



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

**MODELO DE CONECTIVIDAD POTENCIAL DE *Hippocamelus bisulcus* EN
LA RESERVA DE LA BIÓSFERA “CORREDOR BIOLÓGICO NEVADOS DE
CHILLÁN – LAGUNA DEL LAJA”**

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

POR: Pía Sofía Rivero Pinto

Profesor Guía: Cristian Echeverría

Enero, 2026

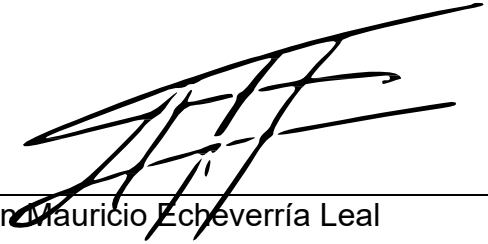
Concepción, Chile

© 2026, Pía Sofía Rivero Pinto

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

MODELO DE CONECTIVIDAD POTENCIAL DE *Hippocamelus bisulcus* EN
LA RESERVA DE LA BIÓSFERA “CORREDOR BIOLÓGICO NEVADOS
DE CHILLÁN – LAGUNA DEL LAJA”

Profesor Guía




Cristian Mauricio Echeverría Leal

Profesor Titular

Ingeniero Forestal, PhD.

Profesor Guía




Rodrigo Elías Fuentes Robles

Colaborador Académico

Ingeniero Forestal, Mag.

Profesor Guía



Rodrigo Andrés López Rübke

Colaborador Externo

DEDICATORIA

A mi madre, Lucy, por su amor incondicional y por ser mi mayor ejemplo de fortaleza y resiliencia. Gracias por enseñarme a mantenerme firme frente a las dificultades y por impulsarme siempre a seguir mis sueños con determinación.

TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS.....	vi
ÍNDICE DE ILUSTRACIONES	vii
RESUMEN.....	viii
ABSTRACT	x
I INTRODUCCIÓN	1
II METODOLOGÍA	9
2.1 Descripción del área de estudio	9
2.2 Hábitat y requerimientos de hogar <i>Hippocamelus bisulcus</i>	14
2.3 Generación del modelo de conectividad	16
2.4 Elección de nodos	17
2.5 Matriz de resistencia	18
2.6 Modelo de conectividad potencial.....	28
2.7 Generación de las rutas de menor costo y los corredores biológicos	29
2.8 Centralidad de los nodos.....	29
2.9 Cuellos de botella.....	30
III RESULTADOS	31
3.1 Nodos o parches de hábitat idóneos	31
3.2 Mapa de resistencia	34
3.3 Corredores y rutas de menor costo	35
3.4 Centralidad de nodos y rutas de menor costo	37
3.5 Puntos crítico o cuellos de botella	38
IV DISCUSIÓN.....	41
4.1 Implicancias para la conservación.....	46
4.2 Limitantes del estudio.....	50
V CONCLUSIONES	52
VI GLOSARIO.....	54
VII BIBLIOGRAFÍA.....	55
VIII APÉNDICE	64

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Valores de resistencia para coberturas y uso de suelo (0 = sin resistencia; 100 = alta resistencia).....	20
Tabla 2.2. Valores de resistencia para cada intervalo de asentamientos (0 = sin resistencia; 100 = alta resistencia).....	23
Tabla 2.3. Valores de resistencia para cada intervalo de caminos (0 = sin resistencia; 100 = alta resistencia).....	25
Tabla 2.4. Valores de resistencia para cada intervalo de elevación (0= sin resistencia, 100= alta resistencia).....	27

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Figura 2.1. Área de estudio correspondiente a la Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán - Laguna del Laja.....	11
Figura 2.2. Distribución de las coberturas y usos de suelos de la Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán - Laguna del Laja.....	13
Figura 2.3. Puntos de presencia de <i>H. bisulcus</i> en la Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán - Laguna del Laja.....	15
Figura 2.4. Modelo de distancia a asentamientos urbanos como indicador de resistencia.....	22
Figura 2.5. Modelo de distancia a caminos como indicador de resistencia.	24
Figura 2.6. Modelo de elevación como indicador de resistencia.....	26
Figura 3.1. Nodos o parches de hábitat idóneos para <i>H. bisulcus</i> en el área de estudio	33
Figura 3.2. Representación de la matriz de resistencia	35
Figura 3.3. Red de conectividad potencial de <i>H. bisulcus</i>	36
Figura 3.4. Centralidad de nodos y rutas de menor costo	38
Figura 3.5. Cuellos de botella en los corredores de la red de conectividad de <i>H. bisulcus</i>	40

RESUMEN

La fragmentación del hábitat de *Hippocamelus bisulcus*, ciervo endémico de Chile, lo ha reducido a dos poblaciones naturales: una entre las regiones de Ñuble y Biobío, en Peligro Crítico (CR), y otra desde Los Lagos hasta Magallanes, en Peligro (EN). Esta situación amenaza su supervivencia y hace urgente diseñar estrategias de conservación que garanticen su movilidad a escala de paisaje. El objetivo del presente estudio fue desarrollar un modelo de conectividad potencial para *H. bisulcus* en la Reserva de la Biósfera Corredor Biológico Nevados de Chillán–Laguna del Laja. Mediante el uso de sistemas de información geográfica y la extensión *Linkage Mapper*, integrando variables de uso del suelo, elevación, distancia a asentamientos humanos y distancia a caminos. Estas variables se integraron en una matriz de resistencia que permitió analizar los patrones de movimiento de la especie. El análisis identificó 23 nodos de hábitat que abarcaron más de un tercio del área de estudio, además de corredores y puntos críticos clave para el desplazamiento. Solo una fracción de estos nodos se encontró bajo protección oficial, lo que evidenció la necesidad de implementar estrategias conjuntas de conservación y restauración tanto en áreas protegidas como en predios privados. Las conclusiones subrayan la importancia de los modelos de conectividad como herramientas fundamentales para la

conservación de especies sensibles a la fragmentación al proporcionar información científica clave para la toma de decisiones.

ABSTRACT

Habitat fragmentation of *Hippocamelus bisulcus*, an endemic deer species of Chile, has reduced its distribution to two natural populations: one located between the Ñuble and Biobío regions, classified as Critically Endangered (CR), and another extending from Los Lagos to Magallanes, classified as Endangered (EN). This situation poses a serious threat to the species' long-term persistence and highlights the urgent need to develop conservation strategies that ensure its mobility at the landscape scale. The objective of this study was to develop a potential connectivity model for *H. bisulcus* within the Nevados de Chillán–Laguna del Laja Biological Corridor Biosphere Reserve. Geographic Information Systems and the Linkage Mapper extension were used to integrate variables related to land use, elevation, distance to human settlements, and distance to roads. These variables were combined into a resistance surface that enabled the analysis of potential movement patterns of the species. The analysis identified 23 habitat nodes covering more than one third of the study area, as well as key corridors and critical pinch points for movement. Only a fraction of these nodes were found to be under official protection, highlighting the need to implement coordinated conservation and restoration strategies across both protected areas and private lands. The conclusions emphasize the importance of connectivity models as fundamental tools for the conservation of species sensitive to habitat

fragmentation, as they provide essential scientific information to support informed decision-making

I INTRODUCCIÓN

La conservación de la biodiversidad enfrenta múltiples desafíos debido a transformaciones ambientales aceleradas causadas por la actividad humana (Taylor et al., 2006). El principal factor es el cambio de uso del suelo, que ha generado una presión constante sobre los ecosistemas naturales, afectando tanto su integridad estructural como funcional (Díaz et al., 2019). La expansión agrícola, forestal y urbana ha reducido la extensión y calidad de los hábitats, disminuyendo servicios ecosistémicos clave como la regulación hídrica y la captura de carbono (Foley et al., 2005). Estos patrones amenazan la resiliencia ecológica frente al cambio climático (Foley et al., 2005).

Consecuentemente, la fragmentación del hábitat emerge como resultado directo del cambio de uso del suelo y una de las principales amenazas para la biodiversidad (Bennett & Saunders, 2010). Este proceso subdivide hábitats continuos en parches más pequeños y aislados, interrumpiendo el flujo de organismos, alterando las dinámicas poblacionales y aumentando el efecto borde. Sus componentes principales son la pérdida y reducción de hábitat, el aislamiento de fragmentos y el incremento de bordes (Bennett, 1999; Echeverría et al., 2014). La fragmentación altera la dinámica de poblaciones animales y

comunidades vegetales, modificando la composición de especies según sus respuestas ecológicas. Además, restringe el movimiento de la fauna y afecta procesos clave como la dispersión de semillas y la polinización (Echeverría et al., 2014; Bennett & Saunders, 2010).

Frente a este escenario, la conectividad del paisaje es clave para mitigar los efectos de la fragmentación (Taylor et al., 2006). Esta conectividad se refiere al grado en que un paisaje permite el movimiento de organismos y el flujo de procesos ecológicos entre diferentes parches de hábitat (Taylor et al., 2006). Puede entenderse en términos estructurales (disposición física) o funcionales (interacción de las especies con dicha estructura) (Meiklejohn, Ament & Tabor, 2009). Una conectividad funcional adecuada favorece dispersión, recolonización y flujo genético, fortaleciendo la resiliencia. Por el contrario, su pérdida aumenta el riesgo de extinción (Rudnick et al., 2012). En contextos de cambio climático, la conectividad facilita desplazamientos hacia hábitats más adecuados para la supervivencia de especies (Crooks & Sanjayan, 2006). Esta gestión debe incorporar no solo las áreas protegidas, sino también la matriz circundante, reconociendo su papel en la conectividad funcional del paisaje (Meiklejohn, Ament & Tabor, 2009).

Dentro de las estrategias aplicadas para fomentar esta conectividad, los corredores biológicos han cobrado especial relevancia en paisajes fragmentados (Beier et al., 2008). Estos espacios permiten el tránsito de especies entre fragmentos de hábitat aislados, promoviendo procesos ecológicos y funcionales esenciales para la biodiversidad, como la dispersión, migración e intercambio genético (Rudnick et al., 2012). Los corredores biológicos, además cumplen un rol en la conexión de áreas protegidas y otros espacios críticos, integrándose en redes que fortalecen la funcionalidad global del paisaje (Hilty et al., 2021). Su efectividad, no obstante, depende del contexto y requiere validación empírica (Schmiegelow, 2008).

Las reservas de biosfera son áreas geográficas representativas que abarcan ecosistemas terrestres, marinos y costeros, incluyendo tanto sitios protegidos como territorios habitados por comunidades humanas que desarrollan actividades sustentables sin comprometer su valor ecológico (UNESCO, 2017). Tienen como objetivo integrar la conservación de la diversidad biológica, la búsqueda de un desarrollo económico y social, manteniendo a su vez los valores culturales asociados (UNESCO, 1995). En Chile, este enfoque se ve fortalecido por la Ley 21.600 o la Ley para la Naturaleza, que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP) y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) como los principales instrumentos institucionales para la conservación de la biodiversidad, promoviendo la preservación, restauración y

uso sustentable de ecosistemas terrestres, marinos y costeros (MMA, 2023). Esta normativa refuerza la coordinación intersectorial y la participación de las comunidades locales en la gestión del patrimonio natural, principios que se alinean con los objetivos y funciones de las reservas de biosfera (UNESCO, 2017). La importancia de crear y conservar estas áreas motivó, desde la década de 1970, a diversos actores a impulsar la protección del territorio andino de las regiones del Biobío y Ñuble, alcanzando hitos relevantes como la creación del Parque Nacional Laguna del Laja (1958), la Reserva Nacional Ñuble (1978) y el Santuario y Reserva Nacional Los Huemules de Niblinto durante la década de 1990 (CONAF, 2015). Posteriormente, en 2004 se conformó el Corredor Biológico Nevados de Chillán–Laguna del Laja, iniciativa que fue fortalecida mediante el Convenio Intersectorial de 2006 y que culminó con su declaratoria como Reserva de la Biosfera en 2011 (Universidad de Concepción, Centro EULA-Chile, 2019).

