



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES  
INGENIERIA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES

**CONECTIVIDAD DE LAS POBLACIONES DE *PUMA CONCOLOR* ENTRE LA  
CORDILLERA DE LOS ANDES Y LA CORDILLERA DE LA COSTA**

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de  
Concepción para optar al título profesional de  
Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales

POR: Wladimir León Araneda

Profesor Guía: Cristian Echeverría Leal

Abril, 2025

Concepción, Chile 2025

© 2025, Wladimir Sebastián Andre León Aranedá

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento

CONECTIVIDAD DE LAS POBLACIONES DE *PUMA CONCOLOR* ENTRE LA  
CORDILLERA DE LOS ANDES Y LA CORDILLERA DE LA COSTA

Profesor Guía



---

Cristian Echeverria Leal

Profesor Titular

Ingeniero Forestal, PhD

Profesor Guía



---

Darío Moreira Arce

Colaborador externo

Biología Ambiental, PhD

## TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	vii
ABSTRACT.....	ix
I. INTRODUCCIÓN.....	10
II. METODOLOGÍA.....	14
2.1 Área de estudio.....	14
2.2 Especie focal.....	15
2.3 Selección de nodos.....	17
2.4 Modelo de resistencia de la matriz.....	18
2.5 Cálculo de corredores y rutas de menor costo.....	26
2.6 Centralidad de los nodos y rutas de menor costo.....	26
2.7 Áreas críticas.....	27
2.8 Barreras.....	28
III. RESULTADOS.....	29
3.1 Nodos.....	29
3.2 Red de conectividad.....	31
3.3 Corredores y rutas de menor costo.....	33
3.4 Centralidad de nodos y rutas de menor costo.....	35
3.5 Áreas críticas y rutas de menor costo.....	37
3.6 Barreras y rutas de menor costo.....	39
IV. DISCUSIÓN.....	41
4.1 Aportes del modelo de conectividad funcional.....	41
4.2 Desarrollo y aplicación de modelos de conectividad.....	44
4.3 Implicancias para la conservación de la especie.....	45
V. CONCLUSIÓN.....	49
VI. GLOSARIO.....	51
VII. REFERENCIAS.....	55
VIII. APÉNDICE.....	62

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Valores de la matriz de resistencia al desplazamiento de <i>P. concolor</i> : .....	23
Tabla 3.1. Número y superficie de nodos por comuna.....	30

## ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Figura 2.1. Ubicación del área de estudio.....	15
Figura 2.2. Modelo de resistencia al desplazamiento de <i>P. concolor</i> . ....	25
Figura 3.1. Distribución del tamaño de los nodos. ....	29
Figura 3.2. Modelos de conectividad potencial de <i>P. concolor</i> elaborados con las capacidades de dispersión promedio y máximas para machos y hembras. a) Modelo de rutas de menor costo para machos considerando su capacidad de dispersión promedio (116,1 km). b) Modelo de rutas de menor costo para hembras considerando su capacidad de dispersión promedio (13,1 km). c) Modelo de rutas de menor costo para machos considerando su capacidad de dispersión máxima (214,9 km). d) Modelo de rutas de menor costo para hembras considerando su capacidad de dispersión máxima (78,5 km).....	32
Figura 3.3. Nodos, corredores y rutas de menor costo de la red de conectividad potencial de <i>P. concolor</i> , diferenciando rutas para hembras y machos. ....	34
Figura 3.4. Centralidad de nodos y rutas de menor costo dentro de la red de conectividad potencial para <i>P. concolor</i> .....	36
Figura 3.5. Áreas críticas de los corredores de la red de conectividad para <i>P. concolor</i> , diferenciando rutas de menor costo para hembras y machos. ....	38
Figura 3.6. Nodos, rutas de menor costo y barreras presentes en los corredores de la red de conectividad para <i>P. concolor</i> , diferenciando rutas para hembras y machos. ....	40

## RESUMEN

El estudio aborda la problemática de la fragmentación del hábitat y la pérdida de conectividad funcional en paisajes altamente intervenidos del centro-sur de Chile, enfocándose en las poblaciones de puma (*Puma concolor*). Esta especie, ampliamente distribuida en América, depende de grandes áreas de hábitat conectadas para mantener su flujo genético y viabilidad poblacional. El objetivo principal fue analizar la conectividad potencial entre la Cordillera de la Costa y la Cordillera de los Andes, proponiendo corredores ecológicos que consideren las necesidades de hábitat y movilidad de la especie, así como las barreras actuales. Se aplicaron métodos de modelación de conectividad basados en la teoría de circuitos y análisis de resistencia del paisaje, empleando variables relacionadas con la cobertura del suelo, pendientes y la distribución conocida del puma. Los resultados revelaron áreas críticas para la conectividad, destacando sectores con alta centralidad como nodos clave en la red ecológica. También se identificaron barreras significativas, como carreteras y zonas urbanas, que fragmentan el hábitat y limitan los desplazamientos de los pumas. Las conclusiones subrayan la necesidad de implementar corredores ecológicos para conectar áreas núcleo y reducir el impacto de las barreras, así como de integrar esta información en la planificación territorial para mitigar la pérdida de biodiversidad. Este trabajo proporciona información espacialmente explícita para guiar estrategias de conservación en un contexto de creciente presión

antropogénica, destacando la importancia de la conectividad funcional en la conservación de especies de gran movilidad como el puma.

## ABSTRACT

The study addresses the issue of habitat fragmentation and the loss of functional connectivity in highly altered landscapes of central-southern Chile, focusing on puma (*Puma concolor*) populations. This species, widely distributed across the Americas, relies on large connected habitat areas to maintain genetic flow and population viability. The main objective was to analyze the potential connectivity between the Coast Mountain Range and the Andes Mountains, proposing ecological corridors that account for the species' habitat and mobility requirements, as well as existing barriers. Connectivity modeling methods based on circuit theory and landscape resistance analysis were applied, using variables such as land cover, slope, and the known distribution of pumas. The results identified critical areas for connectivity, highlighting sectors with high centrality as key nodes in the ecological network. Significant barriers, such as roads and urban areas, were also identified as fragmenting the habitat and limiting puma movements. The conclusions emphasize the need to implement ecological corridors to connect core areas and reduce the impact of barriers, as well as to integrate this information into land-use planning to mitigate biodiversity loss. This study provides spatially explicit information to guide conservation strategies in a context of increasing anthropogenic pressure, underscoring the importance of functional connectivity in the conservation of highly mobile species like the puma.

## I. INTRODUCCIÓN

El cambio de uso de suelo es uno de los factores más importantes que determinan la pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Newbold et al., 2015). Estos cambios reducen la disponibilidad del hábitat para las especies y aumentan su riesgo de extinción (Sala et al., 2000). Estos cambios de usos del suelo y coberturas provocan la fragmentación del hábitat, lo que afecta en mayor medida a especies de gran tamaño, las cuales necesitan una gran cantidad de recursos para mantener poblaciones viables (Dickson et al., 2013).

La fragmentación es un proceso que provoca grandes pérdidas de biodiversidad en el mundo, a nivel de paisaje genera una reducción en el tamaño y calidad de los bosques, aumento del efecto de borde y número de parches, y la pérdida de conectividad tanto estructural como funcional (Haddad et al., 2015). Esto conlleva a efectos negativos para la persistencia de las poblaciones de especies (Otavo & Echeverría, 2017). A medida que los hábitats naturales se vuelven cada vez más fragmentados por el uso de la tierra y la actividad humana, se vuelve cada vez más importante mantener paisajes permeables que apoyen los procesos de dispersión que permiten la conectividad genética y demográfica entre las poblaciones de vida silvestre (McClure et al., 2017). Esto es particularmente cierto para las especies que normalmente requieren grandes áreas de distribución para poder satisfacer sus necesidades de recursos y cuyos movimientos de dispersión se producen a

grandes extensiones espaciales (McClure et al., 2017). Especies de amplia distribución, como los grandes carnívoros, experimentan efectos negativos a nivel de población dada la fragmentación de su hábitat y además porque poseen una baja tolerancia a la actividad humana (Crooks & Sanjayan, 2006). Esto ocurre debido a que a menudo estas especies son objeto de persecución por parte de los humanos, o porque la expansión urbana también conlleva a la creación de nuevos caminos y a un aumento del volumen de tráfico vehicular, lo que puede ser una fuente de mortalidad directa (McClure et al., 2017).

La conectividad se define como el grado en el que el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches de recursos, lo que permite mitigar los efectos de la fragmentación (McHugh & Thompson, 2011; Taylor et al., 1993). La conectividad en un paisaje se desglosa en dos aspectos esenciales: la conectividad estructural, que examina la disposición física de hábitats sin abordar el movimiento; y la conectividad funcional, que se centra en cómo esta disposición afecta el movimiento real de organismos o procesos (Crooks & Sanjayan, 2006). A su vez, la conectividad funcional se divide en conectividad potencial, que incorpora conocimientos indirectos sobre la capacidad de dispersión, y conectividad real, que cuantifica el movimiento efectivo a través del paisaje (Crooks & Sanjayan, 2006). Ambos componentes son fundamentales para comprender plenamente el papel de la conectividad en la conservación y biodiversidad (Crooks & Sanjayan, 2006).

Para mantener y/o mejorar la conectividad del paisaje se puede hacer uso de corredores ecológicos, con el fin de permitir la migración de las especies entre distintos parches de hábitat, estos parches pueden ser áreas protegidas tanto públicas como privadas y también de otras medidas efectivas de conservación (OMEC) (Hilty et al., 2021). Los corredores ecológicos además de permitir la movilidad de distintas especies también otorgan la capacidad de adaptación frente al cambio climático, dando paso a que estas especies puedan responder con cambios en sus rangos de distribución, además de permitir la migración hacia áreas protegidas que les ofrezcan un hábitat adecuado (Hilty et al., 2021).

En Chile, la tala de bosques, la agricultura de subsistencia, la intensificación de la producción agrícola de gran escala y la expansión de los centros urbanos han generado cambios drásticos en el paisaje (Echeverría et al., 2019). Específicamente en la zona centro y sur de Chile (Incluye las regiones del Biobío y La Araucanía), estas transformaciones se han producido debido a la expansión de la frontera agropecuaria y posteriormente debido a incentivos a la forestación generados por el estado, lo cual conllevó a un proceso de expansión forestal muy acelerado, generando la configuración del paisaje que se observa hoy en día en esta región (Aguayo et al., 2009; Echeverría et al., 2019).

El Puma (*Puma concolor*) es el felino con la distribución más extensa en el continente americano, desde Canadá en América del Norte hasta la Patagonia en América del Sur (Currier, 1983; Shaw et al., 2007). Esta especie es relativamente tolerante a las perturbaciones antropogénicas y es capaz de mantener poblaciones en algunos paisajes modificados por humanos (De Angelo et al., 2011; Haines, 2006). Sin embargo, al igual que sucede con otros grandes carnívoros, la aptitud individual y de la población se debilita a medida que las perturbaciones humanas reducen la disponibilidad de presas naturales y fragmentan hábitats adecuados, obligando a los pumas a aumentar sus extensos requisitos territoriales y cruzar áreas no adecuadas (Gittleman & Harvey, 1982; Ripple et al., 2014; Wilmers et al., 2013).

El objetivo del presente estudio es realizar un análisis de conectividad potencial para las poblaciones de puma (*Puma concolor*) entre la Cordillera de la Costa y la Cordillera de Los Andes en el Centro-Sur de Chile. Específicamente, se busca proponer corredores ecológicos basado en los requerimientos de hábitat y movilidad de la especie en las regiones del Biobío y la Araucanía y evaluar las barreras actuales que dificultan al movimiento del puma. Además, se provee de información espacialmente explícita para guiar los esfuerzos de planificación relacionados a la conservación del *P. concolor*.

## II. METODOLOGÍA

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio comprende la región del Biobío y La Araucanía. Cuenta con una superficie total de 55.826,8 kilómetros cuadrados. Existen tres principales unidades geográficas: Cordillera de La Costa, Depresión Intermedia y Cordillera de Los Andes. El uso de suelo que predomina en el área de estudio son las plantaciones forestales, uso de suelo agrícola y bosque nativo en distintas etapas de desarrollo. Basado en la clasificación climática de Köppen-Geiger el clima predominante es mediterráneo de lluvia invernal, seguido por templado lluvioso con leve sequedad estival, en menor medida se encuentra presente el clima mediterráneo de lluvia invernal con influencia costera, mediterráneo de lluvia invernal de altura y mediterráneo frío de lluvia invernal, existen otros, pero de área muy reducida en comparación con los ya mencionados (Sarricolea et al., 2017).

