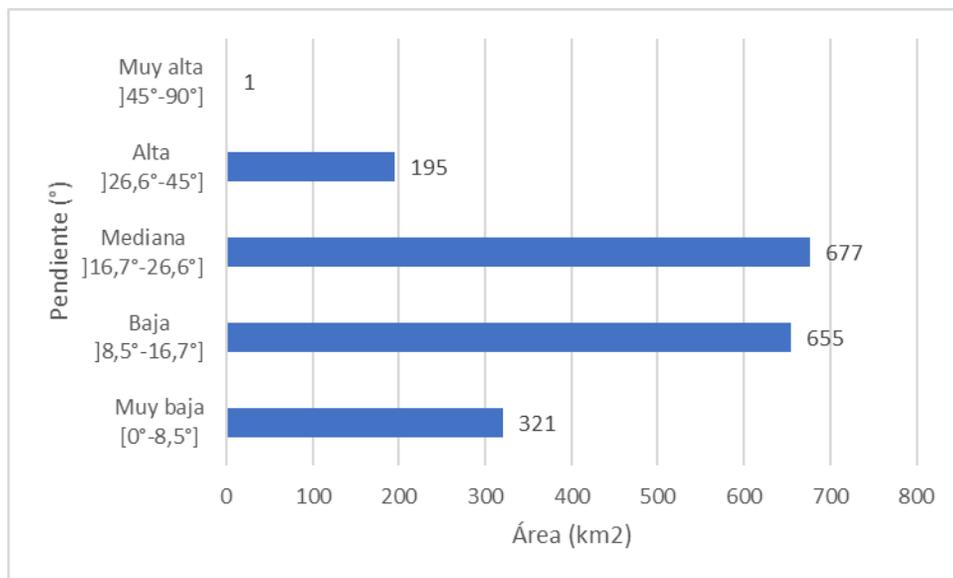
Fuente: Elaboración propia (2021) modificado de Acuña (2020).

Anexo 5: Promedio del área bajo la curva (AUC) del modelo final



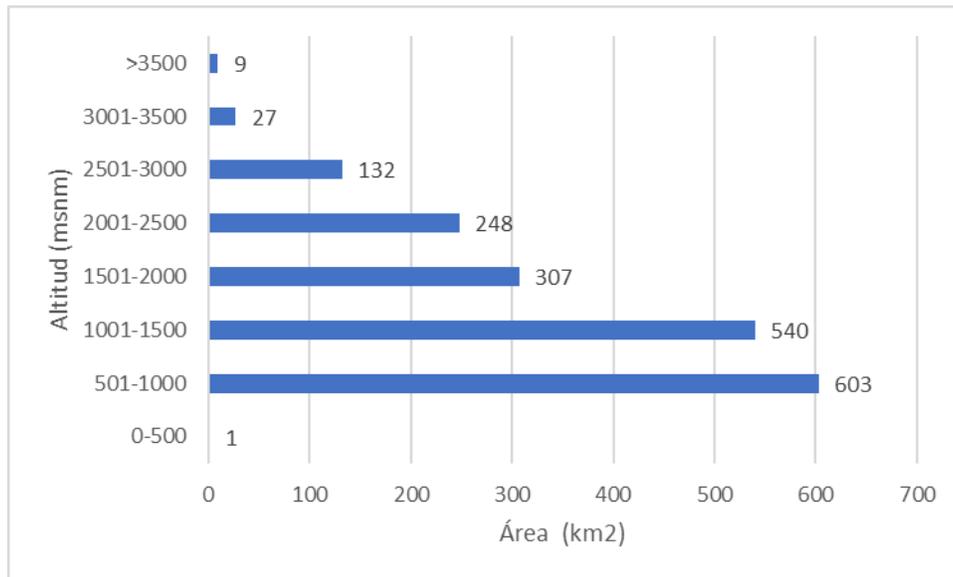
Fuente: Elaboración propia (2021).

Anexo 6: Gráfico del área de las zonas de mayor probabilidad de presencia según la pendiente



Fuente: Elaboración propia (2021).

Anexo 7: Gráfico del área de las zonas de mayor probabilidad de presencia según la altitud



Fuente: Elaboración propia (2021).