La Reserva de la Biosfera “Corredor Biológico Nevados de Chillán–Laguna del Laja” (CBNCLL) forma parte de un hotspot de biodiversidad y se caracteriza por ser una zona de transición entre el bosque esclerófilo y el bosque templado austral, fuertemente afectada por la alta densidad poblacional y la fragmentación ambiental derivada de la agricultura, ganadería y silvicultura intensiva (MMA, 2017; CONAF, 2015). Entre su biodiversidad destaca el huemul (*H. bisulcus*), además de alto endemismo de aves y plantas vasculares, y su reconocimiento

internacional como zona IBA y como Key Biodiversity Area (KBA) (Vila et al., 2006; KBA, 2025).

H. bisulcus es un cérvido endémico de Chile y Argentina. Su rango histórico se extendía entre los 34° y 54° S, pero distintas perturbaciones han provocado una reducción significativa, restringiéndolo actualmente entre la Región de Ñuble a la Región del Biobío y la Región de Los Lagos a la Región de Magallanes (Vila et al., 2006; Iriarte et al., 2017). Esta especie se encuentra clasificada en Peligro Crítico (CR) entre la Región del Ñuble y la Región del Biobío, mientras que desde la Región de Los Lagos hasta la Región de Magallanes se encuentra En Peligro (EN) (DS 44/2021 MMA) y también en peligro de extinción según la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. En Chile, *H. bisulcus* cuenta con protección legal a través de la Ley N° 19.473/1996, que prohíbe su caza, tenencia, posesión, captura, transporte y comercialización. Asimismo, desde 1979 forma parte del Apéndice I de CITES, y desde 1997 del Apéndice I de CMS. En 2006, el Ministerio de Agricultura de Chile lo declaró Monumento Natural (López et al., 2011).

La Reserva de la Biósfera CBNCLL alberga la población más septentrional de la especie, de gran importancia evolutiva por ser la única de los tres macrogrupos genéticos en ubicarse en Chile Central, dentro de la transición de las ecorregiones del bosque mediterráneo y bosque templado austral (Marín et al., 2013). Las estimaciones actuales indican que la población total de *H. bisulcus* no supera los 1.500 individuos entre Chile y Argentina, lo que refleja una reducción cercana al 99 % respecto de su abundancia histórica (MMA, 2021). Específicamente en Chile central, la población presenta un mayor riesgo de extinción debido a su bajo tamaño poblacional (menos de 100 individuos), la fragmentación de sus subpoblaciones y su aislamiento geográfico de más de 400 km de la población más cercana, ubicada en Argentina (Hinojosa et al., 2018; Povilitis, 1998; Vila et al., 2006; CONAF et al., 2009; Marín et al., 2013).

Aunque las poblaciones se encuentran protegidas dentro de áreas silvestres de la Reserva de la Biosfera CBNCLL, es fundamental resguardar también el hábitat fuera de estas. Esto debido a que la especie enfrenta múltiples amenazas, entre ellas proyectos de infraestructura y urbanización con débiles consideraciones de conservación, vulnerabilidad al cambio climático, prácticas ganaderas no sustentables, presencia de perros, actividades recreativas no compatibles, incendios forestales, prácticas forestales inadecuadas, presencia de ungulados exóticos y caza ilegal (MMA, 2022). Diversos autores destacan la pérdida, fragmentación y deterioro del hábitat como principales causas del declive

poblacional (Cabrera & Yepes, 1960; Redford & Eisenberg, 1992; López et al., 1998; Povilitis, 1998; Gill et al., 2008; Hinojosa & Ramírez, 2014). Estos riesgos subrayan la necesidad de implementar estrategias de conservación más allá de las áreas protegidas, especialmente en zonas de expansión donde coexisten actividades humanas y presencia potencial de *H. bisulcus*. Por esto resulta necesario desarrollar un modelo de conectividad potencial que permita conocer el estado de conectividad funcional de la especie en un paisaje intervenido, promoviendo el flujo genético y el movimiento entre diferentes áreas. Estas acciones son clave para mitigar los efectos de la fragmentación del hábitat y mejorar la conservación del *H. bisulcus* en Chile, asegurando que las estrategias implementadas sean efectivas y a largo plazo.

El objetivo general de esta investigación es generar un modelo de conectividad potencial de *Hippocamelus bisulcus* en la Reserva de la Biósfera Corredor Biológico Nevados de Chillán – Laguna del Laja.

En específico, se busca (i) construir un modelo de conectividad que identifique los nodos, las rutas de menor costo y corredores, (ii) identificar nodos y corredores prioritarios para proponer áreas de conservación (alta centralidad en

la red), e (iii) identificar cuellos de botella en la red de conectividad para proponer áreas de restauración de hábitat.

II METODOLOGÍA

2.1 Descripción del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Reserva de la Biosfera CBNCLL, la cual abarca una superficie total de 565.807 hectáreas distribuyéndose en ocho comunas. En la región de Ñuble, que abarca el 26,5% del área total, se incluyen las comunas de Pinto, San Fabián de Alico, Coihueco, El Carmen, Pemuco y Yungay. Por su parte, en la región del Biobío, que comprende el 6%, se encuentran las comunas de Antuco y Tucapel (Universidad de Concepción, Centro EULA-Chile, 2019). Geográficamente, el CBNCLL está ubicado entre los 36°20' y 37°40' de latitud sur, y los 71°07' y 71°40' de longitud oeste, Chile. El área presenta un carácter montañoso de altitud variable (800 - 3.000 m.s.n.m.). En relación con el clima posee una temperatura media anual de 5,0 a 10,0 °C, un índice de continentalidad de 10,2 a 13,0 °C, y precipitación anual entre 787 a 2116 mm (Luebert y Pliscoff 2006). El límite vegetal se presenta a 2700 m.s.n.m. y el límite arbóreo a 2100 m.s.n.m. (Pfanzelt et al. 2008). Este lugar es considerado un hotspot de biodiversidad donde se encuentran zonas de transición entre los ecosistemas de la ecorregión del bosque esclerófilo de la zona central y del bosque templado austral, que son el origen de la diversidad biológica existente

(Martinez-Harms et al., 2021; Luebert y Pliscoff 2006). La región es afectada por una alta densidad poblacional y una significativa fragmentación del hábitat, resultado de actividades como la agricultura, la ganadería y la silvicultura intensiva (CONAF, 2015). El CBNCLL alberga tres áreas del Sistema de Áreas Silvestres Protegidas del Estado de Chile (SNASPE), administradas por la Corporación Nacional Forestal (CONAF): Parque Nacional Laguna del Laja (11.890 hectáreas), Reserva Nacional Ñuble (75.078 hectáreas) y Reserva Nacional Los Huemules de Niblinto (2.023 hectáreas). A estas unidades se agrega el Santuario de la Naturaleza Los Huemules del Niblinto (7.852 hectáreas), declarado por el Ministerio de Educación a través del Consejo de Monumentos Nacionales y administrado por el Comité Nacional Pro-Defensa de la Fauna y Flora. A estos espacios se suma el Bien Nacional Protegido (BNP) Ranchillo Alto, el cual abarca aproximadamente 634 hectáreas. Adicionalmente, se reconocen esfuerzos de conservación provenientes del sector privado, destacando las Áreas de Alto Valor de Conservación (AAVC) implementadas por empresas forestales. Forestal Arauco S.A. mantiene el AAVC “Huemules de Ñuble”, con una superficie aproximada de 12.331 hectáreas, mientras que Forestal Mininco destina 4.601 hectáreas al AAVC “Rucamanqui”.

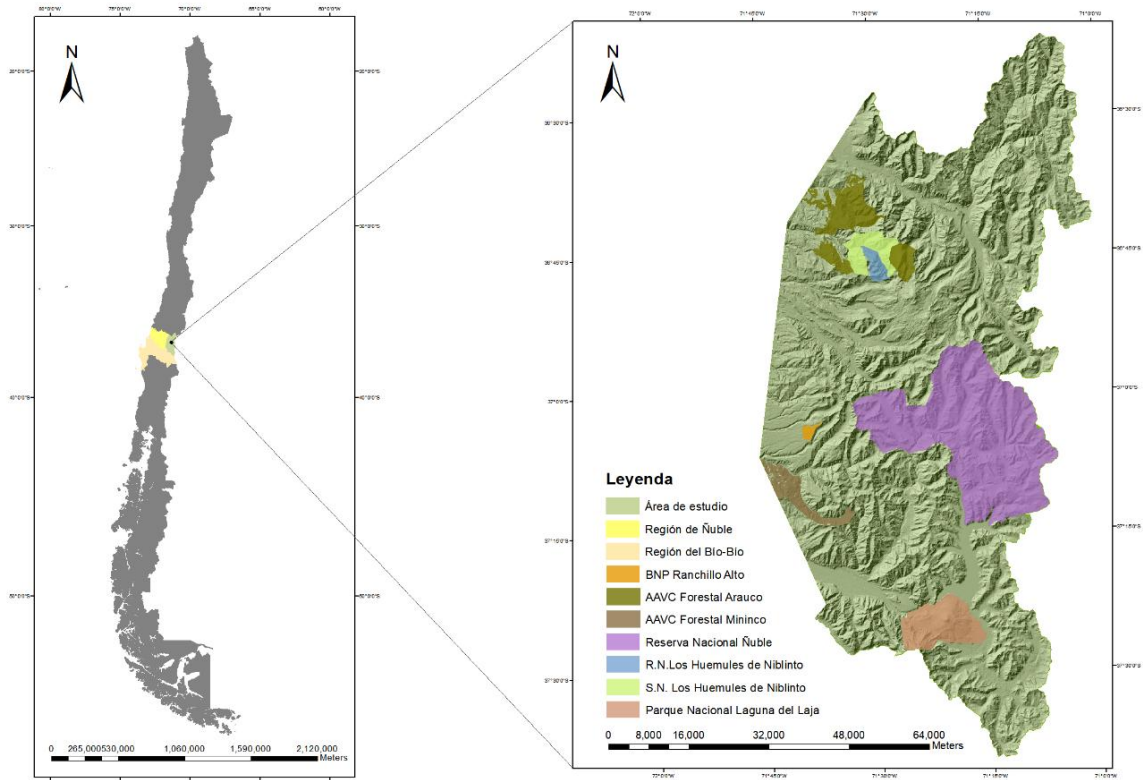


Figura 2.1. Área de estudio correspondiente a la Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán - Laguna del Laja

En el área de estudio (Figura 2.2), la cobertura predominante correspondió al bosque nativo semidenso, que abarcó el 30,91% del total, seguido por la cobertura de suelo desnudo permanente que concentró un 30,84%. El bosque nativo denso representó un 12,62%, mientras que el matorral abierto y pradera abierta ocuparon un 5,85% y 4,45% respectivamente. Las plantaciones forestales abarcaron un 3,97%, y las praderas semidensas, un 3,54%. El bosque

nativo abierto cubrió el 2,99% del área, seguido por zonas de nieve (2,43%) y cuerpos de agua (1,10%). Por último, las coberturas con menor superficie fueron agrícola (0,98%), matorral semidenso (0,30%), incendios (0,02%) y áreas urbanas. Estos valores se obtuvieron a partir del *raster* de coberturas y uso de suelo empleado en este estudio.