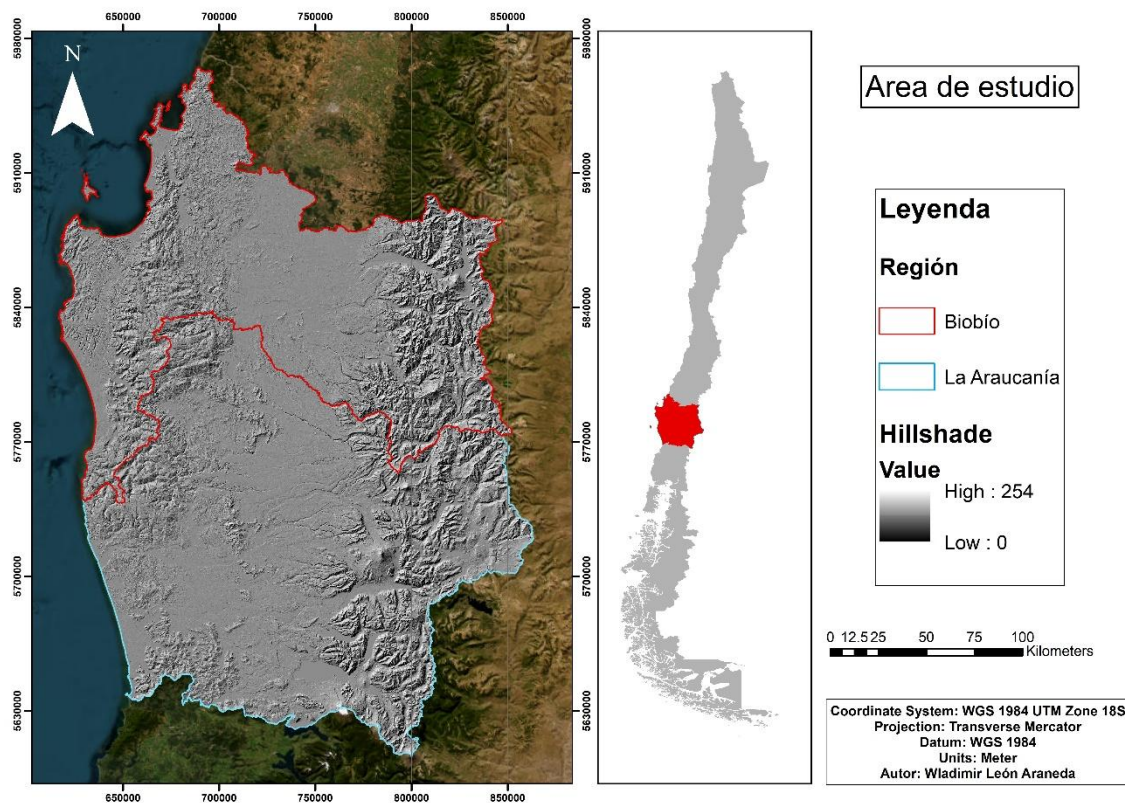


Figura 2.1. Ubicación del área de estudio.

## 2.2 Especie focal

*Puma concolor* es el felino de mayor distribución en América, está presente desde Canadá hasta el sur de Chile y Argentina (Currier, 1983; Vidal & Sanderson, 2012). En Chile habita diversos ecosistemas como bosques nativos, zonas cordilleranas, plantaciones forestales, matorrales y estepas, lo que refleja la capacidad que tiene la especie de adaptarse a paisajes intervenidos (Elbroch & Wittmer, 2012; Franklin et al., 1999). Su conducta es diurna y nocturna, solitaria y territorial, posee una alta capacidad de

desplazamiento y por lo general ocupa grandes áreas (Elbroch & Wittmer, 2012; Iriarte, 2008; Sweanor et al., 2000). Su dieta se compone principalmente de mamíferos grandes y medianos como guanacos, ovejas y liebres, aunque esto varía según la disponibilidad de presas, pudiendo consumir presas de menor tamaño como aves y roedores (Elbroch & Wittmer, 2012; Franklin et al., 1999; Iriarte, 2008).

Su densidad poblacional es de aproximadamente 6 individuos cada 10.000 ha (Franklin et al., 1999), sin embargo el rango de hogar promedio para la especie es de 8.300 ha con una desviación estándar de 1.030 ha, y el área núcleo calculada de estos rangos de hogar es de 1.340 ha con una desviación estándar de 590 ha, por lo que se puede establecer un valor de área núcleo mínima de 750 ha (Nuñez-Perez & Miller, 2019). En este contexto el área núcleo es aquella zona dentro del rango de hogar que se utiliza con mayor frecuencia por el individuo, por lo cual se considera un espacio central desde el cual se estructura el movimiento y comportamiento espacial del individuo (Nuñez-Perez & Miller, 2019).

La capacidad de los pumas para dispersarse varía en base al sexo. Para los machos la dispersión promedio es de 116,1 km con una variación entre 47,1 km y 214,9 km, mientras que para las hembras la capacidad de dispersarse es

en promedio de 13,1 km y varia en un rango de 0,7 km a 78,5 km (Sweanor et al., 2000).

### 2.3 Selección de nodos

A partir de imágenes satelitales facilitadas por el Laboratorio de Ecología de Paisaje (LEP) de la Universidad de Concepción que contaban con la clasificación de las coberturas y usos del suelo al año 2017 en el área de estudio se identificaron aquellos territorios dominados por bosque nativo con el tamaño de área mínima viable que le permita a la especie mantener y/o mejorar la calidad de sus poblaciones. Para esto primero se extrajeron solo los pixeles correspondientes a la cobertura de bosque nativo, luego se agruparon con el fin de obtener cada uno de los parches de bosque nativo por separado, estos fueron transformados a polígonos. Después se aplicó la herramienta *Eliminate polygon part* con el fin de eliminar los espacios dentro de estos polígonos que corresponderían a otros tipos de coberturas. Finalmente, se les calculó el área en hectáreas y se identificaron los territorios dominados por bosque nativo que corresponden a los nodos o áreas núcleo. Estos nodos cuentan con un tamaño mínimo de 750 ha, lo cual corresponde al área núcleo mínima del rango de hogar de la especie *P. concolor* (Nuñez-Perez & Miller, 2019).

## 2.4 Modelo de resistencia de la matriz

La generación del modelo de resistencia se llevó a cabo utilizando las imágenes previamente clasificadas por el Laboratorio de Ecología de Paisaje de la Universidad de Concepción, las cuales representan diferentes coberturas y usos del suelo al año 2017. En un paso posterior, se procedió a reclasificar estas coberturas asignándoles valores específicos de resistencia al desplazamiento para la especie focal en estudio. La asignación de valores de resistencia se realizó con base a criterios ecológicos y fue adaptada desde cuatro estudios clave: Castilho et al. (2015), Dickson et al. (2005, 2013) y LaRue & Nielsen, (2008). El bosque nativo fue considerado como el hábitat óptimo para la especie, debido a su alta cobertura vegetal, baja presencia humana y abundancia de presas, factores que favorecen su establecimiento y desplazamiento (Castilho et al., 2015; Dickson et al., 2005). En consecuencia, se le asignó el valor mínimo de resistencia (1), en concordancia con lo propuesto en dichos estudios. Por otro lado, el matorral, matorral arborescente y bosque achaparrado tienen un valor de resistencia que va desde 200 a 278, estas coberturas corresponden a hábitats secundarios que, aunque de menor calidad estructural que el bosque nativo, ofrecen cobertura y cierta funcionalidad para refugio y desplazamiento (Dickson et al., 2005; LaRue & Nielsen, 2008). Estos tipos de ambientes han sido utilizados por pumas en paisajes fragmentados, particularmente cuando el bosque ha sido reducido o sustituido por vegetación secundaria (Guerisoli et al., 2019). Las plantaciones

jóvenes y la vegetación post-incendio fueron clasificadas con una resistencia intermedia (250), ya que corresponden a zonas en regeneración con estructura vegetacional simplificada, lo que limita su funcionalidad como hábitat (Castilho et al., 2015). Sin embargo, estudios han reportado que, en ausencia de coberturas óptimas, el puma puede utilizarlas como corredores o áreas de paso temporales (LaRue & Nielsen, 2008). En contraste, las praderas y humedales presentan características de apertura, escasa cobertura y mayor exposición visual, lo cual disminuye su valor como hábitat, siendo utilizadas únicamente para desplazamientos de corto plazo entre hábitats favorables (Dickson et al., 2005; Wilmers et al., 2013). Las zonas agrícolas y de tala rasa, altamente transformadas por el ser humano, presentan poca cobertura estructural, tráfico de maquinaria y alta presencia humana, lo que incrementa los riesgos para la especie y limita sus desplazamientos (Dickson et al., 2013; LaRue & Nielsen, 2008). Estas condiciones las convierten en áreas de difícil tránsito para grandes carnívoros, por lo que se les asignó una resistencia alta (entre 722 y 800). Finalmente, los cuerpos de agua, zonas urbanas, nieve y suelo desnudo fueron considerados como barreras ecológicas o zonas funcionalmente excluyentes para el movimiento del puma, asignándoseles los valores más altos de resistencia (entre 778 y 1000), debido a su baja funcionalidad como hábitat y al riesgo que implican para la especie (Castilho et al., 2015; LaRue & Nielsen, 2008).

Además de las coberturas de uso del suelo clasificadas, el modelo de resistencia incorporó variables ambientales adicionales que influyen en la capacidad de desplazamiento de Puma concolor. Entre estas se consideraron la pendiente del terreno, la densidad de población humana y la distancia a caminos, diferenciando entre caminos pavimentados y vías de doble calzada. La inclusión de estas variables permitió complementar la representación de la matriz de resistencia, incorporando factores que afectan tanto la selección de hábitat como la conectividad funcional del paisaje para la especie en estudio.

La pendiente del terreno se incluyó como una variable ambiental clave debido a su influencia en el uso del espacio por parte de grandes carnívoros, quienes tienden a seleccionar zonas con mayor rugosidad y pendiente como refugio y vía de desplazamiento en entornos perturbados (Crooks, 2002; Dickson et al., 2005; LaRue & Nielsen, 2008). Esta variable fue reclasificada en cuatro categorías, asignando los menores valores de resistencia a pendientes más pronunciadas ( $\geq 15^\circ$ ), y los mayores valores a zonas planas ( $< 5^\circ$ ), las cuales tienden a presentar mayor exposición, reduciendo la capacidad de ocultamiento y aumentando el riesgo de detección por parte de presas o humanos (Dickson et al., 2005; LaRue & Nielsen, 2008). Esta preferencia por zonas con mayor complejidad topográfica ha sido corroborada en ambientes fragmentados del centro de Argentina (Guerisoli et al., 2019).

La densidad de población humana fue incorporada como un indicador de perturbación antrópica en el paisaje, ya que representa uno de los principales factores asociados a la fragmentación del hábitat y a la reducción de la conectividad funcional (Dickson et al., 2013; LaRue & Nielsen, 2008). A partir de datos poblacionales oficiales obtenidos desde la Infraestructura de Datos Espaciales de Chile (IDE Chile), se generó una superficie continua mediante análisis de Kernel, la cual fue posteriormente clasificada en siete rangos. Se asignaron valores de resistencia crecientes, desde 1 en áreas de muy baja densidad hasta 800 en sectores altamente poblados. Esta especie muestra una mayor probabilidad de uso en sectores donde la densidad humana es baja o moderada, lo que refleja un patrón consistente de evasión frente a la presión antrópica, incluso en entornos rurales o periurbanos (Burdett et al., 2007). Además, se ha observado que los pumas ajustan su comportamiento en función del tipo de desarrollo humano, evitando especialmente las zonas urbanizadas para actividades sensibles como la reproducción, lo que sugiere una respuesta conductual adicional frente a la intensidad del disturbio antrópico (Wilmers et al., 2013).

La distancia a caminos se incorporó como una capa relevante para representar elementos lineales de fragmentación y perturbación en el paisaje. Las infraestructuras viales, especialmente aquellas con alto flujo vehicular y pavimentación, han sido ampliamente reconocidas como barreras que

restringen el movimiento de grandes carnívoros, generando efectos de borde, mortalidad por atropello y segmentación del hábitat (Dickson et al., 2005; LaRue & Nielsen, 2008; Zeller et al., 2012). En este modelo, se diferenciaron caminos pavimentados y de doble calzada, aplicando buffers progresivos desde su eje. Se asignaron los valores más altos de resistencia (hasta 900) a las zonas más cercanas (<100 m), disminuyendo gradualmente a medida que aumenta la distancia, en concordancia con estudios que muestran que *Puma concolor* evita activamente las proximidades a caminos principales, pero puede tolerar caminos secundarios o de baja circulación en ciertos contextos (Zeller et al., 2012).

Este enfoque de modelado que combina la clasificación de coberturas con valores específicos de resistencia y la incorporación de variables adicionales relevantes, busca proporcionar una representación más precisa y detallada de la matriz de resistencia. Este enfoque metodológico estructurado permite capturar de manera más completa la complejidad de los factores que afectan la movilidad de la especie focal en el paisaje fragmentado.

Los valores específicos asignados a cada clase de cobertura y variable complementaria se detallan en la Tabla 2.1, los cuales fueron definidos en función de su relevancia ecológica para *Puma concolor* y ajustados al contexto territorial del centro-sur de Chile a partir de la literatura especializada.