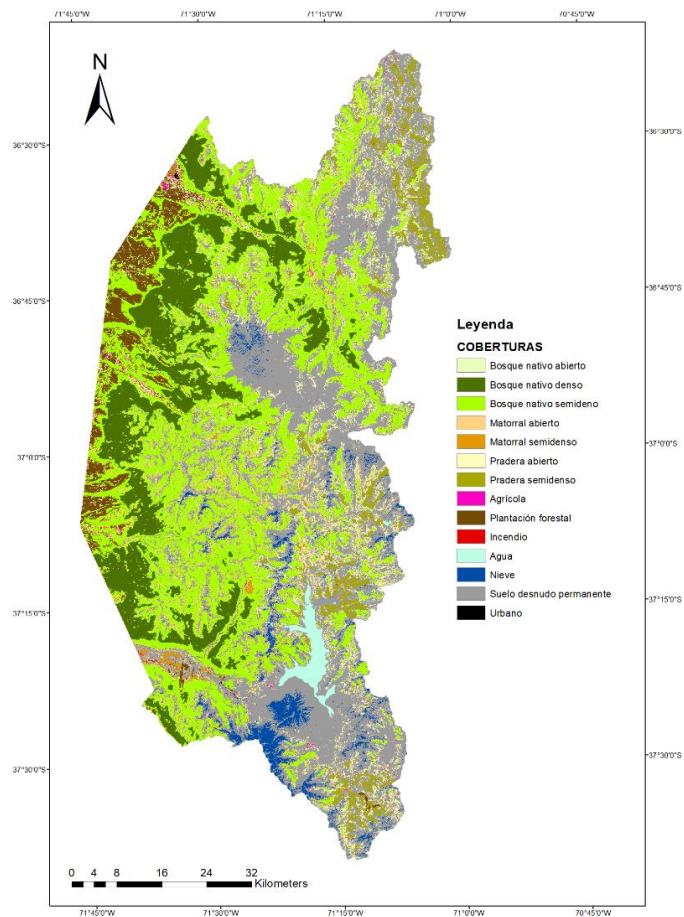


Figura 2.2. Distribución de las coberturas y usos de suelos de la Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán - Laguna del Laja

2.2 Hábitat y requerimientos de hogar *Hippocamelus bisulcus*

H. bisulcus se encuentra principalmente en bosques templados dominados por *Nothofagus pumilio* y en terrenos escarpados de montaña, con la presencia de áreas rocosas y de elevadas pendientes (Gill et al., 2008). Esto se debe a que estas zonas ofrecen una amplia variedad de especies vegetales para su alimentación y proporcionan refugio frente a posibles depredadores (Saucedo, 2016). Se trata de una especie asociada a ecotonos, ocupando tanto sectores boscosos como áreas abiertas, lo que le permite disponer de hábitats de forrajeo, refugio y desplazamiento (López et al., 2005; Frid, 2001). Los estudios de telemetría y observaciones directas han reportado valores de rango hogar para *H. bisulcus* que varían entre 269 y 656 hectáreas, con desplazamientos generalmente inferiores a 1 km, aunque en ocasiones excepcionales pueden alcanzar hasta 8 km (Díaz & Smith-Flueck, 2000; Garay et al., 2016; Gill et al., 2008; Morales Cárdenas, 2013; Strappa, 2018). En la zona de Nevados de Chillán *H. bisulcus* prefiere sitios con pendientes de entre 30 y 40 grados, exposición solar hacia el norte, y altitudes superiores a los 1750 m (Povilitis, 2002). Debido a las duras condiciones invernales, *H. bisulcus* presenta migraciones estacionales, desplazándose a zonas de mayor altitud en primavera y verano, y descendiendo a áreas boscosas más bajas en invierno, por debajo del límite de la nieve (Gill et al., 2008).

Como apoyo metodológico, se incluyeron puntos de presencia de *H. bisulcus* facilitados por el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile. Estos registros fueron de gran relevancia tanto para identificar las áreas de ocurrencia de la especie como para validar la precisión del modelo de conectividad propuesto.

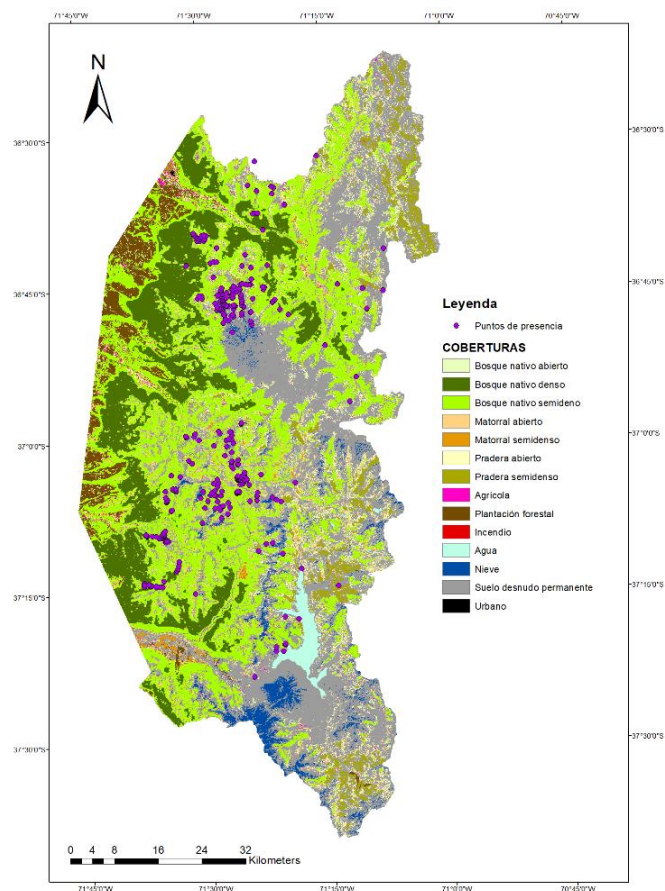


Figura 2.3. Puntos de presencia de *H. bisulcus* en la Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán - Laguna del Laja

2.3 Generación del modelo de conectividad

Para desarrollar el modelo de conectividad potencial, se utilizó el software *ArcGIS 10.8* en conjunto con la extensión *Linkage Mapper*. La información espacial, en formato vectorial y raster, necesaria para trabajar con el modelo de conectividad fue adquirida desde diversas fuentes tanto públicas como privadas. Se empleó un archivo *raster* con la información sobre coberturas y usos del suelo del área de estudio del año 2023, otorgado por el Laboratorio de Ecología de Paisaje de la Universidad de Concepción, el cual se reclasificó en *ArcGIS* para unificar las coberturas bosque nativo adulto, bosque achaparrado y bosque secundario (renoval) en un mismo valor, así como matorral y pradera en valores separados, dejando el resto como fondo. Posteriormente, cada una de estas capas se procesó en *Guidos Toolbox* mediante la opción *Fragmentation-FAD (6-class)*, que midió la densidad de bosque alrededor de cada píxel y lo clasificó según su porcentaje de cobertura (*Rare, Patchy, Transitional, Dominant, Interior, Intact*), facilitando la interpretación del grado de fragmentación o continuidad (Vogt & Riitters, 2017). Luego el mapa *raster* resultante se importó a *ArcGIS*, donde se reclasificó en tres categorías por densidad de cobertura (abierto, semidenso y denso) agrupando *Rare + Patchy, Transitional + Dominant* e *Interior + Intact*, respectivamente. Además de este mapa, que corresponde a la variable de cobertura y uso de suelo, se utilizaron otras que abarcaron factores que

influyeron en el movimiento de la especie, tales como la distancia a asentamientos humanos, distancia a caminos y elevación a partir de los cuales se elaboraron los mapas de hábitats idóneos presentes en el paisaje.

2.4 Elección de nodos

La definición de nodos es esencial en el modelado de la conectividad, ya que estos representan áreas donde se concentran comunidades, especies y otros recursos naturales clave para la conservación (Zuluaga et al., 2017). Los nodos se establecen basándose en las características estructurales del paisaje y los requisitos mínimos del hábitat de la especie focal, incluyendo el tipo de cobertura, el tamaño y la proximidad entre ellos. Para crear el mapa de nodos o parches de hábitat idóneo, esenciales para modelar la conectividad potencial, se emplearon datos de rango de hogar y los requerimientos de hábitat específicos de la especie (McRae y Kavanagh, 2011). Para el presente trabajo, se determinó que la superficie mínima requerida en la zona centro-sur de Chile es de al menos 500 hectáreas (Becerra, 2018). A partir de este umbral y de los criterios de selección de hábitat definidos en este estudio, con base en consulta a expertos (Apéndice, Tabla B.1), se consideraron como adecuados aquellos parches cuya superficie total, resultante de la suma de las coberturas de bosque nativo abierto, bosque

nativo semidenso, pradera abierta, pradera semidensa, matorral abierto y matorral semidenso, iguala o supera dicho valor. Posteriormente, a los nodos identificados se les asignaron nombres descriptivos asociados a su ubicación geográfica, denominación propuesta por el profesor guía Rodrigo López con el propósito de facilitar su identificación y orientación durante eventuales prospecciones en terreno (Apéndice, Tabla A.1).

2.5 Matriz de resistencia

Otro requerimiento para modelar la conectividad ecológica es la matriz de resistencia, definida como un modelo que asigna a cada píxel un valor representativo del costo, dificultad o riesgo que enfrenta una especie al moverse a través de esa celda, incorporando factores como la topografía, uso del suelo y la proximidad a infraestructuras humanas (Zeller et al., 2012). Para la elaboración de la matriz de resistencia se consideraron variables clave que influyen en el desplazamiento de *H. bisulcus*, entre ellas: (i) capacidad de la cobertura y uso del suelo de facilitar o impedir el desplazamiento de la especie, (ii) distancia a asentamientos humanos, (iii) distancia a caminos y (iv) elevación. Las cuantificaciones de cada una de estas variables en el paisaje se realizaron mediante estimaciones extraídas de información bibliográfica y consulta a

expertos (Apéndice, Tabla B.1). Los valores asignados fueron en una escala de 0 a 100, donde 0 = sin resistencia y 100 = alta resistencia.

2.5.1 Resistencia en función de la cobertura y uso de suelo

La resistencia de las coberturas de uso del suelo fue evaluada mediante una consulta a expertos (Apéndice, Tabla B.1). Se trabajó con 13 tipos de coberturas y usos de suelo, a los cuales se asignaron valores de resistencia en una escala de 1 a 100 (Figura 2.2, Tabla 2.1). Este proceso permitió identificar las coberturas con mayor resistencia para la especie, así como aquellas más permeables.

Tabla 2.1. Valores de resistencia para coberturas y uso de suelo (0 = sin resistencia; 100 = alta resistencia).

Cobertura y uso de suelo	Valor resistencia
Bosque nativo abierto	0
Bosque nativo semidenso	30
Bosque nativo denso	70
Matorral abierto	5
Matorral semidenso	25
Pradera abierto	10
Pradera semidenso	30
Agrícola	100
Plantación	80
Incendio	100
Agua	15
Suelo desnudo permanente	70
Urbano	100

2.5.2 Resistencia en función de la proximidad a asentamiento humano

La expansión urbana y el establecimiento de poblados desplazaron a *H. bisulcus* hacia zonas cordilleranas de difícil acceso, lo que degradó su hábitat y lo confinó a sectores de gran altitud donde la presencia humana es limitada (Iriarte et al., 2017). La proximidad a asentamientos representa una amenaza significativa por la pérdida de cobertura vegetal, la competencia por alimento con ganado y la degradación del entorno causada por el sobrepastoreo. A esto se suma el hostigamiento de perros domésticos, que pueden actuar como depredadores, generar estrés y limitar su uso de áreas que, pese a reunir condiciones adecuadas, se encuentran próximas a estas perturbaciones (Povilitis, 2002). Para incluir este factor en el modelo de conectividad, se utilizó la herramienta *Euclidean Distance*, con datos geospaciales de asentamientos humanos proporcionados por el Instituto Nacional de Estadísticas (INE). Este análisis generó un *raster* que midió la distancia desde los asentamientos y luego fue clasificado en cinco clases (Figura 2.4). Finalmente, estas clases fueron valoradas en niveles de resistencia (Tabla 2.2) con base en la consulta a expertos (Apéndice, Tabla B.1) y el análisis de una tesis previa realizada por Becerra (2018).