Tabla 2.1. Valores de la matriz de resistencia al desplazamiento de *P. concolor*.

Variable	Clase	Descripción de la clase	Resistencia
Cobertura	1	Bosque nativo	1
Cobertura	2	Plantación adulta	111
Cobertura	3	Agrícola	722
Cobertura	4	Bosque achaparrado	278
Cobertura	5	Matorral	222
Cobertura	6	Pradera	500
Cobertura	7	Humedal	389
Cobertura	8	Cuerpo de agua	778
Cobertura	9	Urbano	1000
Cobertura	10	Suelo desnudo y nieve	833
Cobertura	11	Plantación joven e incendio	250
Cobertura	12	Tala rasa	800
Cobertura	13	Matorral arborescente	200
Densidad humana	1	Muy baja (Valor de densidad de Kernel 0-0.83)	1
Densidad humana	2	Baja (Valor de densidad de Kernel 0.84-2)	185
Densidad humana	3	Media baja (Valor de densidad de Kernel 2.1-3.2)	370
Densidad humana	4	Media (Valor de densidad de Kernel 3.3-4.5)	556
Densidad humana	5	Media alta (Valor de densidad de Kernel 4.6-6.1)	600
Densidad humana	6	Alta (Valor de densidad de Kernel 6.2-8)	700
Densidad humana	7	Muy alta (Valor de densidad de Kernel 8.1-11)	800
Distancia caminos doble calzada	1	0-0.1 km	900
Distancia caminos doble calzada	2	0.1-0.3 km	700
Distancia caminos doble calzada	3	0.3-1 km	500
Distancia caminos doble calzada	4	1-2 km	300
Distancia caminos doble calzada	5	2-3 km	200
Distancia caminos doble calzada	6	3-5 km	100

Distancia caminos doble calzada	7	>5 km	1
Distancia caminos pavimentados	1	0-0.1 km	500
Distancia caminos pavimentados	2	0.1-0.3 km	400
Distancia caminos pavimentados	3	0.3-1 km	300
Distancia caminos pavimentados	4	1-2 km	200
Distancia caminos pavimentados	5	2-3 km	100
Distancia caminos pavimentados	6	3-5 km	50
Distancia caminos pavimentados	7	>5 km	1
Pendiente	1	Empinada (> 15°)	1
Pendiente	2	Moderada (5–15°)	93
Pendiente	3	Suave (< 5°)	185
Pendiente	4	Plano (0°)	278

\* Adaptado de (Castilho et al., 2015; Dickson et al., 2005; Dickson et al., 2013; LaRue & Nielsen, 2008)

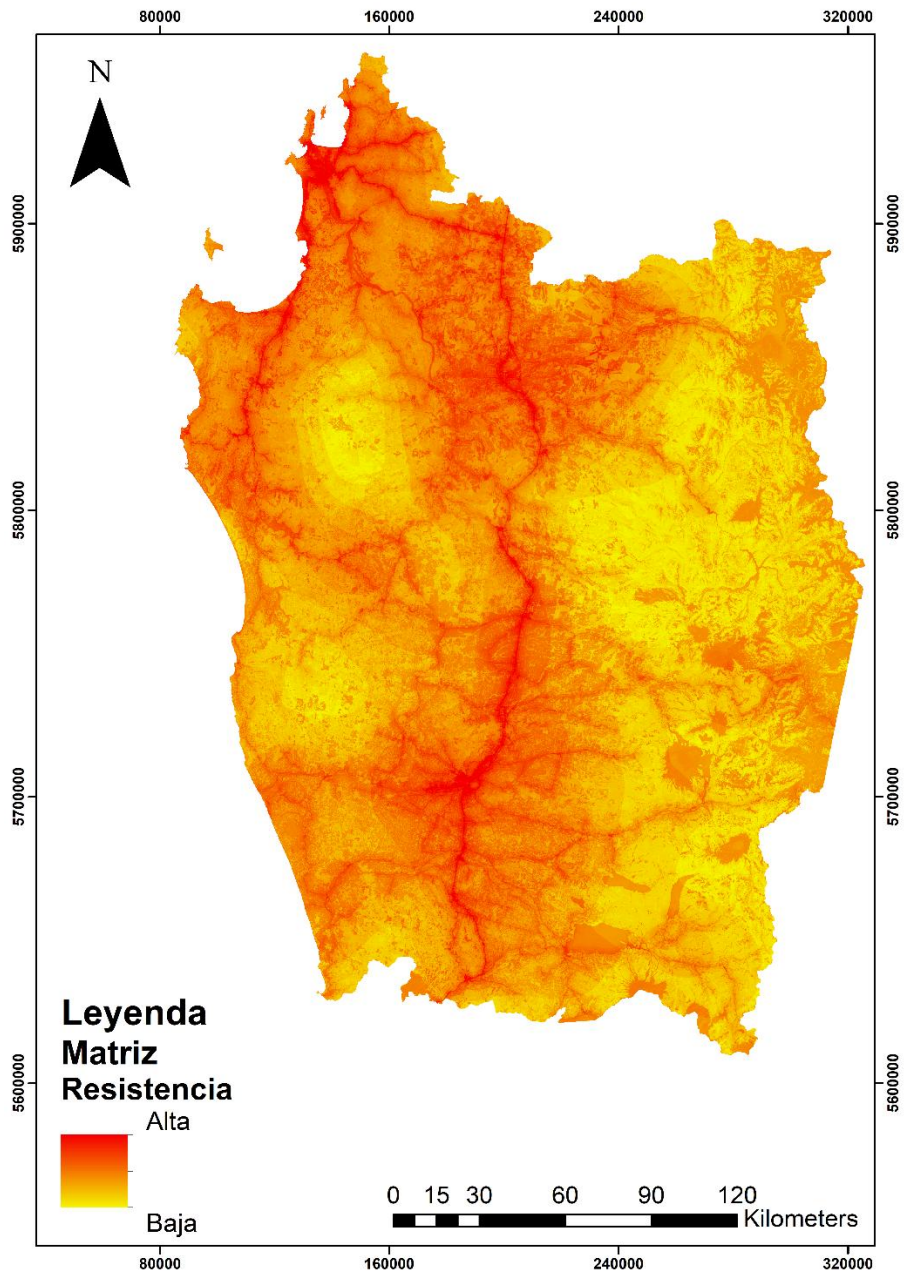


Figura 2.2. Modelo de resistencia al desplazamiento de *P. concolor*.

## 2.5 Cálculo de corredores y rutas de menor costo

Se diseñaron cuatro modelos de conectividad, basados en la capacidad de dispersión promedio y máxima para pumas machos y hembras (Sweanor et al., 2000). Se empleó la extensión de ArcGIS Linkage Mapper V 2.0.0 y la herramienta *Linkage Pathways* (McRae BH, 2011) para analizar los archivos de nodos y resistencia de la matriz. Se procedió con la identificación de la adyacencia de las áreas núcleo y la construcción de la red de áreas núcleo considerando el costo-ponderado y la distancia euclidiana. Posteriormente, se calculó la distancia costo ponderada y la ruta de menor costo, excluyendo aquellas rutas que interceptaban áreas núcleo. Luego, se recortó la red basándose en el número de vecinos conectados y se conectaron los parches aislados a la red principal. Finalmente, se llevó a cabo el cálculo, la normalización y la creación del mosaico de corredores, obteniendo así archivos ráster de los corredores y las rutas de menor costo para el desplazamiento de la especie.

## 2.6 Centralidad de los nodos y rutas de menor costo

Para identificar aquellos nodos y rutas de menor costo que poseen una mayor importancia en mantener la conectividad de la red, se determinó su valor de centralidad mediante la herramienta adicional Centrality Mapper de Linkage Mapper (McRae, 2012b), Para ello se ingresó el archivo de nodos,

obteniéndose los valores de centralidad tanto para los nodos como para las rutas que los conectan.

## 2.7 Áreas críticas

Se utilizó la herramienta *Pinchpoint Mapper* de *Linkage Mapper* para identificar aquellas áreas críticas que corresponden a cuellos de botella donde el movimiento de la especie focal se estrecha en un área pequeña. Si estas áreas se eliminan, la integridad de la red de conectividad se vería perjudicada (McRae, 2012a). Una pequeña pérdida de superficie en estas áreas de cuellos de botella comprometería de manera desproporcional la conectividad (Castilho et al., 2015). Para esto, se usó el archivo de nodos y el ráster de resistencia de la matriz, luego se definió una distancia de corte 6.000 km para el ancho del corredor costo ponderado. En conjunto con el software *Circuitscape* se calcularon los puntos críticos entre los pares adyacentes y se utilizó la opción *All to one* para calcular de manera iterativa los puntos críticos de conectividad para todos los nodos. A través de este proceso se generó un archivo ráster de aquellas áreas que son críticas para asegurar la conectividad dentro de la red de corredores.

## 2.8 Barreras

Se utilizó la herramienta adicional *Barrier Mapper* de *Linkage Mapper* con el fin de cuantificar la importancia de las barreras que afectan la calidad y/o ubicación de los corredores (McRae, 2012c). Estas barreras son aquellas áreas del paisaje que son difíciles de atravesar para la vida silvestre, pero no son barreras en el sentido formal de la palabra (McRae, 2012c). A través de este proceso se logró identificar aquellas zonas que requieren planes de restauración y/o mitigación (McRae et al., 2012).

### III. RESULTADOS

#### 3.1 Nodos

Se generó un total de 77 nodos, los cuales componen la red de conectividad. El tamaño de estos nodos varió desde 761 ha hasta 127.902 ha. La mayoría de estos nodos variaron desde 761 ha a 7.761 ha, y solo seis presentaron un área mayor a 40.000 ha. El área total de estos nodos fue de 766.207 ha (Figura 3.1).

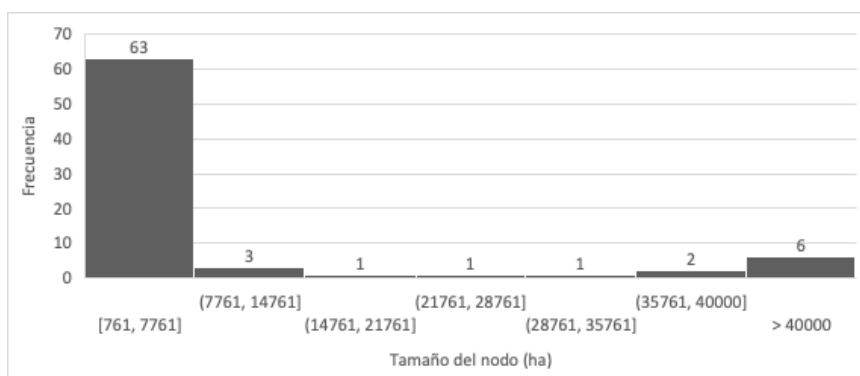


Figura 3.1. Distribución del tamaño de los nodos.

La distribución de estos nodos presentó una desigualdad espacial en las comunas que abarcaron el área de estudio (Tabla 3.1). Además, no todas las comunas presentes en el área de estudio contenían nodos. La comuna de Cunco concentró la mayor superficie de nodos con 78.091,9 ha distribuidos en tres nodos, mientras que en Lonquimay se observó la presencia de 18 nodos equivalentes a una superficie de 42.877,54 ha. Las comunas de Los Sauces,

Santa Juana, Hualqui y Concepción son las que presentaron la menor superficie de nodos, con 0,52 ha, 2,97 ha, 54,26 ha y 82,99 ha respectivamente. Cada una de estas comunas presentó solo un nodo.

Tabla 3.1. Número y superficie de nodos por comuna.

<b>Comuna</b>	<b>N° de nodos</b>	<b>Superficie de nodos (ha)</b>	<b>Porcentaje del total</b>
Alto Biobío	13	39.798,77	5%
Angol	4	20.491,01	3%
Antuco	5	17.908,07	2%
Cañete	1	11.107,63	1%
Carahue	2	2.956,77	0%
Chiguayante	1	2.016,36	0%
Collipulli	4	18.438,79	2%
Concepción	1	82,99	0%
Contulmo	2	985,56	0%
Cunco	3	78.091,89	10%
Curacautín	7	74.113,39	10%
Curanilahue	3	7.735,49	1%
Curarrehue	6	67.133,08	9%
Ercilla	1	1.330,35	0%
Hualqui	1	54,26	0%
Lautaro	1	7.776,43	1%
Loncoche	5	5.321,77	1%
Lonquimay	18	42.877,54	6%
Los Álamos	1	12.182,26	2%
Los Sauces	1	0,52	0%
Melipeuco	8	41.592,81	5%
Mulchén	2	47.715,01	6%
Nacimiento	4	1.744,46	0%
Pucón	6	72.543,28	9%
Purén	2	1.847,90	0%
Quilaco	4	48.700,61	6%
Quilleco	1	21.381,70	3%
Santa Bárbara	2	23.448,88	3%
Santa Juana	1	2,97	0%
Toltén	2	4.846,50	1%

Traiguén	1	614,00	0%
Tucapel	1	24.753,24	3%
Victoria	4	3.515,53	0%
Vilcún	2	35.351,50	5%
Villarrica	9	27.735,50	4%

### 3.2 Red de conectividad

Se obtuvieron cuatro modelos de conectividad para *P. concolor* según capacidad de dispersión y sexo de la especie (Figura 3.2). Considerando la capacidad de dispersión promedio, los modelos de conectividad de machos y hembras fueron diferentes en términos de extensión de la red en el paisaje estudiado. En el caso de macho, la red correspondió a un solo componente que unía los nodos de la Costa y de Los Andes (Figura 3.2a). En cambio, la red de hembras resultó en cinco componentes no generando una conexión entre Costa y Andes (Figura 3.2b).