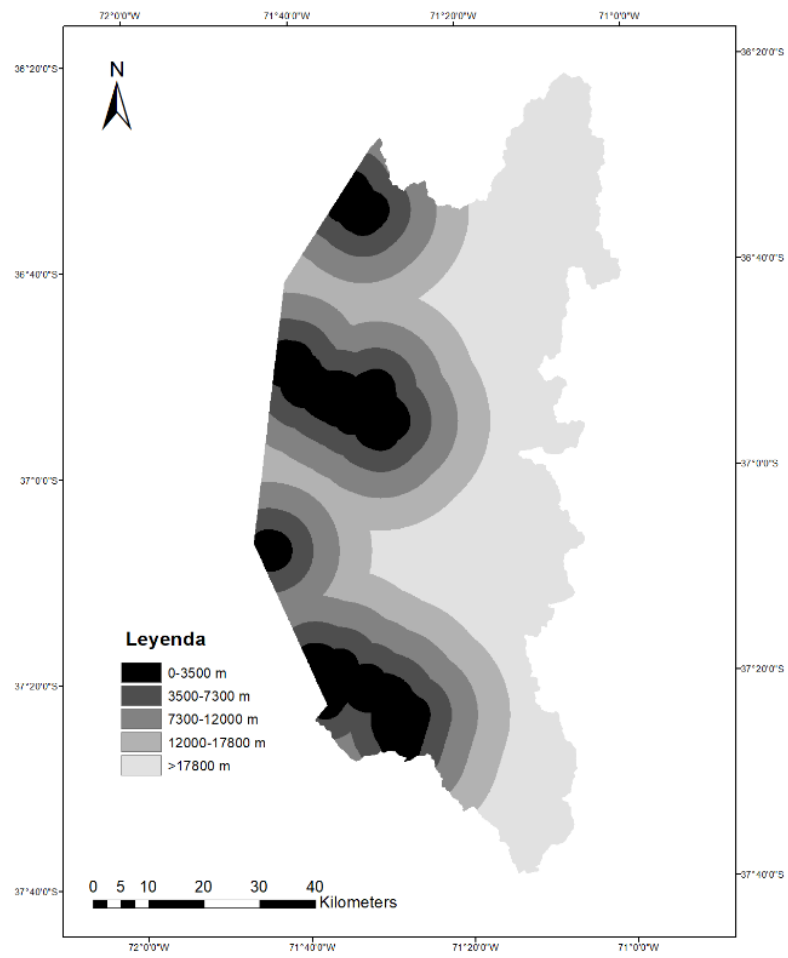


Figura 2.4. Modelo de distancia a asentamientos urbanos como indicador de resistencia

Tabla 2.2. Valores de resistencia para cada intervalo de asentamientos (0 = sin resistencia; 100 = alta resistencia).

Distancia a zonas urbanas (m)	Valor de resistencia
0 - 3500	100
3500 - 7300	80
7300 - 12000	60
12000 - 17800	40
>17800	20

2.5.3 Resistencia en función de distancia a caminos

El aumento de la población humana ha traído diversas amenazas para la especie y su hábitat. Entre ellas destaca en tiempos recientes la muerte por atropello en caminos públicos, tanto dentro como fuera de áreas protegidas, debido a la alta velocidad de los vehículos (Aldridge et al., 2005). Esta problemática, sumada a la presencia de perros asilvestrados cerca de las carreteras, ha llevado a considerar la distancia a los caminos como un factor importante en el diseño de la matriz de resistencia para la especie. Para incluir este factor en el modelo de conectividad, se utilizó la herramienta *Euclidean Distance*, con base en datos geoespaciales de red vial proporcionados por el Instituto Nacional de

Estadísticas (INE). Este análisis generó un *raster* que midió la distancia desde los caminos y luego fue clasificado en cinco clases (Figura 2.5). Finalmente, estas clases fueron valoradas en niveles de resistencia (Tabla 2.3) con base en la consulta a expertos (Apéndice, Tabla B.1) y el análisis de una tesis previa realizada por Becerra (2018).

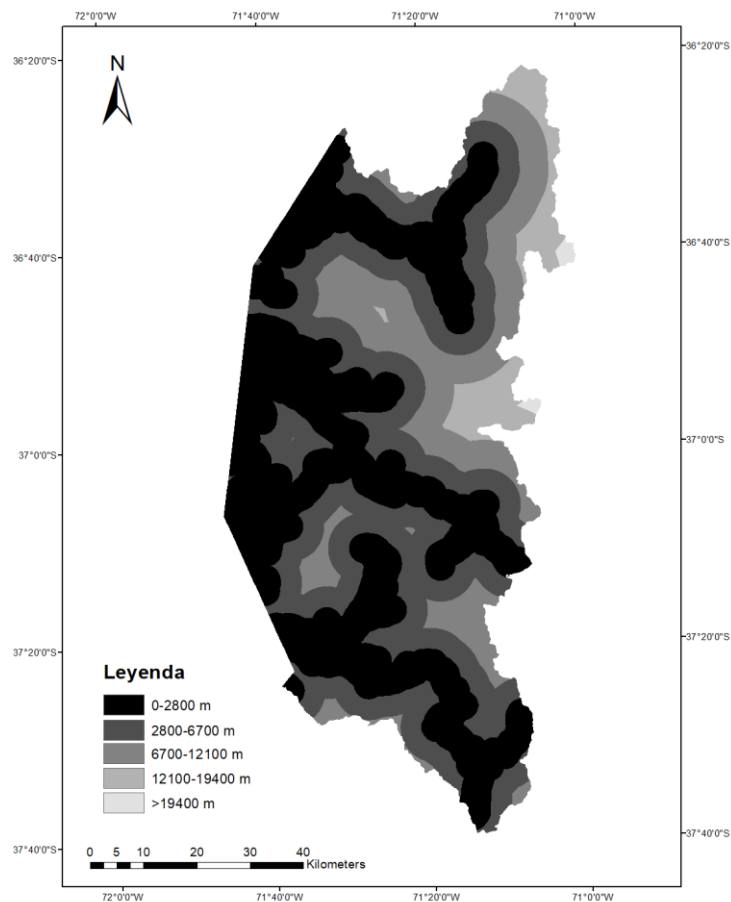


Figura 2.5. Modelo de distancia a caminos como indicador de resistencia

Tabla 2.3. Valores de resistencia para cada intervalo de caminos (0 = sin resistencia; 100 = alta resistencia).

Distancia a caminos (m)	Valor de resistencia
0 - 2800	100
2800 - 6700	80
6700 - 12100	60
12100 - 19400	40
>19400	20

2.5.4 Resistencia en función de la elevación

Otro factor considerado es la elevación, ya que, según expertos y la revisión bibliográfica, los individuos prefieren sitios con pendientes de entre 30 y 40 grados y altitudes mínimas de 1.750 m.s.n.m. (Povilitis, 2002). Para este estudio se utilizó un modelo digital de elevación (*DEM*) obtenido de IDE Chile (Figura 2.6), el cual fue clasificado en siete categorías, a las que posteriormente se asignaron valores de resistencia (Tabla 2.4) con base en la consulta a expertos

(Apéndice, Tabla B.1) y el análisis de una tesis previa realizada por Ramírez (2024).

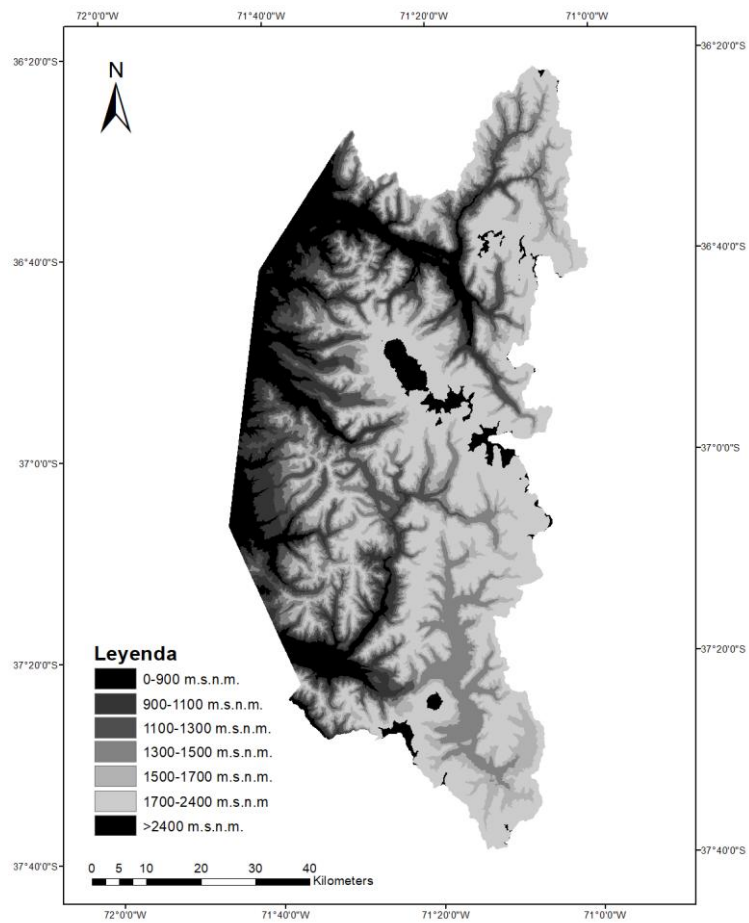


Figura 2.6. Modelo de elevación como indicador de resistencia

Tabla 2.4. Valores de resistencia para cada intervalo de elevación (0= sin resistencia, 100= alta resistencia).

Rango de elevación (m.s.n.m.)	Valor de resistencia
<900	90
900 - 1100	60
1100 - 1300	40
1300 - 1500	30
1500 - 1700	20
1700 - 2400	0
>2400	90

2.5.5 Matriz de resistencia

Para la generación de la matriz de resistencia, se integraron las capas previamente valorizadas según su influencia en el desplazamiento de *H. bisulcus*, mediante la herramienta *Raster Calculator* en *ArcGIS*. Este procedimiento permitió combinar la información espacial en un único *raster*

continuo que representó distintos niveles de resistencia en el paisaje. Este mapa sirvió como base para el desarrollo del modelo de conectividad.

2.6 Modelo de conectividad potencial

El análisis de conectividad potencial para la fauna silvestre puede llevarse a cabo mediante modelos basados en rutas de mínimo costo y la teoría de circuitos eléctricos (McRae y Kavanagh, 2011). El primer modelo se enfoca en identificar los caminos con la distancia de costo más baja entre nodos predefinidos, lo que permite determinar la ruta más eficiente entre fuentes y destinos (Etherington, 2016). Por su parte, la teoría de circuitos aplica nodos eléctricos para representar fragmentos de hábitat, y las resistencias entre ellos indican conexiones funcionales del paisaje, como la dispersión de especies (McRae et al., 2008). Para generar estos modelos, se utilizó la extensión *Linkage Mapper* de *ArcGIS*, que proporcionó herramientas para generar superficies *raster* de conectividad de especies y calcular distintas métricas de evaluación. Estas permitieron visualizar rutas de menor costo, centralidad de los nodos, potenciales corredores y cuellos de botella.

2.7 Generación de las rutas de menor costo y los corredores biológicos

Build Network and Map Linkages es una de las herramientas que emplea la capa de nodos con superficie mayor o igual a 500 ha y el *raster* de la matriz de resistencia para localizar y trazar las conexiones entre ellos (McRae y Kavanagh, 2011). Su método consiste en identificar nodos cercanos para formar una red, utilizando la proximidad entre ellos y los datos de distancia disponibles. De acuerdo con lo anterior, en este estudio se calcularon las distancias de costo ponderado (que ponderaron la resistencia o el costo de desplazarse por una determinada distancia) y las rutas de menor costo, generando un mapa que mostró los corredores más eficientes entre los nodos de hábitat idóneo para *H. bisulcus* (McRae y Kavanagh, 2011).

2.8 Centralidad de los nodos

Se utilizó la herramienta *Centrality Mapper*, que analiza las redes de enlaces resultantes del paso anterior y calcula la "centralidad del flujo actual" a través de estas conexiones (McRae, 2012b). Esta centralidad mide la importancia de los enlaces y nodos para mantener la conectividad de la red, de modo que las

uniones con mayor flujo de movimiento presentan una centralidad más alta. Esta métrica resulta especialmente útil para reconocer áreas prioritarias donde es necesario conservar el hábitat de una especie (Martínez-Martí y Sainz-Martínez, 2016).

2.9 Cuellos de botella

Se utilizó la herramienta *Pinchpoint Mapper* con el objetivo de identificar zonas del paisaje donde el flujo de corriente es elevado, pero se concentra en áreas muy estrechas. Estos puntos, conocidos como cuellos de botella o puntos críticos, corresponden a corredores con alta centralidad que se encuentran en áreas clave donde la conexión podría romperse y comprometer la funcionalidad de toda la red de conectividad (McRae, 2012b). Los puntos identificados sirvieron para determinar sitios prioritarios para la restauración ecológica y la preservación de los corredores biológicos.

III RESULTADOS

3.1 Nodos o parches de hábitat idóneos

Se identificaron un total de 23 nodos que conformaron la red de conectividad (Apéndice, Tabla A.1, Figura 3.1), los cuales sumaron una superficie total de 198.012,6 hectáreas, lo que correspondió al 34,64% del área total de estudio (571.601,07 ha). El nodo de mayor tamaño correspondió al nodo 16, asociado al cordón montañoso Las bravas – Piedra de Mesa (Apéndice, Tabla A.1) con una superficie de 111.616,02 hectáreas, lo que representó el 56,3% de la superficie total de los nodos y el 19,53% del área de estudio. Le siguieron en superficie los nodos 4 (21.103,02 ha), 14 (14.150,07 ha) y 19 (11.765,88 ha), siendo los únicos cuatro nodos que superaron las 10.000 hectáreas. De los 23 nodos identificados, 16 presentaron superficies superiores a 1.000 hectáreas, mientras que los siete restantes se ubicaron entre las 500 y 1.000 hectáreas. Del total del área de estudio un 15,53% corresponde a superficies bajo protección oficial mediante el sistema SNASPE (88.784,62 ha). A esto se suma el SN Los Huemules de Niblinto y el BNP Ranchillo Alto, además de las AAVC de Forestal Arauco y Forestal Mininco, lo que en conjunto totaliza 114.409 hectáreas equivalentes al 20,2% del área total de estudio. Por su parte, los nodos de conectividad ocuparon

el 34,64% del área (198.012,6 ha), de los cuales un 16,61% (32.887,01 ha) se encontró dentro de áreas protegidas. En cuanto a la validación con los registros de presencia de *H. bisulcus*, se observó que un 54,4% de los puntos se ubicaron dentro de los nodos identificados, lo que reforzó su relevancia como áreas de hábitat efectivas para la especie. Además, un 47,5% de los registros se localizó dentro de áreas bajo protección, tanto públicas como privadas.

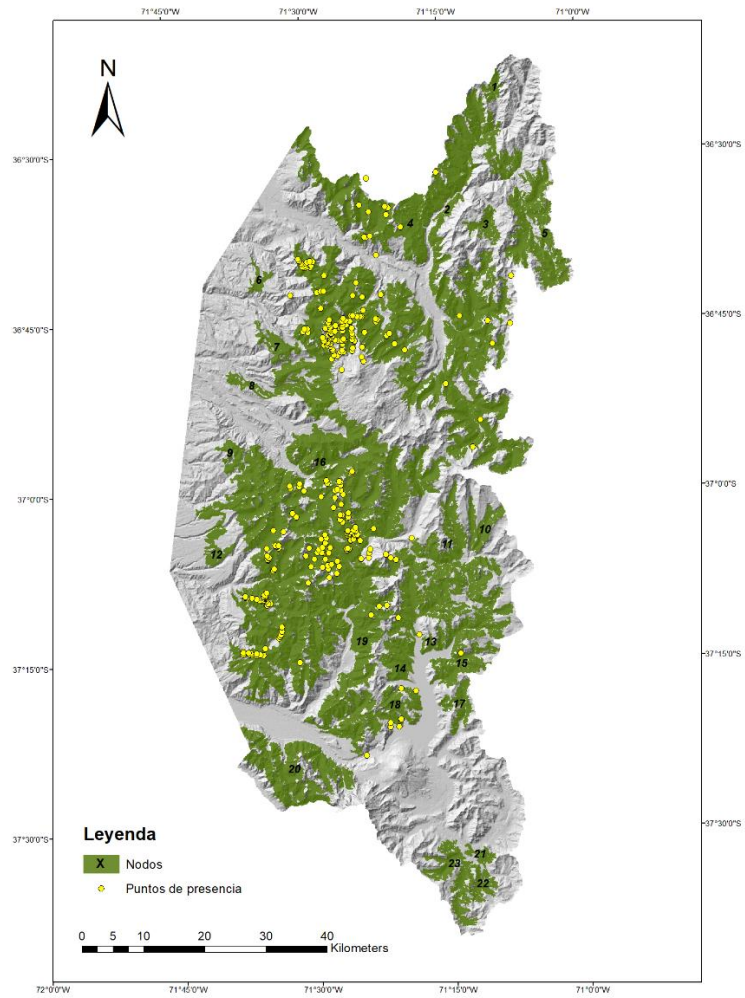


Figura 3.1. Nodos o parches de hábitat idóneos para *H. bisulcus* en el área de estudio

3.2 Mapa de resistencia

Una vez realizada la combinación de capas mediante la herramienta *Raster Calculator* en *ArcGIS*, se generó un *raster* continuo que representó los distintos niveles de resistencia en el paisaje para *H. bisulcus* (Figura 3.2). En esta operación se combinaron las capas de resistencia en función de la cobertura y uso del suelo, distancia a asentamientos humanos (Figura 2.4), distancia a caminos (Figura 2.5) y elevación (Figura 2.6). Las zonas de color morado son aquellas que ofrecen mayor resistencia al movimiento de la especie, correspondiendo a áreas donde hay menor distancia a ciudades, menor distancia a caminos y coberturas de suelo correspondiente a urbano, plantación forestal y agrícola. Por otro lado, las zonas de color amarillo representan áreas que ofrecen nula resistencia al movimiento de la especie en el paisaje. Estas corresponden a las zonas con mayor distancia a ciudades, mayor distancia a caminos y cobertura de bosque nativo abierto-semidenso, pradera y matorral.

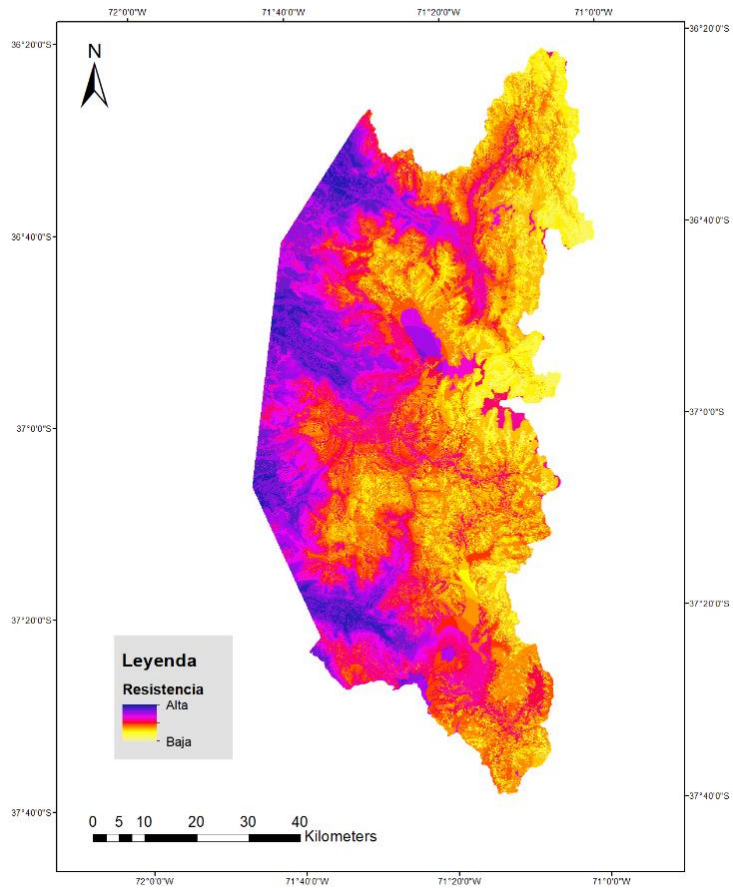


Figura 3.2. Representación de la matriz de resistencia

3.3 Corredores y rutas de menor costo

Para el análisis de conectividad potencial se obtuvo un total de 48 rutas de menor costo (Figura 3.3). La ruta más larga fue la número 39, con 21,77 km y una distancia euclidiana de 17,82 km, mientras que la más corta correspondió al número 32, con 0,042 km y una distancia euclidiana de 0,03 km. En conjunto, las

distancias euclidianas oscilaron entre 17,82 km y 0,03 km, mientras que las distancias de costo ponderado variaron entre 3931,31 km (RMC 38) y 5,52 km (RMC 32) (Apéndice, Tabla C.1). A partir de esta red de rutas se identificó un único componente, conformado por 23 nodos interconectados.

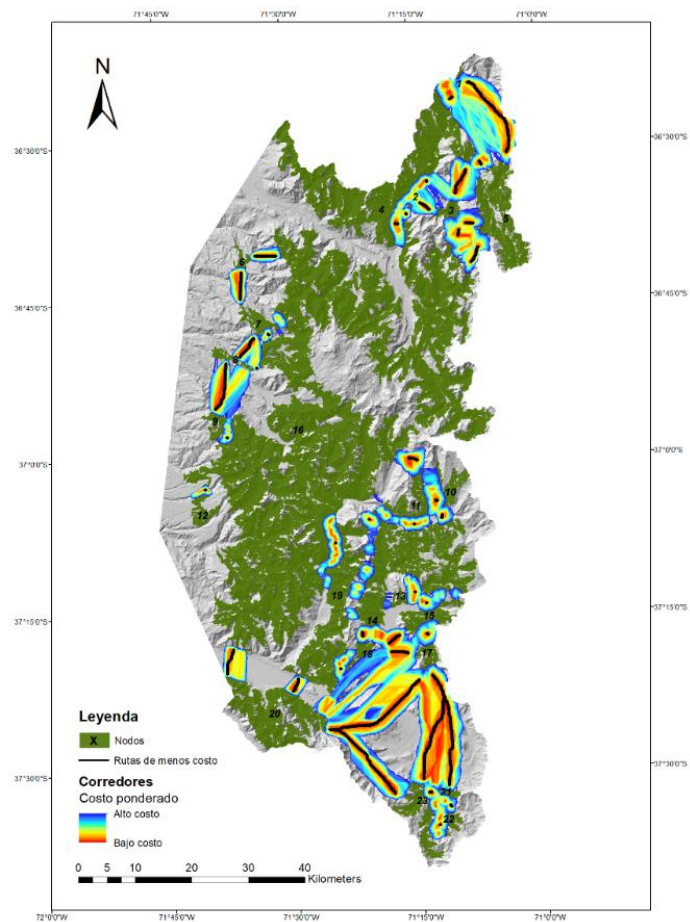


Figura 3.3. Red de conectividad potencial de *H. bisulcus*

3.4 Centralidad de nodos y rutas de menor costo

A partir del análisis de la red resultante se obtuvieron los valores de centralidad correspondientes a los nodos y rutas de menor costo (Figura 3.4). El nodo 16 registró el valor de centralidad más alto (185,55) y una superficie de 111.616,02 ha, lo que lo convirtió en el nodo más estratégico en términos de conectividad del paisaje. Le siguieron los nodos 19 (147,75; 11.765,88 ha) y 14 (135,81; 14.150,07 ha), todos localizados en el sector centro-oriente del área de estudio. En contraste, los nodos 12, 13 y 9 registraron los valores más bajos de centralidad dentro del conjunto analizado, con cifras iguales o cercanas a 22 y superficies entre 589,5 y 1.275,39 ha.

Respecto a las rutas, la de mayor centralidad fue la que conectó los nodos 16 y 19, con un valor de 120,76, una longitud de 0,06 km y un costo ponderado de 12,23 km. Le siguió en importancia la ruta que conectó los nodos 14–19, con una centralidad de 102,21 y longitud de 0,042 km; luego estuvo la ruta que conectó los nodos 14–15, con 73,37 de centralidad y longitud de 0,042 km; y finalmente las rutas que conectaron los nodos 15–17, con 58,79 de centralidad y 0,326 km de longitud. Todas se ubicaron en el mismo sector centro-oriente del área de estudio. Estas conexiones conformaron un eje estructural prioritario en la conectividad potencial del paisaje modelado (Apéndice, Tablas C.1 y C.2).