En cuanto a los modelos de conectividad basados en la dispersión máxima de la especie (214, 9 km para machos y 78,5 km para hembra), en ambas redes se obtuvo un solo componente que une todos los nodos de la especie. Sin embargo, en el caso de la red de machos, existe una mayor cantidad de conexiones en el sentido latitudinal como longitudinal (Figura 3.2c). En el caso de la red de hembras, la zona norte del área de estudio carece de conexiones, al igual que la zona sur sobre la Cordillera de la Costa (Figura 3.2d).

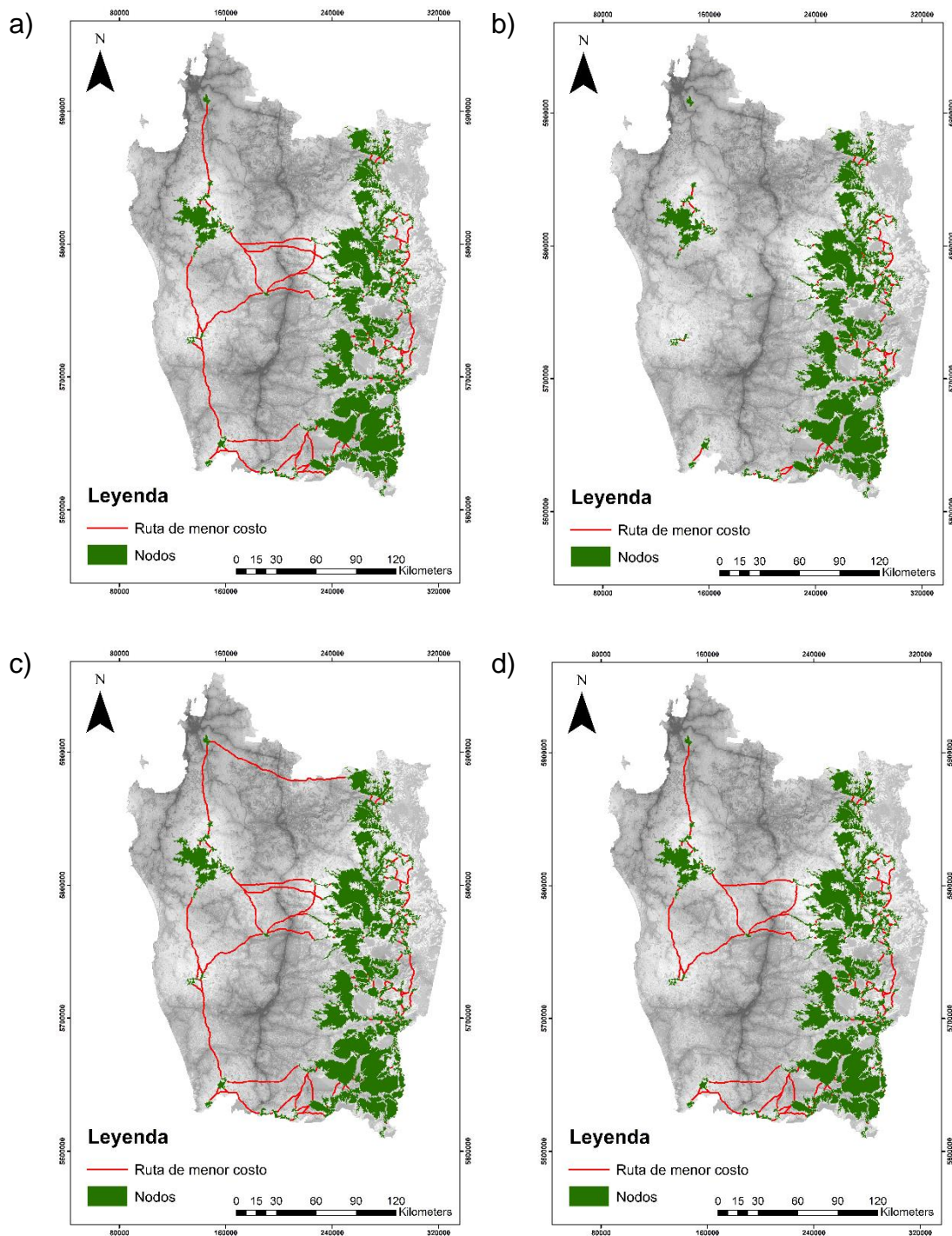


Figura 3.2. Modelos de conectividad potencial de *P. concolor* elaborados con las capacidades de dispersión promedio y máximas para machos y hembras. a)

Modelo de rutas de menor costo para machos considerando su capacidad de dispersión promedio (116,1 km). b) Modelo de rutas de menor costo para hembras considerando su capacidad de dispersión promedio (13,1 km). c) Modelo de rutas de menor costo para machos considerando su capacidad de dispersión máxima (214,9 km). d) Modelo de rutas de menor costo para hembras considerando su capacidad de dispersión máxima (78,5 km).

### 3.3 Corredores y rutas de menor costo

Se generó una red de corredores potenciales junto a las rutas de menor costo de desplazamiento para machos y hembras de *P. concolor* considerando los rangos de dispersión máxima de machos y hembras. Se obtuvo que la mayor concentración de corredores ocurrió en la Depresión Intermedia entre las localidades de Angol, Renaico y Mulchén por la parte que se encuentra más al norte y Lumaco, Galvarino, Traiguén y Victoria por la parte sur. Se registraron un total de cuatro corredores alternativos para los machos y tres para las hembras que unen ambas cordilleras (Figura 3.3).

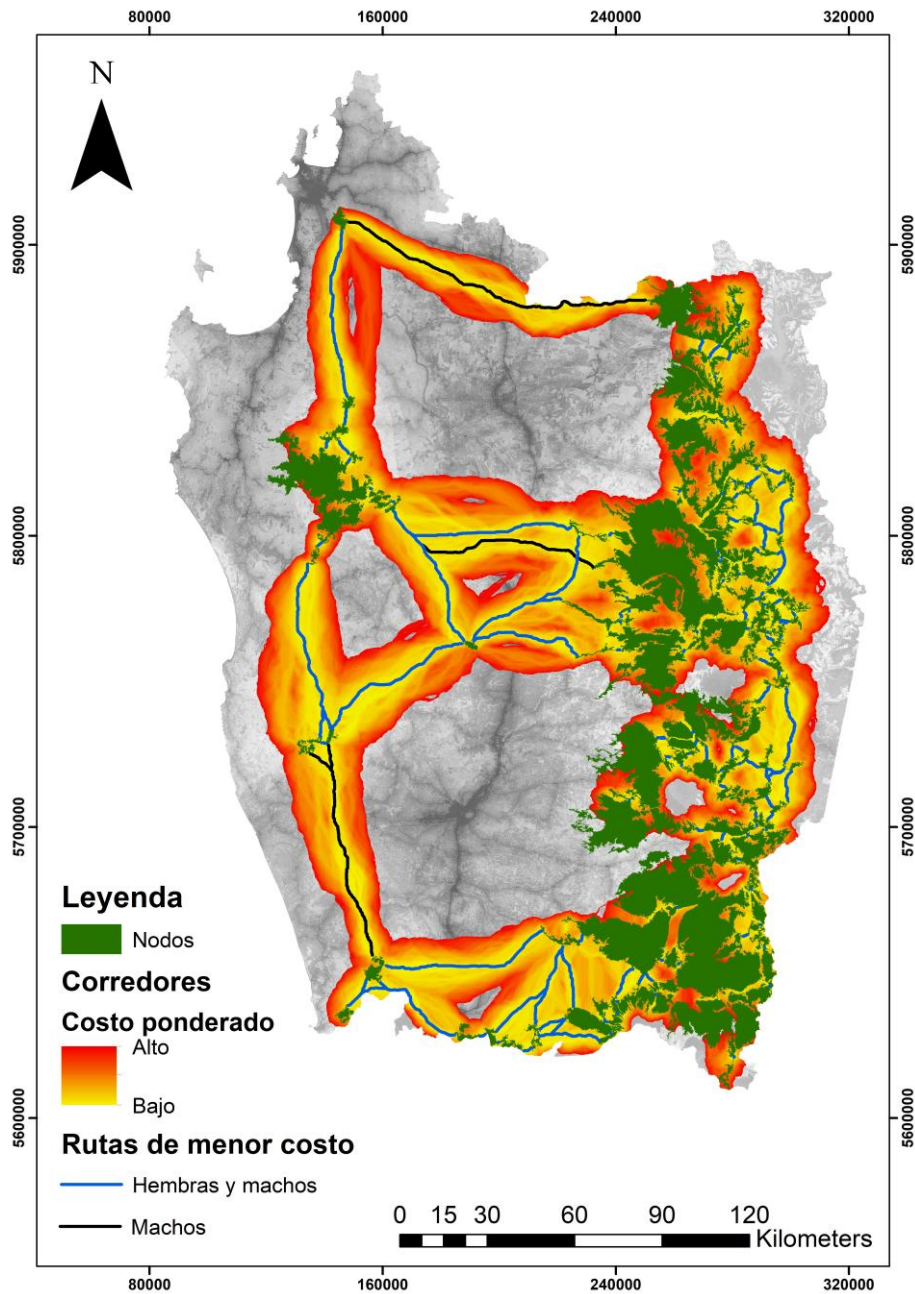


Figura 3.3. Nodos, corredores y rutas de menor costo de la red de conectividad potencial de *P. concolor*, diferenciando rutas para hembras y machos.

### 3.4 Centralidad de nodos y rutas de menor costo

El modelo de conectividad reveló la presencia de dos nodos con altos valores de centralidad localizados en la Cordillera de Los Andes (Figura 3.4). En cambio, en la Cordillera de la Costa, no se observaron nodos con altos valores de centralidad. En esta zona solo se registraron valores de centralidad baja a muy baja.

En cuanto a la centralidad de las rutas de menor costo, se observa una muy alta centralidad en algunas rutas presentes en la Cordillera de los Andes. Sin embargo, también se registran valores muy bajos de centralidad para las rutas de menor costo en esta misma zona (Figura 3.4). En el caso de la Cordillera de la Costa los valores de centralidad de las rutas variaron de muy alta a media (Figura 3.4).

Las rutas que unen la Cordillera de la Costa con la Cordillera de los Andes se caracterizaron por presentar valores de centralidad media a alta (Figura 3.4).

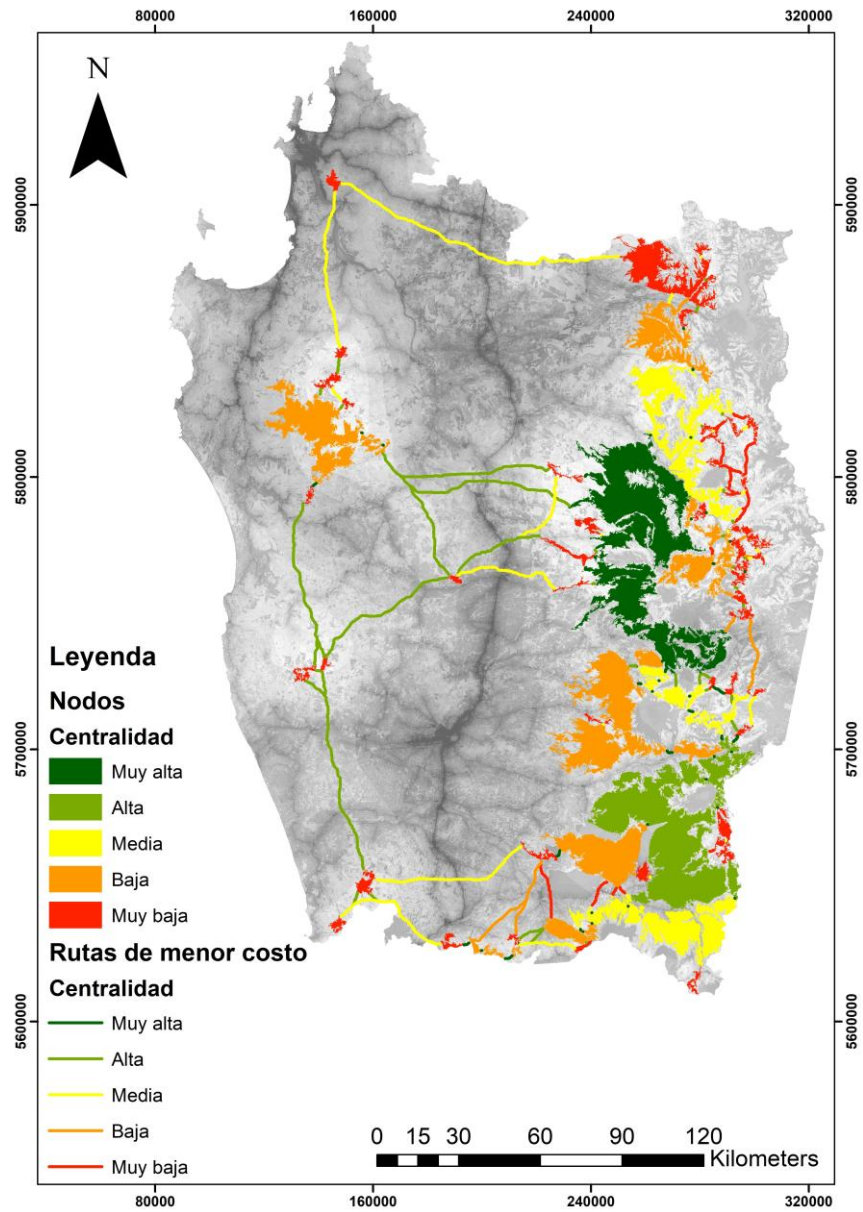


Figura 3.4. Centralidad de nodos y rutas de menor costo dentro de la red de conectividad potencial para *P. concolor*.

### 3.5 Áreas críticas y rutas de menor costo

La Cordillera de la Costa y la Depresión Intermedia presentaron áreas críticas o cuellos de botella de valor alto y muy alto (Figura 3.5). En la Cordillera de los Andes, se observaron grandes extensiones con ausencia de áreas críticas ya que se observan valores muy bajos (Figura 3.5). Los machos presentaron una mayor cantidad de cuellos de botellas debido a que cuentan con más conexiones dentro de la red de conectividad. Esto se da en la zona norte del área de estudio y en las rutas que conectan los nodos presentes en la comuna de Carahue con los nodos presentes en la comuna de Toltén (Figura 3.5).

Las comunas de Toltén, Lonquimay, Loncoche y Villarrica son las que presentaron las mayores extensiones de áreas críticas de valor alto y muy alto en conjunto. La comuna de Tucapel fue la que presentó una mayor superficie de áreas críticas de valor muy alto en toda el área de estudio (Tabla A2).

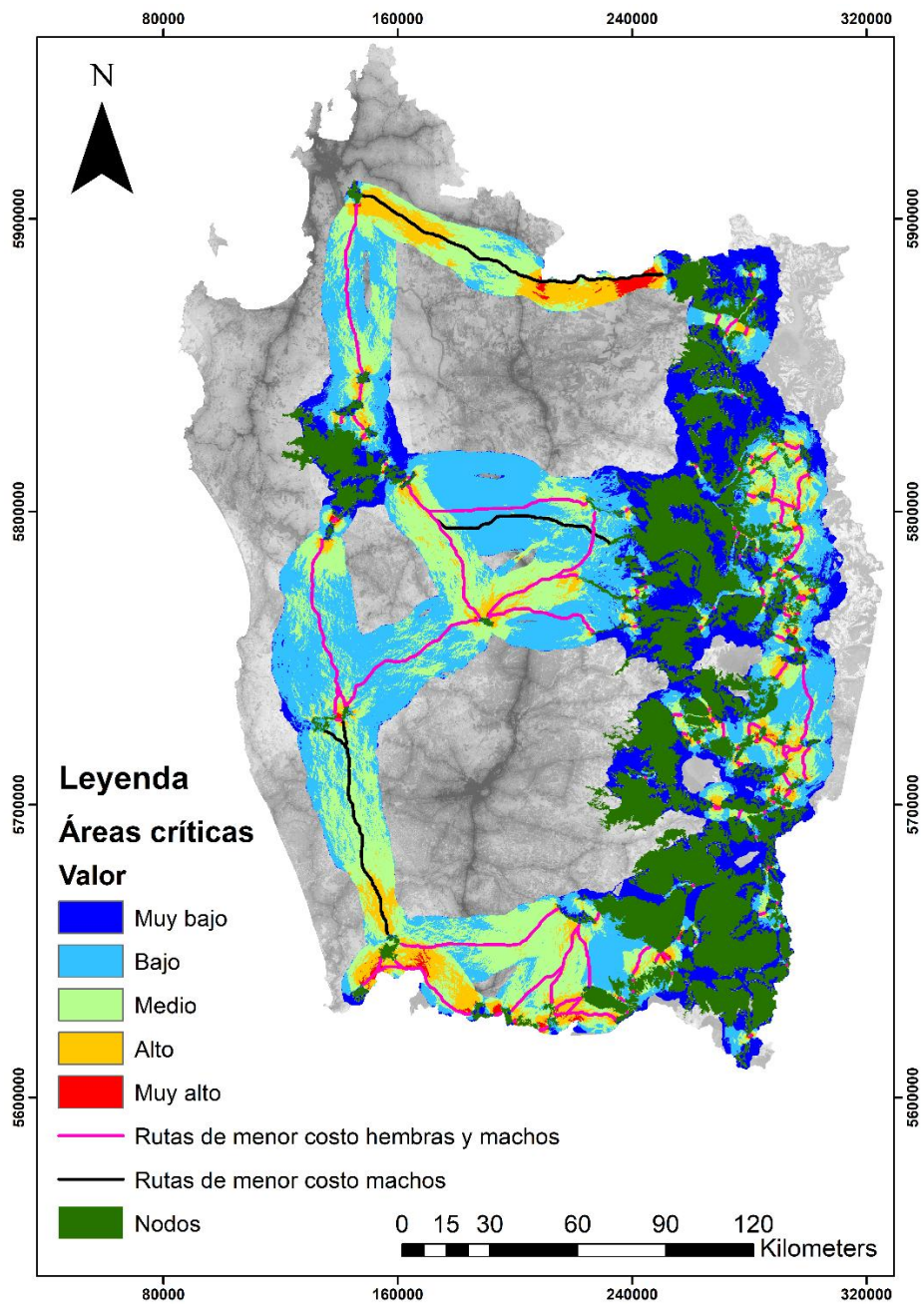


Figura 3.5. Áreas críticas de los corredores de la red de conectividad para *P. concolor*, diferenciando rutas de menor costo para hembras y machos.

### 3.6 Barreras y rutas de menor costo

Los modelos de conectividad revelaron la presencia de múltiples barreras principalmente en la Cordillera de la Costa, y sobre los cuatro corredores ubicados sobre la Depresión Intermedia (Figura 3.6). La mayor extensión de barreras de valor muy alto se presentó en las comunas de Victoria, Cabrero, Gorbea y Yumbel, superando las 20.000 ha (Tabla A3). La mayoría de las barreras de valor alto y muy alto se asocian a la presencia de centros urbanos y carreteras de alto flujo vehicular (Figura 3.6).

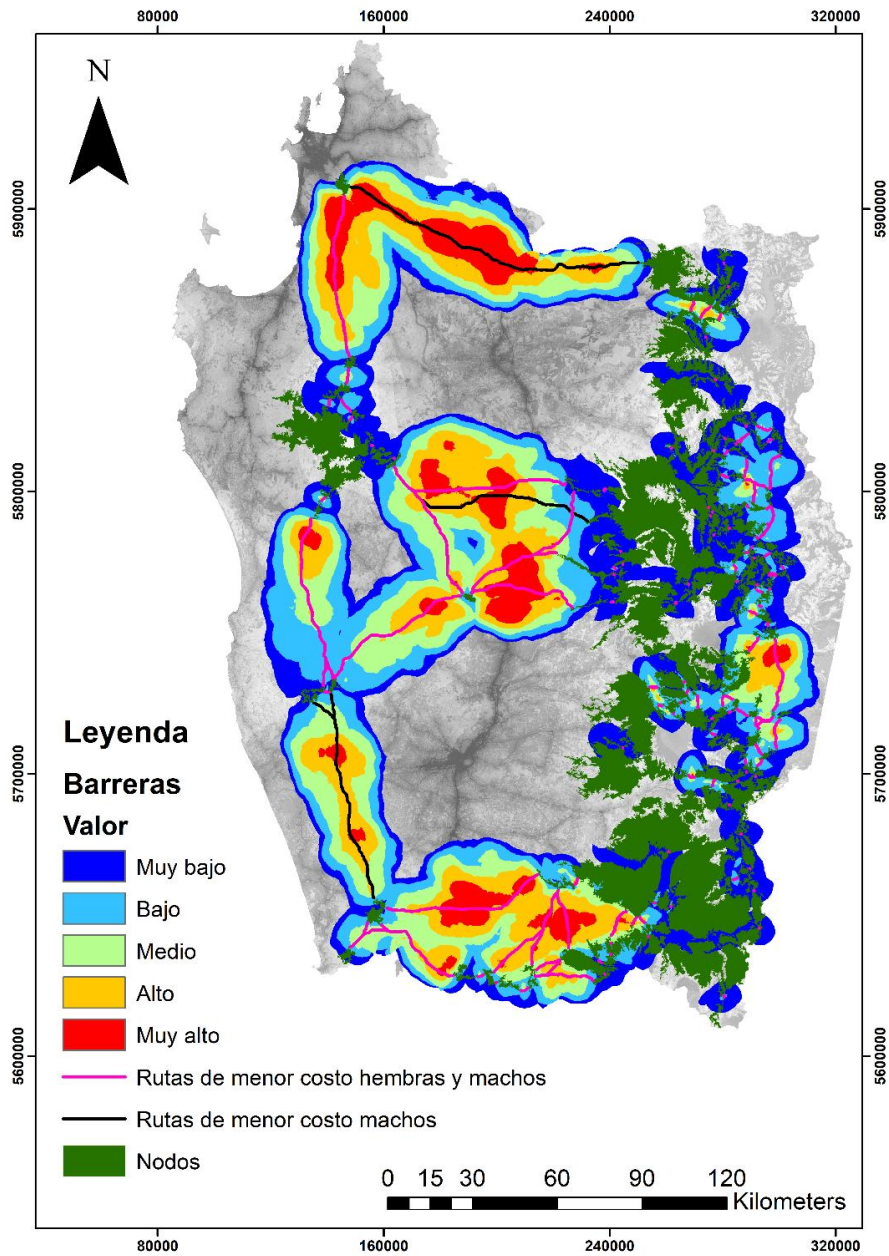


Figura 3.6. Nodos, rutas de menor costo y barreras presentes en los corredores de la red de conectividad para *P. concolor*, diferenciando rutas para hembras y machos.

## IV. DISCUSIÓN

La evaluación de la conectividad potencial y funcional en paisajes fragmentados en la zona centro sur de Chile se presenta como un campo de estudio crucial, dada su capacidad para ofrecer perspectivas detalladas sobre los patrones de movimiento de la fauna (Cushman & Lewis, 2010). En particular, la evaluación de la conectividad de *P. concolor* a través del presente estudio, es crucial para proponer posibles soluciones que contribuyan a mitigar los efectos de la fragmentación del hábitat a gran extensión espacial.

### 4.1 Aportes del modelo de conectividad funcional

Los modelos de conectividad funcional, que incorporan la capacidad de dispersión específica de machos y hembras de *P. concolor*, proporcionan una herramienta valiosa para entender la dinámica espacial de estas poblaciones (Elliot et al., 2014; Mariela et al., 2020). La variabilidad en las distancias de dispersión entre géneros destaca la importancia de abordar las necesidades particulares de cada grupo demográfico (Sweaner et al., 2000). Esto es consistente con lo reportado en el presente estudio, en que se realizaron modelos de conectividad para hembras y machos, observándose que presentaban corredores y rutas distintas.

La consideración detallada de factores biológicos, ambientales y sociales en estos modelos, como la competencia por recursos, la distribución de hábitats, y la cercanía a centros poblados agrega una capa de realismo que mejora la precisión de las predicciones (Benson et al., 2021; Cuyckens et al., 2015; Gustafson et al., 2017). Esto último debido a que una de las mayores amenazas para la conservación de *P. concolor* se produce debido a la falta de información por parte de las comunidades en base al comportamiento de la especie, generando persecuciones por parte de las comunidades locales (Vidal & Sanderson, 2012). En el presente estudio, se identificaron barreras de gran extensión en los corredores que conectan el Parque Nacional Nonguén con la Cordillera de Nahuelbuta, atravesando las comunas de Chiguayante, Coronel, Hualqui y Lota. Asimismo, se detectaron barreras en el corredor que une el Parque Nacional Nonguén con la Cordillera de los Andes a través de las comunas de Hualqui, Concepción, Yumbel y Cabrero, junto con una barrera de menor tamaño en la comuna de Tucapel. Para el corredor que se extiende desde la Cordillera de Nahuelbuta hacia el sur, se observaron barreras de menor extensión en las comunas de Purén, Nueva Imperial y Teodoro Schmidt. En los corredores que conectan la Cordillera de Nahuelbuta con la Cordillera de los Andes, se identificaron barreras de gran extensión en las comunas de Angol, Collipulli, Ercilla y Victoria, además de otras de menor tamaño en Traiguén y Renaico. Finalmente, en el corredor que vincula los nodos ubicados en el sur del área de estudio con la Cordillera de los Andes, específicamente en

la comuna de Toltén, se registraron barreras de gran extensión en Gorbea, Pitrufoquén y Villarrica, además de otras de menor extensión en Loncoche, Villarrica y Pucón.