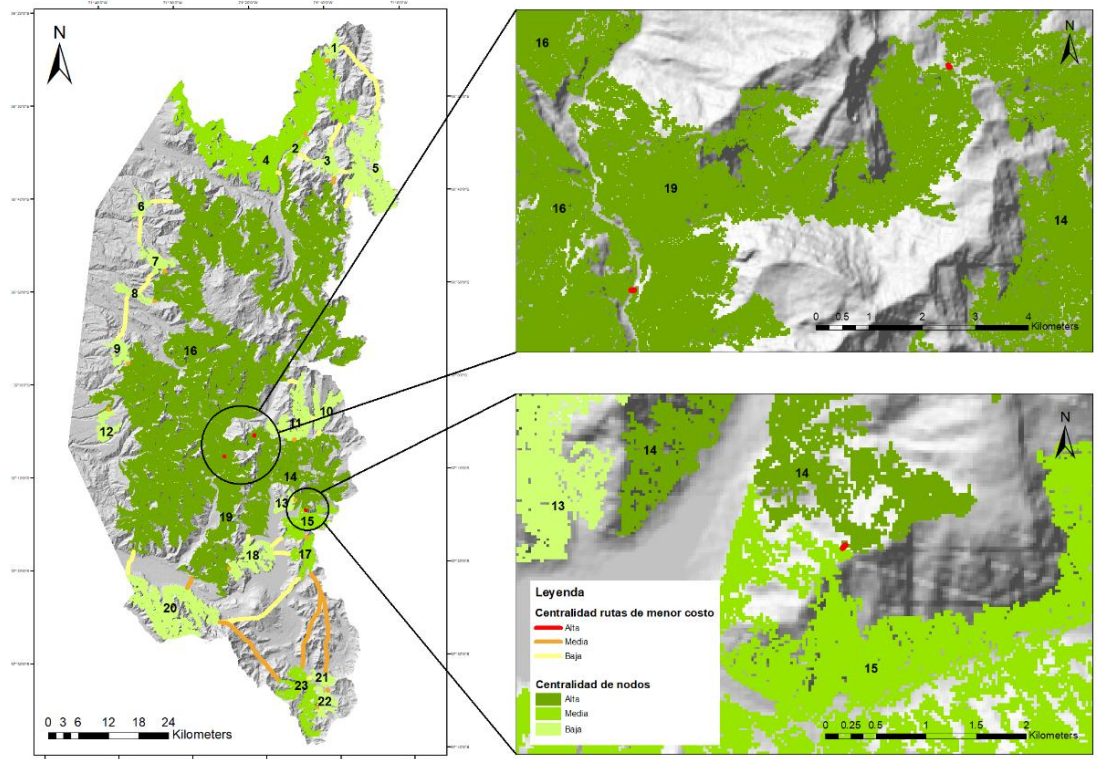


Figura 3.4. Centralidad de nodos y rutas de menor costo

3.5 Puntos crítico o cuellos de botella

Se identificaron puntos críticos en múltiples rutas, algunas de las cuales presentaron pequeños segmentos que alcanzaron valores altos de cuellos de botella, aunque no abarcaron la totalidad de la trayectoria. En este contexto, se distinguieron conexiones que concentraron la mayor criticidad dentro del

corredor biológico. En el sector norte, las áreas más sensibles se localizaron en las rutas que conectaron los nodos 2–3 y 3–16. En el sector noroeste, el nodo 6 presentó dos rutas de enlace, una hacia el nodo 7 y otra hacia el nodo 16, ambas con presencia de puntos críticos de alta intensidad. En el sector centro-oriente, destacó la conexión entre los nodos 10 y 14, donde se concentró la mayor criticidad. Finalmente, en el sector sur, la mayor restricción ocurrió en la ruta que conectó los nodos 20 y 23.

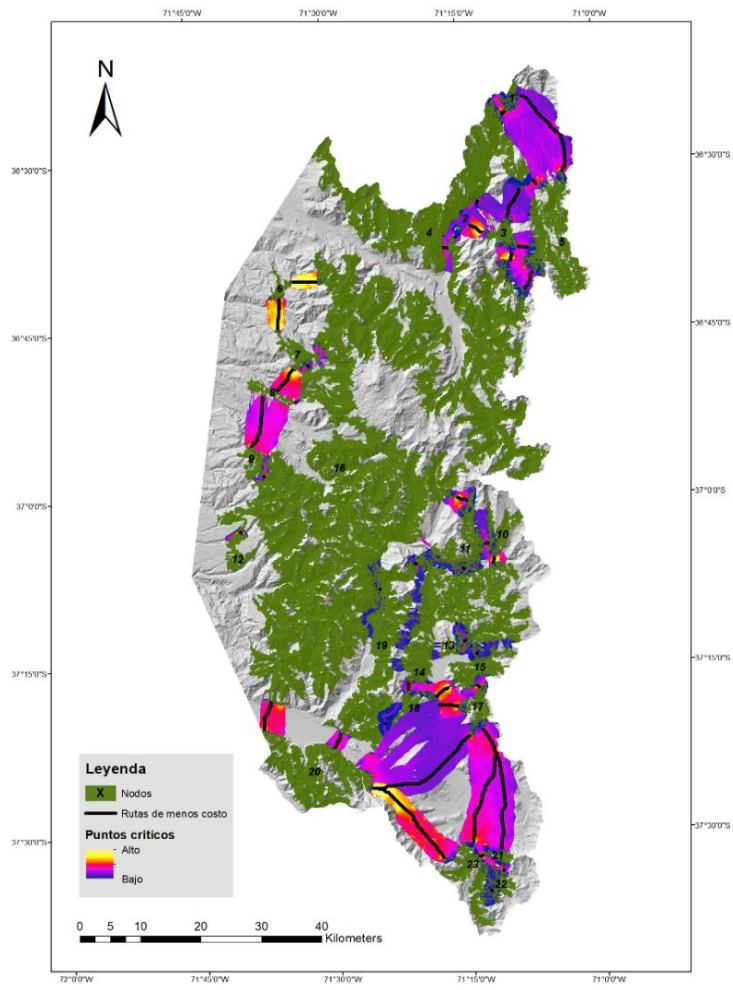


Figura 3.5. Cuellos de botella en los corredores de la red de conectividad de *H. bisulcus*

IV DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio evidenciaron la presencia de 23 nodos o parches de hábitat idóneo para *H. bisulcus*, los cuales representan el 34,64% de la superficie total analizada. De estos nodos, solo 11 se superponen parcialmente con áreas bajo protección, incluyendo unidades del SNASPE, el SN Los Huemules del Niblinto, el BNP Ranchillo Alto y las AAVC de Forestal Arauco y Forestal Mininco. En conjunto, estas áreas abarcan 38.666 hectáreas, equivalentes al 19,5% de la superficie total de los nodos, lo que evidencia una contribución significativa tanto del manejo público como privado en la conservación del hábitat de la especie. En consecuencia, cerca del 80,5% de la superficie de los nodos se encuentra fuera de las actuales áreas de protección, lo que constituye un desafío crítico para mantener la conectividad funcional de *H. bisulcus* a largo plazo. En este contexto, destaca el nodo 16 (Cordón montañoso Las bravas – Piedra de Mesa) (Apéndice, Tabla A.1), el cual se posiciona como el nodo de mayor centralidad dentro de la red. Este nodo no solo presenta la mayor superficie de hábitat idóneo, sino que también cumple una función estructural y funcional clave en la conectividad del paisaje actuando como punto de convergencia de múltiples rutas (por ej., conexiones con los nodos 3, 6, 13 y 18). Además, este nodo coincide con sectores históricamente

ocupados por la especie, según registros recientes reportados por el Plan RECOGE del huemul en la zona de los Nevados de Chillán (MMA, 2022) lo que confirma su relevancia como área núcleo prioritaria, esencial tanto para la conservación del hábitat como para mantener el flujo ecológico entre sectores. Sin embargo, a pesar de su importancia ecológica, solo el 20,2% de su superficie se encuentra bajo protección legal, lo que representa una limitante significativa desde el punto de vista de conservación a largo plazo considerando las amenazas presentes en el paisaje como incendios forestales, prácticas ganaderas no sustentables, proyectos de infraestructura, cacería ilegal y presencia de perros asilvestrados (MMA, 2022). Si bien esta porción protegida facilita su gestión desde una perspectiva institucional, resulta fundamental ampliar su superficie bajo protección legal y asegurar su funcionalidad mediante acciones de manejo que consideren la heterogeneidad de la matriz. El Plan RECOGE del huemul (MMA, 2022) reconoce esta necesidad a través de su Línea de Acción 2.2, que busca "potenciar un sistema conectado de áreas protegidas públicas, privadas y/o con manejo sustentable", así como mediante acciones específicas destinadas a elaborar mapas de predios privados prioritarios (2.2.1) e implementar acuerdos de conservación con privados (2.2.3). En este sentido, se vuelve prioritario garantizar la conectividad con los nodos periféricos, mediante la restauración ecológica y control de amenazas que permitan mantener corredores ecológicos funcionales, crear zonas de amortiguamiento en los nodos más expuestos y la implementación de estrategias

de manejo adaptativo en zonas clave de la red (Lindenmayer y Fischer, 2007; Liu y Taylor, 2006).

De manera complementaria, el análisis de cuello de botella mostró que el movimiento de la especie se ve restringido a sectores del paisaje donde el flujo queda concentrado debido a la alta resistencia de la matriz circundante, lo que genera puntos con muy pocas alternativas de paso y que funcionan como verdaderos cuellos de botella para la conectividad. Estos sectores adquieren una alta relevancia ecológica, ya que su pérdida o degradación, entendida como la reducción de cobertura vegetal, la fragmentación del hábitat o la intervención antrópica, puede comprometer de manera significativa la conectividad funcional de *H. bisulcus* (Bennett, 1999). La presencia de estos cuellos de botella dentro del corredor biológico indica que la continuidad del movimiento depende de segmentos específicos del paisaje, aumentando la vulnerabilidad de la conectividad frente a cambios en el uso del suelo y presiones antrópicas. En este contexto, la identificación y resulta clave para mantener fundamental para el flujo ecológico y reducir el riesgo de aislamiento poblacional (Cushman et al., 2013; Martínez-Martí & Sainz-Martínez, 2016).

En contraste con la importancia del nodo 16 (Cordón montañoso Las Bravas – Piedra de Mesa (Apéndice, Tabla A.1), el nodo 6 aparece completamente desprovisto de registros de presencia y, sin embargo, presenta rutas de conexión con alto valor de cuello de botella, principalmente hacia los nodos 7 y 16. Estas rutas atraviesan bosque nativo denso, una matriz que, pese a su valor ecológico, puede incrementar la resistencia al movimiento cuando presenta sotobosque denso o una baja heterogeneidad estructural, reduciendo la permeabilidad del paisaje para el desplazamiento de la especie (Zeller et al., 2012). En este contexto, más que acciones de restauración ecológica, se recomienda la implementación de medidas de manejo estructural del hábitat orientadas a la especie, tales como intervenciones de baja intensidad que faciliten el desplazamiento de la especie a escala local, sin generar fragmentación del bosque ni comprometer su integridad ecológica (Vogt & Riitters, 2017).

En la zona norte se identificaron cuellos de botella entre los nodos 2–3 y 3–16, cuyas rutas atraviesan una matriz de suelo desnudo permanente, una cobertura caracterizada por una muy baja disponibilidad de recursos vegetales (Chapin et al., 2011). Si bien existen registros dispersos de presencia en los extremos de estas rutas, la baja densidad observada sugiere un uso limitado de estos sectores como áreas de desplazamiento. En este contexto, el suelo desnudo permanente no constituye un hábitat idóneo para la especie, por lo que la

conectividad entre nodos dependería principalmente de los sectores adyacentes con vegetación propicia, que ofrecen mejores condiciones de refugio y protección.

En la zona sur se identificaron rutas cuya longitud superan la distancia máxima de dispersión estimada para la especie (8 km), como las conexiones entre los nodos 17–20, 17–21, 17–23 y 20–23. Estas rutas, sumadas a la ausencia de registros de presencia en los nodos 21, 22 y 23, confirman un alto grado de aislamiento potencial de estos nodos bajo el escenario actual. Dicho aislamiento podría responder tanto a condiciones naturales propias del paisaje, como a la influencia de factores antrópicos que incrementan la resistencia del entorno. En este contexto, una eventual mejora de la conectividad podría implicar intervenciones a escala de paisaje orientadas a reducir la distancia efectiva entre nodos y la resistencia de la matriz, mediante la restauración de corredores ecológicos que favorezcan la continuidad del desplazamiento (Opdam & Wascher, 2004).