La integración de datos sobre barreras físicas, como carreteras o infraestructuras humanas, en los modelos contribuye a identificar puntos críticos y/o barreras que podrían requerir intervenciones específicas para mejorar la conectividad (Sawyer et al., 2013). Un ejemplo de estas intervenciones podrían ser los pasos subterráneos, ya que existen estudios en Estados Unidos que demuestran su eficacia para permitir el movimiento de especies de gran tamaño y rango de hogar tales como el *P. concolor* (Bennett, 2003). En el área de estudio, se identificaron puntos críticos en el corredor que conecta el Parque Nacional Nonguén con la Cordillera de los Andes, destacándose las comunas de Cabrero, Los Ángeles y Tucapel. En esta última se localizó el punto crítico más relevante de toda la red de conectividad. Otro sector con puntos críticos importantes se encuentra en la comuna de Toltén, tanto en el corredor que conecta los nodos presentes dentro de la comuna como en el que enlaza estos nodos con la Cordillera de los Andes. En este corredor, se detectaron puntos críticos en la propia comuna de Toltén, así como al sur de Gorbea, Loncoche y Villarrica. La falta de acciones de conservación o restauración en estas zonas críticas podría comprometer la

integridad de la red de conectividad, dificultando el desplazamiento de la especie *P. concolor*.

#### 4.2 Desarrollo y aplicación de modelos de conectividad

Es importante destacar la naturaleza dinámica de estos modelos. Para futuras investigaciones sería importante destacar la inclusión de variables climáticas y escenarios de cambio ambiental, ya que permiten proyectar cómo la conectividad funcional podría verse afectada en el futuro (Nuñez et al., 2013). Esto no solo ofrece una comprensión más completa de los desafíos a largo plazo, sino que también proporciona información valiosa para adaptar estrategias de conservación a medida que las condiciones del paisaje evolucionan. En el centro-sur de Chile, el paisaje ha experimentado transformaciones significativas en las últimas décadas, principalmente debido a la conversión de bosques nativos en plantaciones forestales y tierras agrícolas, así como a la expansión urbana, lo que ha intensificado la fragmentación del hábitat y la pérdida de conectividad funcional (Aguayo et al., 2009; Echeverría et al., 2019). Estas dinámicas refuerzan la necesidad de integrar estos modelos en un marco de planificación territorial que considere tanto la restauración de paisajes fragmentados como la mitigación de los impactos de las actividades humanas.

La validación y calibración continua de estos modelos son esenciales. La retroalimentación constante a partir de datos de monitoreo en el terreno y la incorporación de nuevas investigaciones mejoran la precisión y confiabilidad de las predicciones (McRae et al., 2012; Nuñez-Perez & Miller, 2019; Zeller et al., 2012). Para posteriores evaluaciones de la conectividad de la especie estudiada, se sugiere que en el futuro se incluyan observaciones de radio telemetría, ya que resultan invaluable para poder identificar las rutas por las cuales realmente se desplazaría la especie focal (Bennett, 2003). Asimismo, la participación de la comunidad científica y la colaboración entre expertos en ecología, geografía e ingeniería contribuyen a refinamientos continuos en los modelos de conectividad funcional (Dickson et al., 2013; McClure et al., 2017).

#### 4.3 Implicancias para la conservación de la especie

El modelo de conectividad utilizado en el presente estudio permitió evaluar la estructura de los paisajes y el grado de conexión entre fragmentos de hábitat, lo que resulta esencial para la conservación de especies como *P. concolor* (Ernest et al., 2014). Estos modelos permiten identificar corredores ecológicos clave y áreas que son esenciales para mantener el flujo genético entre poblaciones aisladas, lo que es crucial para mitigar la fragmentación que podría poner en riesgo la viabilidad de la especie a largo plazo (Liu et al., 2018; With, 2019). Los modelos de conectividad no solo ofrecen una visión de las áreas

propensas a la desconexión, sino que también permiten identificar corredores biológicos potenciales que podrían facilitar el movimiento de la fauna a través de paisajes fragmentados (Zeller et al., 2012). En el área de estudio, se identificaron seis corredores clave para promover el movimiento de la especie a escala de paisaje. Dos de ellos conectan los nodos ubicados en la Cordillera de la Costa, atravesando el Parque Nacional Nonguén hasta la Cordillera de Nahuelbuta. Desde allí, la conectividad se extiende hacia las comunas de Carahue y Toltén, situadas más al sur del área de estudio. En cuanto a la conexión entre la Cordillera de la Costa y la Cordillera de los Andes, se identificaron cuatro grandes corredores. Uno de ellos enlaza los nodos del Parque Nacional Nonguén con la Cordillera de los Andes a través de la comuna de Tucapel. Otro corredor relevante conecta la Cordillera de Nahuelbuta con la Cordillera de los Andes, atravesando las comunas de Mulchén, Collipulli, Victoria y Curacautín. De manera similar, en la comuna de Carahue, se observa una conexión entre Nahuelbuta y los Andes. Finalmente, el cuarto corredor une la Cordillera de la Costa con la Cordillera de los Andes, partiendo desde la comuna de Toltén en la costa y alcanzando la cordillera a través de las comunas de Villarrica y Pucón.

A través de esta visualización, se pueden tomar decisiones informadas sobre dónde enfocar los esfuerzos de conservación y restauración, con el fin de optimizar los recursos disponibles (With, 2019). Una estrategia clave para la

conservación de la especie es la restauración de hábitats fragmentados y la creación de corredores ecológicos que conecten los nodos identificados por los modelos (Bhatt et al., 2023). La restauración de áreas degradadas, la reforestación y la reducción de barreras estructurales, como carreteras y centros urbanos, son acciones prioritarias para garantizar que *P. concolor* pueda desplazarse a través del paisaje, manteniendo la conectividad necesaria para la supervivencia de sus poblaciones (Bhatt et al., 2023). En el presente estudio, se obtuvo que en el corredor que conecta P.N. Nonguén con la Cordillera de Los Andes existe un punto crítico importante dominado por cultivos agrícolas y tala rasa asociada al manejo forestal de especies exóticas para el cual se necesitan realizar esfuerzos de restauración de una multiplicidad de ecosistemas que son hábitat para la especie. De igual forma los puntos críticos ubicados dentro de la comuna de Toltén y los que conectan los nodos de esta comuna con la Cordillera de Los Andes dado por coberturas de uso agrícola y debido a ocurrencias de parches estrechos de plantaciones jóvenes, adultas, y renovales de bosque nativo requieren ser sometidos a procesos de restauración de hábitats. La identificación y protección de estas áreas facilitaría la dispersión y el intercambio genético entre las poblaciones, mejorando su viabilidad a largo plazo (Gracanin et al., 2023).

Los modelos de conectividad no solo sirven para guiar los esfuerzos de restauración del hábitat, sino que también son esenciales para la planificación

territorial (Dickson et al., 2013; McClure et al., 2017). Incorporar modelos de conectividad en los planes de ordenamiento del uso del suelo y las políticas de conservación en la región del Biobío y la región de la Araucanía permite que las decisiones relacionadas con el desarrollo humano y la infraestructura respeten las necesidades de las especies de gran movilidad como el *P. concolor* (Dickson et al., 2013; McClure et al., 2017). El monitoreo de estos corredores y la colaboración con las comunidades locales garantizarán la efectividad de estas estrategias, asegurando que las acciones de conservación sean sostenibles y adecuadas para mantener la conectividad y la salud de las poblaciones de *P. concolor* a lo largo del tiempo (McClure et al., 2017).

La colaboración continua entre la comunidad científica y los tomadores de decisiones, junto con la adaptación constante de los modelos a través de la retroalimentación y la validación en el terreno, son cruciales para garantizar la eficacia de las estrategias de conservación en un contexto de cambio ambiental y presión antropogénica (Dickson et al., 2013). En última instancia, la conservación de la conectividad funcional emerge como un componente esencial para preservar la biodiversidad y promover la resiliencia de las poblaciones de *P. concolor* en las regiones que comprende el área de estudio (Dickson et al., 2013; McClure et al., 2017).

## V. CONCLUSIÓN

Se concluye que para promover la conectividad funcional de las poblaciones de *P. concolor* en la zona centro-sur de Chile, es urgente abordar la fragmentación del hábitat y el cambio de uso de suelo. La rápida expansión de la frontera agropecuaria y forestal, junto con el crecimiento urbano, han generado cambios drásticos en el paisaje, afectando la disponibilidad de hábitats adecuados para *P. concolor* y aumentando el riesgo de extinción local.

Es esencial tener en cuenta las diferencias en la capacidad de dispersión entre machos y hembras de *P. concolor* al diseñar estrategias de conservación. La implementación de corredores ecológicos y la protección de áreas críticas se presentan como medidas clave para mejorar la conectividad funcional y facilitar el movimiento de la fauna en paisajes fragmentados.

Este estudio destaca la importancia de un enfoque integral que considere la ecología de la especie, la dinámica poblacional de un carnívoro y la interacción con las actividades humanas a gran extensión espacial. La identificación de corredores ecológicos y la evaluación de barreras actuales proporcionan información clave para la planificación de medidas de conservación efectivas. La combinación de enfoques ecológicos, tecnológicos y colaborativos es

esencial para avanzar en la comprensión y gestión efectiva de la conectividad en paisajes fragmentados.

## VI. GLOSARIO

**Áreas críticas:** Sectores específicos del paisaje donde el movimiento de las especies se ve restringido debido a cuellos de botella o barreras. Son esenciales para mantener la conectividad dentro de una red ecológica.

**Barreras:** Elementos del paisaje, naturales o antropogénicos, que dificultan o impiden el movimiento de las especies, afectando la conectividad funcional del hábitat.

**Cambio climático:** Alteración a largo plazo en los patrones climáticos globales y regionales, influenciada tanto por procesos naturales como por actividades humanas, con impactos significativos en la biodiversidad y la disponibilidad de hábitat.

**Cambio de uso de suelo:** Transformación de un área natural en paisajes destinados a actividades humanas, como la agricultura, urbanización o forestación, disminuyendo la calidad y disponibilidad de los hábitats naturales.

**Capacidad de dispersión:** Distancia máxima que una especie es capaz de desplazarse desde su área de origen para establecerse en nuevos hábitats, fundamental para el flujo genético y la supervivencia poblacional.

**Conectividad:** Grado en que el paisaje facilita o restringe el movimiento de especies entre parches de hábitat. Es esencial para el flujo genético y la persistencia de poblaciones en entornos fragmentados.

**Conectividad funcional:** Facilidad con la que las especies pueden desplazarse efectivamente a través del paisaje, considerando barreras naturales y antropogénicas.

**Conectividad estructural:** Disposición física de los parches de hábitat en el paisaje, sin considerar el comportamiento o capacidad de movimiento de las especies.

**Corredores ecológicos:** Franjas de hábitat que conectan áreas fragmentadas, permitiendo el movimiento de especies y favoreciendo la conectividad ecológica.

**Cuello de botella:** Área estrecha dentro de un corredor ecológico que limita significativamente el movimiento de las especies y afecta la conectividad global del paisaje.

**Fragmentación del hábitat:** Proceso por el cual un hábitat continuo se divide en fragmentos más pequeños y aislados, afectando negativamente la biodiversidad y la supervivencia de las especies.

**Matriz de resistencia:** Representación espacial que asigna valores de dificultad al movimiento de las especies a través de distintos tipos de cobertura y uso del suelo.

**Nodos:** Áreas núcleo que actúan como puntos clave dentro de una red de conectividad, proporcionando refugio, alimento y oportunidades de reproducción para las especies.

**Parches de hábitat:** Fragmentos de ecosistemas naturales que ofrecen las condiciones necesarias para la supervivencia de las especies y funcionan como puntos de conexión dentro del paisaje.

**Planificación territorial:** Proceso de diseño y regulación del uso del suelo que busca equilibrar el desarrollo humano con la conservación de la biodiversidad.

**Resistencia del paisaje:** Grado de dificultad que el entorno presenta para el movimiento de una especie, dependiendo de factores como la cobertura del suelo, las pendientes y las barreras antropogénicas.

Retroalimentación y validación: Proceso de ajuste y mejora de modelos de conectividad mediante la incorporación de datos obtenidos a través de observaciones de campo.

## VII. REFERENCIAS

Aguayo, M., Pauchard, A., Azocar, G., & Parra, O. (2009). Land use change in the south central Chile at the end of the 20(th) century. Understanding the spatio-temporal dynamics of the landscape. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82(3), 361-374. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>

Bennett, A. F. (2003). *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation* (2nd ed.). IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Benson, J. F., Abernathy, H. N., Sikich, J. A., & Riley, S. P. D. (2021). Mountain lions reduce movement, increase efficiency during the Covid-19 shutdown. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(3), Article e12093. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12093>

Bhatt, T. R., Castley, J. G., Baral, H. S., & Chauvenet, A. (2023). A synthesis of priorities, patterns, and gaps in large carnivore corridor research. *Frontiers in Conservation Science*, 4, Article 1094443. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2023.1094443>

Burdett, C. L., Moen, R. A., Niemi, G. J., & Mech, L. D. (2007). Defining space use and movements of Canada lynx with global positioning system telemetry. *Journal of Mammalogy*, 88(2), 457-467.

Castilho, C. S., Hackbart, V. C., Pivello, V. R., & dos Santos, R. F. (2015). Evaluating landscape connectivity for *Puma concolor* and *Panthera onca* among Atlantic forest protected areas. *Environmental Management*, 55, 1377-1389.

Crooks, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16(2), 488-502.

Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (Eds.). (2006). *Connectivity conservation*. Cambridge University Press.

Currier, M. J. P. (1983). *Felis concolor*. *Mammalian Species* (200), 1-7. <https://doi.org/10.2307/3503951>

Cushman, S. A., & Lewis, J. S. (2010). Movement behavior explains genetic differentiation in American black bears. *Landscape Ecology*, 25(10), 1613-1625. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9534-6>

Cuyckens, G. A. E., Perovic, P. G., & Cristobal, L. (2015). How are wetlands and biological interactions related to carnivore distributions at high altitude? *Journal of Arid Environments*, 115, 14-18. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.12.009>

De Angelo, C., Paviolo, A., & Di Bitetti, M. (2011). Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 17(3), 422–436. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00746.x>

Dickson, B., Jenness, J., & Beier, P. (2005). Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management*, 69, 264-276. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069<0264:IOVTAR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069<0264:IOVTAR>2.0.CO;2)

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*, 8(12), Article e81898. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081898>

Echeverría, C., Fuentes, R., & Heilmayr, R. (2019). Cambios de uso y cobertura del suelo en la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. In C. Smith-Ramírez & F. A. Squeo (Eds.), *Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile*. (pp. 471-486). Editorial Universidad de los Lagos, Chile.

Elbroch, L. M., & Wittmer, H. U. (2012). Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. *Mammalian Biology*, 77(5), 377-384. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.02.010>

Elliot, N. B., Cushman, S. A., Macdonald, D. W., & Loveridge, A. J. (2014). The devil is in the dispersers: predictions of landscape connectivity change with demography. *Journal of Applied Ecology*, *51*(5), 1169-1178.

Ernest, H. B., Vickers, T. W., Morrison, S. A., Buchalski, M. R., & Boyce, W. M. (2014). Fractured Genetic Connectivity Threatens a Southern California Puma (*Puma concolor*) Population. *PLOS ONE*, *9*(10), e107985. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107985>

Franklin, W. L., Johnson, W. E., Sarno, R. J., & Iriarte, J. A. (1999). Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation*, *90*(1), 33-40.

Gittleman, J. L., & Harvey, P. H. (1982). Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *10*, 57-63.

Gracanin, A., Knipler, M. L., & Mikac, K. M. (2023). Informing wildlife corridor creation through population genetics of an arboreal marsupial in a fragmented landscape. *Genes*, *14*(2), 349. <https://doi.org/10.3390/genes14020349>

Guerisoli, M. d. I. M., Caruso, N., Luengos Vidal, E. M., & Lucherini, M. (2019). Habitat use and activity patterns of Puma concolor in a human-dominated landscape of central Argentina. *Journal of Mammalogy*, *100*(1), 202-211. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz005>

Gustafson, K. D., Vickers, T. W., Boyce, W. M., & Ernest, H. B. (2017). A single migrant enhances the genetic diversity of an inbred puma population. *Royal Society Open Science*, *4*(5), Article 170115. <https://doi.org/10.1098/rsos.170115>

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., . . . Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, *1*(2), Article e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

Haines, A. (2006). Is there competition between sympatric jaguar *Panthera onca* and puma *Puma concolor*? *Acta Zoologica Sinica*, 52(6), 1142–1147.

Hilty, J., Worboys, G. L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittock, J., & White, J. W. (2021). Lineamientos para la conservación de la conectividad a través de redes y corredores ecológicos. IUCN.

Iriarte, A. (2008). Mamíferos de Chile. Lynx Edicions, Barcelona, España.

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.

Liu, C., Newell, G., White, M., & Bennett, A. F. (2018). Identifying wildlife corridors for the restoration of regional habitat connectivity: A multispecies approach and comparison of resistance surfaces. *PLOS ONE*, 13(11), e0206071. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206071>

Mariela, G., Laura, C., & Belant, J. L. (2020). Planning for carnivore recolonization by mapping sex-specific landscape connectivity. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00869. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00869>

McClure, M. L., Dickson, B. G., & Nicholson, K. L. (2017). Modeling connectivity to identify current and future anthropogenic barriers to movement of large carnivores: A case study in the American Southwest. *Ecology and Evolution*, 7(11), 3762-3772. <https://doi.org/10.1002/ece3.2939>

McHugh, N., & Thompson, S. (2011). A rapid ecological network assessment tool and its use in locating habitat extension areas in a changing landscape. *Journal for Nature Conservation*, 19(4), 236-244. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.02.002>

McRae, B. (2012a). Pinchpoint Mapper Connectivity Analysis Software. *The Nature Conservancy, Seattle, WA*. <https://linkagemapper.org>

McRae, B. (2012b). Centrality Mapper Connectivity Analysis Software. *The Nature Conservancy, Seattle WA*. <https://linkagemapper.org>

McRae, B. (2012c). Barrier Mapper Connectivity Analysis Software. *The Nature Conservancy, Seattle, WA*.

McRae, B. H., Hall, S. A., Beier, P., & Theobald, D. M. (2012). Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *PLOS ONE*, 7(12), e52604.

McRae BH, K. D. (2011). Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. *the Nature Conservancy, Seattle, WA*. <https://linkagemapper.org>.

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhousseini, T., . . . Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-+. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

Nuñez-Perez, R., & Miller, B. (2019). Movements and home range of jaguars (*Panthera onca*) and mountain lions (*Puma concolor*) in a tropical dry forest of western Mexico. En R. Reyna-Hurtado & C. A. Chapman (Eds.), *Movement ecology of neotropical forest mammals: Focus on social animals* (pp. 243–262). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-03463-4\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-030-03463-4_14)

Nuñez, T. A., Lawler, J. J., McRae, B. H., Pierce, D. J., Krosby, M. B., Kavanagh, D. M., Singleton, P. H., & Tewksbury, J. J. (2013). Connectivity planning to address climate change. *Conservation Biology*, 27(2), 407-416.

Otavo, S., & Echeverria, C. (2017). Progressive fragmentation and loss of natural forests habitat in one of the global biodiversity hotspot. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4), 924-935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>

Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., & Nelson, M. P. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484.

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

Sarricolea, P., Herrera-Ossandon, M., & Meseguer-Ruiz, Ó. (2017). Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps*, 13(2), 66-73.

Sawyer, H., Kauffman, M. J., Middleton, A. D., Morrison, T. A., Nielson, R. M., & Wyckoff, T. B. (2013). A framework for understanding semi-permeable barrier effects on migratory ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 68-78.

Shaw, H. G., Beier, P., Culver, M., & Grigione, M. (2007). Puma field guide. The Cougar Network, Concord, MA, USA.

Sweanor, L. L., Logan, K. A., & Hornocker, M. G. (2000). Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology*, 14(3), 798-808.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571-573. <https://doi.org/10.2307/3544927>

Vidal, F., & Sanderson, J. (2012). Pumas in central-south Chile. *Cat News*, 56, 40–42. IUCN Cat Specialist Group, Gland, Suiza.

Wilmers, C. C., Wang, Y., Nickel, B., Houghtaling, P., Shakeri, Y., Allen, M. L., Kermish-Wells, J., Yovovich, V., & Williams, T. (2013). Scale dependent

behavioral responses to human development by a large predator, the puma. *PLOS ONE*, 8(4), e60590.

With, K. A. (2019). Landscape genetics: Landscape effects on gene flow and population genetic structure. In K. A. With (Ed.), *Essentials of landscape ecology* (pp. 377–433). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198838388.003.0009>

Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777-797. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0>

## VIII. APÉNDICE

Tabla A.1. Coberturas presentes en los nodos para *P. concolor*, superficie total de cada nodo y porcentajes de coberturas presentes dentro de cada uno.

Nodo	Superficie (ha)	% Bosque nativo	% Plantación adulta	% Plantación joven	% Bosque achaparrado	% Matorral	% Agrícola	% Suelo desnudo	% Agua	% Humedal	% Nieve	% Urbano	% Tala rasa	% Pradera	% Incendio	% Matorral arborescente	% Total
1	2153.61	89.4%	3.7%	6.5%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	100.0%
2	1173.15	86.7%	0.0%	0.0%	3.2%	1.7%	0.0%	2.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	5.9%	100.0%
3	28601.55	88.1%	1.1%	0.4%	2.0%	2.7%	0.1%	0.6%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.4%	0.0%	4.4%	100.0%
4	4225.86	92.3%	0.0%	0.1%	3.1%	0.7%	0.0%	0.7%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	2.9%	100.0%
5	1537.29	93.8%	0.1%	0.0%	1.2%	0.8%	0.0%	0.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	3.5%	100.0%
6	1229.49	90.1%	2.5%	1.5%	0.2%	2.9%	0.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.3%	0.0%	2.0%	100.0%
7	29661.84	88.1%	0.7%	0.1%	3.8%	2.0%	0.0%	1.5%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.4%	0.0%	3.4%	100.0%
8	2208.06	90.3%	1.0%	0.3%	0.6%	4.7%	0.4%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.7%	0.0%	1.8%	100.0%
9	799.02	85.4%	4.2%	1.6%	0.3%	4.7%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	0.1%	0.0%	3.2%	100.0%
10	824.58	86.3%	0.0%	0.0%	4.0%	2.1%	0.0%	0.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.7%	0.0%	6.2%	100.0%
11	1110.6	90.9%	0.0%	0.0%	3.0%	1.4%	0.0%	0.5%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.6%	0.0%	3.6%	100.0%
12	1568.88	90.5%	0.0%	0.0%	4.8%	0.7%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	3.7%	100.0%
13	1039.32	90.5%	0.1%	0.0%	3.4%	1.2%	0.0%	0.5%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	4.1%	100.0%
14	2595.6	86.9%	1.2%	0.9%	0.8%	3.9%	0.5%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.7%	0.0%	4.9%	100.0%
15	872.19	90.4%	1.1%	0.0%	1.8%	4.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	0.0%	2.1%	100.0%
16	35771.4	88.2%	2.0%	0.3%	3.1%	1.7%	0.1%	0.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.5%	0.0%	3.3%	100.0%
17	826.38	86.4%	0.0%	0.0%	9.3%	2.2%	0.0%	0.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	1.2%	100.0%
18	1507.23	92.9%	2.4%	1.5%	0.1%	1.2%	0.7%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.9%	0.1%	0.0%	0.2%	100.0%
19	47448.27	85.2%	1.0%	1.0%	1.5%	7.2%	0.2%	0.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	0.2%	0.0%	3.0%	100.0%
20	798.21	91.1%	0.1%	0.0%	3.9%	0.7%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	4.1%	100.0%
21	1016.64	92.2%	0.0%	0.0%	4.6%	1.9%	0.0%	0.4%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.9%	100.0%
22	945.18	83.8%	1.9%	7.6%	0.0%	1.3%	0.4%	1.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	2.2%	0.0%	0.0%	1.6%	100.0%
23	1455.3	93.5%	0.3%	0.0%	2.3%	0.9%	0.0%	0.4%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	2.3%	100.0%

24	18847.53	89.0%	0.3%	0.1%	4.1%	1.4%	0.0%	0.7%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	0.0%	4.2%	100.0%
25	2576.88	95.8%	0.8%	0.2%	0.2%	0.5%	0.0%	0.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.1%	0.0%	0.0%	2.2%	100.0%
26	5563.71	87.0%	0.1%	0.0%	3.9%	1.9%	0.0%	0.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	0.0%	6.0%	100.0%
27	3722.58	85.9%	0.1%	0.0%	5.4%	2.3%	0.0%	0.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.6%	0.0%	4.9%	100.0%
28	2002.23	85.0%	0.0%	0.0%	5.5%	2.3%	0.0%	1.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.4%	0.0%	5.5%	100.0%
29	798.39	87.6%	0.1%	0.0%	4.4%	2.4%	0.0%	1.4%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.6%	0.0%	3.4%	100.0%
30	2587.68	90.7%	0.4%	0.2%	0.0%	0.4%	0.0%	1.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.3%	0.0%	0.0%	6.8%	100.0%
31	94200.03	83.0%	1.2%	0.7%	6.8%	2.3%	0.1%	1.6%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.3%	0.0%	3.9%	100.0%
32	1225.44	85.6%	0.0%	0.0%	8.3%	0.5%	0.2%	2.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.8%	0.0%	1.9%	100.0%
33	914.58	90.2%	0.7%	0.4%	0.0%	3.0%	0.2%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	5.3%	100.0%
34	1280.7	89.1%	0.0%	0.0%	6.8%	0.5%	0.0%	1.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	2.3%	100.0%
35	13524.48	72.9%	0.0%	0.0%	11.2%	1.2%	0.8%	10.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.5%	0.0%	3.1%	100.0%
36	906.75	96.5%	0.4%	0.1%	0.0%	0.3%	0.1%	0.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	2.3%	100.0%
37	6872.22	85.0%	0.1%	0.0%	6.9%	1.0%	0.2%	2.6%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.5%	0.0%	3.5%	100.0%
38	1434.87	82.8%	0.0%	0.0%	8.3%	0.9%	0.2%	3.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	3.7%	100.0%
39	1862.37	83.3%	0.0%	0.0%	5.6%	1.6%	0.0%	5.6%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.5%	0.0%	3.5%	100.0%
40	4534.11	86.3%	0.1%	0.0%	2.1%	2.8%	1.2%	3.7%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.7%	0.0%	3.0%	100.0%
41	915.93	88.8%	2.1%	0.7%	0.0%	5.8%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	2.2%	100.0%
42	64200.69	83.5%	0.5%	0.7%	3.0%	1.7%	0.8%	2.5%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.6%	1.1%	0.0%	5.3%	100.0%
43	2040.84	89.0%	1.7%	1.5%	0.0%	3.9%	0.4%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.3%	0.0%	3.0%	100.0%
44	3255.66	89.3%	0.1%	0.5%	2.6%	1.2%	0.2%	1.5%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.9%	0.0%	3.8%	100.0%
45	761.49	83.7%	0.0%	0.0%	10.8%	0.7%	0.1%	3.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	1.0%	100.0%
46	1705.41	94.9%	0.0%	0.0%	3.1%	0.3%	0.0%	0.4%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	1.0%	100.0%
47	1342.26	85.5%	0.0%	0.0%	9.3%	1.1%	0.1%	2.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	0.0%	1.0%	100.0%
48	813.06	88.7%	0.0%	0.0%	6.1%	1.2%	0.0%	3.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.8%	100.0%
49	5220.27	69.5%	0.0%	0.0%	10.1%	0.5%	0.4%	11.7%	7.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.6%	100.0%
50	2206.26	84.1%	0.0%	0.0%	9.9%	2.6%	0.0%	1.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	1.4%	100.0%
51	859.41	92.0%	0.6%	0.1%	0.2%	0.8%	0.1%	0.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.6%	0.4%	0.0%	4.9%	100.0%



Tabla A2. Distribución de áreas críticas por categoría de valor dentro de las comunas.

Comuna	Área crítica de valor muy bajo (ha)	Área crítica de valor bajo (ha)	Área crítica de valor medio (ha)	Área crítica de valor alto (ha)	Área crítica de valor muy alto (ha)	Superficie total (ha)
Alto Biobío	44339.4	65466.6	43341.5	16301.3	1812.8	171261.5
Angol	34201.4	53544.2	12448.1	4296.2	422.8	104912.8
Antuco	35013.9	17247.3	8177.8	2263.1	165.2	62867.3
Arauco	72.9	3489.5	173.3	0.0	0.0	3735.7
Cabrero	148.2	6138.2	21445.6	3055.3	395.3	31182.6
Cañete	9384.7	3811.1	271.4	0.0	0.0	13467.1
Carahue	3666.9	36079.0	36621.7	2648.7	576.7	79593.0
Chiguayante	286.7	525.7	811.6	350.7	9.7	1984.5
Cholchol	323.2	8711.6	3065.0	38.9	0.0	12138.7
Collipulli	33530.8	79038.2	14733.1	862.7	200.1	128364.8
Concepción	85.9	93.2	1286.3	1447.5	0.0	2912.8
Contulmo	1023.8	25460.7	20346.4	1383.5	233.3	48447.7
Coronel	26.7	2843.1	9250.2	10.5	0.0	12130.6
Cunco	33682.2	5640.0	326.4	119.9	15.4	39784.0
Curacautín	64421.7	22307.4	9080.1	2582.3	427.7	98819.2
Curanilahue	9997.8	14173.4	4249.3	1458.0	51.0	29929.5
Curarrehue	43514.0	12992.4	4569.2	1037.6	322.4	62435.6
Ercilla	290.8	16417.1	21432.6	4940.2	98.8	43179.5
Florida	0.0	59.9	1854.1	414.7	0.0	2328.8
Freire	18.6	469.0	503.8	0.8	0.0	992.3
Galvarino	213.0	19694.3	6227.3	8.1	0.0	26142.8
Gorbea	52.7	14084.3	33715.4	3361.5	596.2	51810.0
Hualqui	68.0	13721.4	14968.0	17097.5	325.6	46180.5
Lautaro	353.2	0.0	0.0	0.0	0.0	353.2
Loncoche	2920.1	16538.6	42377.6	19405.2	3445.7	84687.1
Lonquimay	54323.5	95722.6	44823.8	20363.4	3696.0	218929.2
Los Alamos	4722.3	0.8	0.0	0.0	0.0	4723.1
Los Ángeles	34.0	645.6	6182.7	16249.4	1426.4	24538.1
Los Sauces	1613.5	6076.6	39253.4	3439.3	0.0	50382.8
Lota	25.9	3827.3	2361.2	0.0	0.0	6214.3

Lumaco	230.0	67142.5	16677.9	195.2	0.0	84245.7
Melipeuco	50027.2	21576.8	10283.8	3251.3	799.5	85938.6
Mulchén	50971.7	47083.7	18839.8	1474.2	83.4	118452.8
Nacimiento	3564.0	12758.3	10758.4	3525.9	115.0	30721.7
Nueva Imperial	55.1	10241.6	27604.0	35.6	0.0	37936.4
Pitrufuquén	42.1	1576.3	16044.5	3017.3	0.0	20680.1
Pucón	49286.1	17811.9	16074.5	4345.7	1072.4	88590.5
Purén	1835.5	4266.3	11123.7	1569.0	455.2	19249.7
Quilaco	56067.4	19948.7	3864.5	826.2	133.7	80840.4
Quilleco	12624.7	696.6	226.8	4100.2	123.9	17772.2
Renaico	217.1	13761.1	9.7	0.0	0.0	13987.9
Saavedra	80.2	2247.8	904.8	0.0	0.0	3232.7
San Pedro de la Paz	0.0	8.9	55.9	0.0	0.0	64.8
Santa Bárbara	54914.0	1926.2	543.5	135.3	8.9	57527.8
Santa Juana	140.1	33251.3	27821.1	170.9	1.6	61385.0
Teodoro Schmidt	51.8	3067.5	20100.2	1711.5	0.0	24931.0
Tirúa	713.6	18328.7	2123.8	0.8	0.0	21166.9
Toltén	2413.8	4317.3	16847.2	25348.1	3214.1	52140.5
Traiguén	289.2	33120.9	34627.5	5248.8	354.8	73641.2
Tucapel	23345.0	9046.9	2934.6	5175.1	7570.3	48071.9
Victoria	7741.2	48097.0	20273.5	7072.1	338.6	83522.3
Vilcún	22066.8	1104.8	112.6	52.7	13.0	23349.9
Villarrica	7946.1	44696.6	50237.0	20065.3	1769.0	124714.1
Yumbel	29.2	4385.3	28000.1	9468.1	0.0	41882.7

Tabla A3. Distribución de barreras por categoría de valor dentro de las comunas.

Comuna	Barrera de valor muy bajo (ha)	Barrera de valor bajo (ha)	Barrera de valor medio (ha)	Barrera de valor alto (ha)	Barrera de valor muy alto (ha)	Superficie total (ha)
Alto Biobío	84783.5	59252.3	5094.1	705.5	136.1	149971.5
Angol	35020.4	7380.7	10153.4	26770.5	11468.8	90793.7
Antuco	33236.7	14690.2	5214.8	2848.8	84.2	56074.7
Arauco	3022.9	4644.5	4037.0	757.4	0.0	12461.9
Cabrero	8912.4	8705.1	6825.1	6974.9	26704.1	58121.6
Cañete	3308.0	2441.3	818.9	0.0	0.0	6568.3
Carahue	17193.1	19261.8	23431.7	16720.0	3869.4	80475.9
Chiguayante	1084.6	2029.9	1283.0	535.4	481.1	5414.0
Cholchol	6100.9	7389.6	181.4	0.0	0.0	13672.0
Collipulli	38424.0	12343.6	18835.7	28240.7	15390.8	113234.8
Concepción	1979.6	1808.7	1409.4	1306.5	921.0	7425.3
Contulmo	6621.8	12945.4	22476.7	12753.5	1074.1	55871.4
Coronel	1501.7	2453.5	2168.4	3347.7	9010.4	18481.8
Cunco	34489.0	2562.8	0.0	0.0	0.0	37051.8
Curacautín	39942.7	25326.3	3590.7	695.0	32.4	69587.1
Curanilahue	19300.7	5932.4	411.5	10.5	0.0	25655.1
Curarrehue	63015.6	2081.7	72.1	0.0	0.0	65169.4
Ercilla	1644.3	10032.7	9154.6	17289.5	11818.7	49939.7
Florida	2983.2	5431.1	6231.3	3271.6	169.3	18086.5
Freire	4255.7	6207.8	3261.1	391.2	0.0	14115.9
Galvarino	4979.1	10540.5	18984.0	793.0	0.0	35296.6
Gorbea	2839.1	7418.0	16855.3	19459.4	21874.1	68445.8
Hualqui	797.9	3857.2	9872.3	24184.2	14989.9	53701.4
Laja	2609.0	2100.3	17.8	0.0	0.0	4727.2
Lautaro	341.0	0.0	0.0	0.0	0.0	341.0
Loncoche	3649.9	15407.8	35913.0	34572.4	6662.3	96205.3
Lonquimay	82010.9	61741.4	39749.9	21501.5	6276.7	211280.4
Los Alamos	38.9	0.0	0.0	0.0	0.0	38.9
Los Ángeles	4144.0	7670.7	14488.5	13919.0	3155.0	43377.1
Los Sauces	5768.8	14998.8	28287.6	6580.4	625.3	56261.0
Lota	1117.0	1970.7	2897.4	4794.4	89.9	10869.4
Lumaco	12431.1	59513.1	24337.3	860.2	0.0	97141.7

Melipeuco	47760.0	14443.9	2030.7	246.2	109.4	64590.2
Mulchén	38909.2	23120.6	18983.2	6467.0	891.8	88371.8
Nacimiento	14303.0	14150.7	2851.2	0.8	0.0	31305.7
Negrete	1257.9	482.8	0.0	0.0	0.0	1740.7
Nueva Imperial	5167.0	12416.5	18515.0	14615.6	750.9	51465.0
Perquenco	690.1	816.5	67.2	0.0	0.0	1573.8
Pitrufquén	7110.2	12067.4	12495.9	9490.0	3568.9	44732.3
Pucón	44190.4	15566.6	8730.2	10364.8	701.5	79553.3
Purén	6708.4	7584.0	4892.4	5978.6	3628.0	28791.5
Quilaco	59189.9	3285.4	383.9	68.0	0.0	62927.3
Quilleco	14815.7	2639.0	2424.3	1184.2	0.0	21063.2
Renaico	1893.8	3604.5	4815.5	12725.1	1098.4	24137.2
Saavedra	3943.1	5888.7	2784.0	59.1	0.0	12674.9
San Pedro de la Paz	655.3	862.7	1009.3	842.4	142.6	3512.2
San Rosendo	2644.7	2100.3	383.9	0.0	0.0	5128.9
Santa Bárbara	27877.8	172.5	0.0	0.0	0.0	28050.3
Santa Juana	2999.4	9853.7	26472.4	25708.6	9640.6	74674.7
Teodoro Schmidt	4179.6	8171.3	10479.0	11745.0	2494.8	37069.7
Tirúa	12445.7	11103.5	116.6	0.0	0.0	23665.8
Toltén	13142.3	21223.6	19337.9	5683.8	13.0	59400.5
Traiguén	4280.9	14772.8	31644.3	28922.7	4879.4	84500.0
Tucapel	15809.6	14541.1	7514.4	6626.6	1748.0	46239.7
Victoria	18708.6	16615.5	13872.9	21769.6	28200.2	99166.7
Vilcún	26598.8	132.0	0.0	0.0	0.0	26730.8
Villarrica	9784.0	30371.8	26892.8	42722.6	18246.1	128017.3
Yumbel	4745.0	11702.9	11958.0	22649.2	21496.6	72551.7