En cambio, otras rutas del paisaje, como las conexiones entre los nodos 13–14 y 15–18, presentan valores intermedios de acumulación de flujo. Estas rutas coinciden espacialmente con la presencia de parches de hábitat nativo

intermedios, los cuales pueden facilitar el desplazamiento de la especie al actuar como stepping stones en un contexto de matriz hostil (Rubio & Saura, 2012).

4.1 Implicancias para la conservación

La conectividad del paisaje cumple un papel esencial en la conservación, ya que permite que las especies y comunidades ajusten sus distribuciones frente a cambios ambientales y contribuye a fortalecer la resiliencia de los ecosistemas ante perturbaciones (Gross et al., 2016). En este sentido, los modelos de conectividad son herramientas valiosas porque permiten identificar con precisión corredores y nodos críticos para mantener los flujos ecológicos, lo que resulta clave para diseñar estrategias de conservación y restauración más eficaces (McRae y Kavanagh, 2011; Correa Ayram et al., 2015). En el caso específico de *H. bisulcus*, disponer de registros históricos y recientes de presencia se vuelve aún más relevante, ya que la coincidencia entre estos datos y los nodos en el modelo confirma la validez ecológica de las áreas identificadas y refuerza su importancia como núcleos estratégicos para la especie. Esta integración de información empírica y la modelación espacial, basada en la conectividad estructural y las variables utilizadas en el modelo, no solo permite validar las zonas críticas para la conectividad potencial de una especie, sino también

focalizar de forma más precisa las acciones de manejo y restauración. De este modo, los modelos se consolidan como herramientas fundamentales para mantener la funcionalidad del paisaje y apoyar la toma de decisiones informadas en la conservación de especies amenazadas (McRae y Kavanagh, 2011).

Desde una perspectiva de planificación a escala de la Reserva de la Biósfera CBNCLL, los resultados obtenidos a partir del modelo de conectividad potencial de *H. bisulcus* pueden constituir un insumo base para evaluaciones más integrales del paisaje. En este contexto, la incorporación complementaria de modelos de conectividad desarrollados para otras especies con distintos requerimientos ecológicos permitiría ampliar la comprensión de la funcionalidad del territorio y fortalecer los procesos de planificación y gestión de la conservación, integrando múltiples dimensiones de la biodiversidad (Beier et al., 2008; Rudnick et al., 2012).

Los resultados de este estudio evidencian que gran parte del hábitat clave para la conectividad de *H. bisulcus* se encuentra fuera de las áreas protegidas oficiales, lo que refleja una limitación importante del sistema actual de conservación. Esta situación no es menor, pues muchos de estos territorios están insertos en paisajes productivos dominados por actividades como la ganadería y la silvicultura, lo que incrementa la presión sobre la funcionalidad ecológica del paisaje (CONAF, 2015; Iriarte et al., 2017). En este contexto, se

hace evidente la necesidad de ampliar las acciones de conservación más allá de los límites formales, integrando esfuerzos públicos y privados.

Estudios recientes desarrollados en países como Costa Rica y Colombia han aplicado la modelación de corredores ecológicos a múltiples escalas espaciales, enfocándose en especies clave como el jaguar (*Panthera onca*) y el tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*). Estos esfuerzos han contribuido significativamente al diseño e implementación de estrategias de conservación. Estas experiencias demuestran cómo la modelación espacial puede ser una herramienta efectiva para orientar decisiones de manejo adaptativo y fomentar la colaboración entre distintos actores del territorio (Hilty et al., 2021).

Para asegurar la conectividad funcional de *H. bisulcus*, resulta fundamental avanzar hacia un enfoque de manejo integral que considere la heterogeneidad espacial, la configuración de los parches de hábitat y la permeabilidad de la matriz circundante. El Plan RECOGE de *H. bisulcus* (MMA, 2022) reconoce esta necesidad mediante su Línea de Acción 2.2, orientada a "potenciar un sistema conectado de áreas protegidas públicas, privadas y/o con manejo sustentable". Los resultados de este estudio proporcionan la base espacialmente explícita para operacionalizar estas acciones, particularmente aquellas orientadas a elaborar mapas de predios privados prioritarios (2.2.1) e implementar acuerdos

de conservación con propietarios privados (2.2.3). En este contexto, se recomienda impulsar acuerdos de conservación voluntaria con propietarios privados, especialmente en zonas clave para la conectividad estructural, así como desarrollar planes de restauración ecológica que mejoren la continuidad del paisaje y aumenten la calidad del hábitat en áreas de alta resistencia. Además, es necesario aplicar instrumentos de planificación territorial que integren explícitamente criterios de conectividad, promoviendo un ordenamiento del uso del suelo que priorice la funcionalidad de la red ecológica y el flujo de organismos. Estas medidas encuentran respaldo en el Plan RECOGE de *H. bisulcus* (MMA, 2022) que contempla líneas de acción específicas para el control de amenazas mediante instrumentos normativos (1.4), la implementación de buenas prácticas forestales y ganaderas sustentables (1.7), y la restauración de hábitat degradado (2.2.2). Estas acciones, enmarcadas en una visión de manejo integral del paisaje, deben ser diseñadas desde un enfoque multidisciplinario que articule distintas escalas espaciales, permitiendo fortalecer la red existente, mantener la integridad ecológica del corredor y asegurar la persistencia de la especie en el largo plazo (Lindenmayer y Fischer, 2007; Liu y Taylor, 2002).

4.2 Limitantes del estudio

Aunque *H. bisulcus* posee características que lo convierten en una especie adecuada para este tipo de estudios y su valor como especie bandera puede favorecer la participación de actores locales en acciones de conservación, diversos autores sugieren que el enfoque más efectivo es incorporar múltiples especies con distintos requerimientos ecológicos (Beier et al., 2008; Rudnick et al., 2012). Esto permite generar corredores más representativos de la diversidad funcional de la fauna, actuando como paraguas para otras especies nativas.

Asimismo, la construcción de una matriz de resistencia en estudios de conectividad suele enfrentar limitaciones importantes debido a la falta de datos empíricos que permitan comprender cómo las especies responden a distintos elementos del paisaje. La escasez de información específica, junto con una baja disponibilidad de registros obtenidos mediante monitoreo sistemático como cámaras trampa, GPS u otras técnicas, dificulta la asignación de valores de resistencia limitando la posibilidad de generar un raster de resistencia suficientemente robusto y representativo. En este contexto, la consulta a expertos resulta fundamental como fuente de información para la elaboración y validación de la matriz, ya que permite incorporar información contextual que no siempre está presente en la literatura (Beier et al., 2008). No obstante, la limitada

disponibilidad de especialistas con experiencia en determinadas especies puede afectar la calidad y representatividad de los valores asignados. A esto se suma que los modelos de conectividad, si bien son herramientas útiles para orientar la planificación, no logran representar completamente la complejidad ecológica del paisaje y están sujetos a incertidumbres propias del proceso de modelación (Rudnick et al., 2012).

V CONCLUSIONES

El presente estudio permitió identificar una red de conectividad potencial para *H. bisulcus* en la Reserva de la Biósfera CBNCLL, que representa el 34,64% del área de estudio. También se constató la existencia de una conexión continua de norte a sur a lo largo del área de estudio, lo que indica un estado de conservación relativamente favorable del hábitat. No obstante, se identificaron zonas del paisaje donde la conectividad es más vulnerable, las cuales requieren acciones de manejo para evitar procesos de fragmentación y asegurar la funcionalidad ecológica del paisaje.

Uno de los principales aportes de esta investigación es la generación de un insumo técnico para la planificación territorial del CBNCLL, integrando criterios de conectividad ecológica en un paisaje fragmentado. Considerando que solo el 20,2% del hábitat idóneo se encuentra bajo algún tipo de protección, los resultados adquieren especial relevancia en el marco del Plan RECOGE del huemul en la zona de Los Nevados de Chillán (MMA, 2022).

Dado que gran parte de los nodos prioritarios se localizan en terrenos privados o destinados a fines productivos, se concluye que resulta fundamental

complementar los esfuerzos de conservación mediante acuerdos voluntarios, incentivos y acciones de restauración ecológica en sectores estratégicos, apoyándose en los instrumentos que ofrece la reciente Ley de la Naturaleza (21.600). Estas acciones permitirían consolidar una red de conectividad más protegida y efectiva, asegurando la persistencia de *H. bisulcus* frente a escenarios de creciente presión antrópica y climática.

VI GLOSARIO

Conectividad funcional: Considera el comportamiento y la respuesta de las especies frente a la estructura del paisaje.

Corredor biológico: Espacio geográfico definido, administrado y manejado en el largo plazo con el fin de mantener o restaurar la conectividad ecológica de forma efectiva, favoreciendo procesos como la dispersión, migración y el flujo génico.

Hotspot de biodiversidad: Área geográfica con una gran diversidad de especies endémicas y que enfrentan amenazas significativas.

Paisaje: Espacio heterogéneo que consta de un conjunto de ecosistemas, características geográficas y procesos ecológicos que interactúan entre sí, con frecuencia incluyendo la influencia del ser humano (Forman & Godron, 1986; Wu, 2008).

Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE): Conjunto de áreas bajo administración de la Corporación Nacional Forestal (CONAF), cuyo objetivo es conservar la biodiversidad y los ecosistemas nativos. Incluye parques nacionales, reservas nacionales y monumentos naturales.

VII BIBLIOGRAFÍA

- Aldridge, D., López, R., Saucedo, C., & Rubén, A. (2005). Un famoso desconocido. En C. Saucedo & R. López (Eds.), *Los últimos senderos del huemul*, pp. 14–61. Fundación Huinay & Enersis, Santiago.
- Becerra, B. (2018). *Categorización de zonas prioritarias para la conservación del huemul en el corredor biológico "Nevados de Chillán-Laguna del Laja"*. Trabajo de grado. Universidad de Concepción, Concepción.
- Beier, P., Majka, D. R., & Spencer, W. D. (2008). Forks in the road: Choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836–851. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x>
- Bennett, A. F. (1999). *Enlazando el paisaje: El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. IUCN, Gland.
- Bennett, A. F., & Saunders, D. A. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. En N. S. Sodhi & P. R. Ehrlich (Eds.), *Conservation biology for all*, pp. 88–106. Oxford University Press, Oxford.
- Cabrera, A., & Yepes, J. (1960). *Mamíferos sudamericanos* (2.^a ed.). Ediar S.A., Buenos Aires.
- Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology* (2nd ed.). Springer, New York.

- CONAF. (2015a). *Catastro de las áreas silvestres protegidas del Estado de Chile*. Ministerio de Agricultura.
- CONAF. (2015b). *Corredor Biológico Nevados de Chillán–Laguna del Laja*. Ministerio de Agricultura.
- CONAF. (2020). *Reservas de biosfera: El desafío de conciliar el desarrollo con la conservación*.
- CONAF, SAG, & CONAMA. (2009). *Plan nacional de conservación del huemul (*Hippocamelus bisulcus*, Molina 1782) en Chile, 2008–2012: Taller participativo para la elaboración del plan*.
- Correa Ayram, C. A., Mendoza, M. E., Etter, A., & Salicrup, D. R. P. (2015). Habitat connectivity in biodiversity conservation. *Progress in Physical Geography*, 40(1), 7–37.
- Corti, P., Wittmer, H. U., & Festa-Bianchet, M. (2010). Dynamics of a small population of endangered huemul deer (*Hippocamelus bisulcus*) in Chilean Patagonia. *Journal of Mammalogy*, 91(3), 690–697.
- Crooks, K., & Sanjayan, M. (2006). Connectivity conservation: Maintaining connections for nature. En K. Crooks & M. Sanjayan (Eds.), *Connectivity conservation*, pp. 1–10. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cushman, S., McRae, B., Adriaensen, F., Beier, P., Shirley, M., & Zeller, K. (2013). Biological corridors and connectivity. En D. Macdonald & K. Willis (Eds.), *Key topics in conservation biology 2*, pp. 384–404. John Wiley & Sons, Oxford.
- Díaz, N. I., & Smith-Flueck, J. A. M. (2000). *El huemul patagónico: Un misterioso cérvido al borde de la extinción*. LOLA, Buenos Aires.

- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., & Zayas, C. N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366, 1-10. <https://doi.org/10.1126/science.aaw3100>
- Echeverría, C., Bolados, G., Rodríguez, J., Aguayo, M., & Premoli, A. (2014). Ecología de paisajes forestales. En A. Lara, C. Donoso, M. E. González, & A. Promis (Eds.), *Ecología forestal: Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile*, pp. 583–604. Editorial Universitaria, Santiago.
- Etherington, T. R. (2016). Least-cost modelling and landscape ecology: Concepts, applications, and opportunities. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(1), 40–53. <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0006-9>
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574.
- Frid, A. (2001). Habitat use by the endangered huemul (*Hippocamelus bisulcus*): Cattle, snow, and the problem of multiple causes. *Biological Conservation*, 100, 261–267.
- Garay, G., Iriarte, A., & Jiménez, J. E. (2016). Social ecology of the huemul at Torres del Paine National Park, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 44(3), 25–37.

<https://doi.org/10.4067/S0718-686X2016000300003>

Gill, R., Saucedo, C., Aldridge, D., & Morgan, G. (2008). Ranging behavior of huemul in relation to habitat and landscape. *Journal of Zoology*, 274, 254–260.

Gross, J. E., Woodley, S., Welling, L. A., & Watson, J. E. M. (2016). *Adapting conservation to climate change: Adapting to climate change: Guidance for protected area managers and planners*. IUCN, Gland. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.PAG.24.en>

Hilty, J., Worboys, G. L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B. J., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittock, J., White, J. W., Theobald, D. M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J. E. M., Ament, R., & Tabor, G. M. (2020). *Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors*. IUCN, Gland. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en>

Hinojosa, A. & Ramírez, E. (2014). *Arriba en la Cordillera: Historia y visiones de la Reserva Nacional Ñuble y los esfuerzos para la conservación del huemul*. CONAF, Región del BioBío.

Hinojosa, A., Ramírez, E., Rojas, P., & López, R. (2018). Extensión de la presencia y área de ocupación del huemul del sur (*Hippocamelus bisulcus*) en la zona central de Chile. *Biodiversidata*, (7).

Iriarte, A., Donoso, D. S., Segura, B., & Tirado, M. (2017). *El huemul de Aysén y otros rincones*. Secretaría Regional Ministerial de Agricultura de la Región de Aysén & Flora & Fauna Chile Limitada.

Key Biodiversity Areas Partnership. (2025). *Corredor Biológico Nevados de Chillán–Laguna del Laja: Key Biodiversity Area factsheet*. <https://www.keybiodiversityareas.org/site/factsheet/25133/site>

- Lindenmayer, D., & Fischer, J. (2007). Managing landscape pattern to mitigate the decline of species and assemblages. En *Habitat fragmentation and landscape change: An ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington.
- Liu, J., & Taylor, W. W. (2002). Landscape structure and multi-scale management. En J. Liu & W. W. Taylor (Eds.), *Integrating landscape ecology into natural resource management*, pp. 21–22. Cambridge University Press, Cambridge.
- Liu, J., & Taylor, W. W. (Eds.). (2006). *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, Cambridge.
- López, R. (2011). *Los huemules de Chile Central: 37 años de esfuerzo para su conservación*. Codeff, Seremi M. A. Biobío & FZS.
- López, R., Hinojosa, A., Corales, E. S., Faúndez, R., & Maldonado, V. (2005). *Estudio del huemul en Nevados de Chillán–Laguna de la Laja, Chile Central: Monitoreo y gestión para la conservación de las poblaciones de huemul en áreas protegidas y tierras de propiedad privada*. CODEFF y FZS.
- López, R., Serret, A., Faúndez, R., & Palé, G. (1998). *Estado del conocimiento actual de la distribución del huemul (Hippocamelus bisulcus, Cervidae) en Argentina y Chile*. FVSA, WWF y CODEFF.
- Luebert, F., & Plischoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago.
- Marín, J. C., Varas, V., Ávila, A. R., López, R., Orozco-terWengel, P., & Corti, P. (2013). Refugia in Patagonian fjords and the eastern Andes during the last glacial maximum revealed by *Hippocamelus bisulcus* phylogeographical patterns and genetic diversity. *Journal of Biogeography*, 40(12), 2285–2298.

- Martinez-Harms, M. J., Wilson, K. A., Costa, M. D. P., Possingham, H. P., Gelcich, S., Chauvenet, A., Pliscoff, P., Marquet, P. A., & Bryan, B. A. (2021). Conservation planning for people and nature in a Chilean biodiversity hotspot. *People and Nature*, 3(2), 421–438. <https://doi.org/10.1002/pan3.10200>
- Martínez-Martí, J., & Sainz-Martínez, J. (2016). *Evaluación de la conectividad ecológica en el área metropolitana de la bahía de Santander*.
- McRae, B. H. (2012). *Centrality Mapper connectivity analysis software*. <https://linkagemapper.org>
- McRae, B. H., & Kavanagh, D. (2011). *Linkage Mapper connectivity analysis software*. <https://linkagemapper.org>
- McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., & Shah, V. B. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712–2724. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>
- Meiklejohn, K., Ament, R., & Tabor, G. (2009). *Habitat corridors & landscape connectivity: Clarifying the terminology*. Center for Large Landscape Conservation.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2017). *Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017–2030*.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2021). *Hippocamelus bisulcus: 17° Proceso RCE*.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2022). *Plan de Recuperación, Conservación y Gestión del Huemul (Hippocamelus bisulcus) en la zona Los Nevados de Chillán* (Decreto Supremo N.º 4/2021). *Diario Oficial de la República de Chile*.

- Ministerio del Medio Ambiente. (2023). *Ley N.º 21.600 que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas*. Gobierno de Chile.
- Morales Cárdenas, C. (2013). *Características del hábitat del huemul (Hippocamelus bisulcus Molina 1782) en la Reserva Nacional Lago Cochrane, XI Región*. Trabajo de grado. Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- Opdam, P., & Wascher, D. (2004). Climate change meets habitat fragmentation. *Biological Conservation*, 117(3), 285–297. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.008>
- Pavez, C. A., Silva-Rodríguez, E. A., & Corti, P. (2018). *Ecología del huemul (Hippocamelus bisulcus) en la región de Aysén: Resultados de estudios mediante radiotelemetría y cámaras trampa*. CONAF.
- Pfanzelt, S., Grau, J., & Rodríguez, R. (2008). A vegetation map of Nevados de Chillán volcanic complex, Bio-Bio Region, Chile. *Gayana. Botánica*, 65(2). <https://doi.org/10.4067/S0717-66432008000200007>
- Povilitis, A. (1998). Characteristics and conservation of a fragmented population of huemul (*Hippocamelus bisulcus*) in central Chile. *Biological Conservation*, 86, 97–104.
- Povilitis, A. (2002). El estado actual del huemul (*Hippocamelus bisulcus*) en Chile central. *Gayana*, 66(1), 59–68. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382002000100008>
- Ramírez, K. (2024). *Cambios de uso de suelo y reducción del hábitat para el huemul (Hippocamelus bisulcus) en la subcuenca del Río Ñuble, Reserva de Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán–Laguna del Laja*. Trabajo de grado. Universidad de Concepción, Concepción.

- Redford, K. H., & Eisenberg, J. F. (1992). *Mammals of the Neotropics (Vol. 2): The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rubio, L., & Saura, S. (2012). Assessing the importance of individual habitat patches as irreplaceable connecting elements. *Ecological Complexity*, 11, 28–37.
- Rudnick, D., Beier, P., Cushman, S., Dieffenbach, F., Epps, C.W., Gerber, L., Hartter, J., Jenness, J., Kintsch, J., Merenlender, A.M., Perkle, R.M., Preziosi, D.V., Ryan, S.J., and S. C. Trombulak. (2012). The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*, 16, 1–20.
- Saucedo, C. (2016). Una década de conservación del huemul. *Boletín Vida Silvestre*, (1). Conservación Patagónica.
- Schmiegelow, F. (2008). Corridors, connectivity and biological conservation. En D. B. Lindenmayer & R. J. Hobbs (Eds.), *Managing and designing landscapes for conservation: Moving from perspectives to principles*, pp. 249–262. Blackwell Publishing, Oxford.
- Strappa, B. (2018). *Identificación y priorización de sectores para la conservación del huemul (Hippocamelus bisulcus) en Chile central*. Tesis de magíster. Universidad de Chile, Santiago.
- Taylor, P., Fahrig, L., & With, K. (2006). Landscape connectivity: A return to the basics. *Conservation Biology*, 14, 29–43.
- UNESCO. (1995). *The Seville strategy for biosphere reserves and the statutory framework of the World Network of Biosphere Reserves*. UNESCO

UNESCO. (2017). *A new roadmap for the Man and the Biosphere (MAB) Programme and its World Network of Biosphere Reserves*. UNESCO

UNESCO. (2022). *Technical guidelines for biosphere reserves*. UNESCO

Universidad de Concepción, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile. (2019). *Estudio básico: Diagnóstico plan de gestión Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán–Laguna del Laja (Código BIP 30414775-0)*. Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán–Laguna del Laja.

Vila, A., Pastore, H., Díaz, N., López, R., & Faúndez, R. (2006). Current distribution and conservation of the huemul (*Hippocamelus bisulcus*) in Argentina and Chile. *Mastozoología Neotropical*, 13(2), 263–269.

Vogt, P., & Riitters, K. (2017). GuidosToolbox: Universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, 50(1), 352–361. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1330650>

Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: A review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777–797.

Zuluaga, C., Jaime, G., Muñoz, V., Luis, J., Zuluaga, M., & Natalia, I. (2017). Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en Santa Elena (Medellín, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 22(3), 379–393. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>

VIII APÉNDICE

Tabla A.1 Nodos de hábitat con su respectivo nombre asignado

N° Nodo	Nombre asignado
1	Sector Pichirrincon
2	Sector Los Sauces
3	Sector Las Truchas
4	Sector Lara
5	Sector Chureo (estero- hito)
6	Sector Las Lumas
7	Cerro Minihue
8	Sector Laguna del Huemul
9	Cerro El Planchon
10	Reserva Ñuble- Mallines del Sol- Calabocillo- Meseta Sentada
11	RN Ñuble- Sector Los Quemazones- Laguna del Lobo
12	Sector Las Mulas
13	RN Ñuble (sur este) Cajón Colorado
14	RN Ñuble (sur este)- Sector Laguna de Laja
15	Fundo El Fuerte
16	Cordón Montañoso Las Bravas- Piedra de Mesa
17	Fundo El Fuerte
18	Fundo Chacay (frente al embarcadero)
19	Fundo Chacay
20	Sector Las Rucas- Trubunleo (Antuco)
21	Sector Trapatrapa
22	Sector Trapatrapa
23	Sector Trapatrapa

Tabla B.1 Listado de consulta a expertos

N°	Nombre	Institución/Organización
1	Rodrigo López	ONG Aumen
2	Ana Hinojosa	CONAF
3	Juan Iraira	CONAF-PN Laguna del Laja
4	Julián Reyes	CONAF-PN Laguna del Laja
5	Anthony Povilitis	Life Net Nature

Tabla C.1 Métricas de rutas de menor costo.

Ruta de menor costo	Del nodo	Al nodo	Distancia euclídeana(km)	Distancia a costo ponderado (km)	Centralidad de la ruta	Longitud de la ruta (km)
1	1	4	0,46	77,03	22	0,60
2	1	5	12,29	1484,62	2	16,43
3	2	3	2,00	359,47	6	2,18
4	2	4	0,20	51,97	33	0,26
5	2	16	0,03	11,18	53	0,06
6	3	4	4,02	701,44	3	4,94
7	3	5	1,29	196,97	13	1,36
8	3	16	0,96	129,49	19	1,08
9	4	5	0,62	112,53	18	0,70
11	4	16	0,51	136,18	16	0,58
12	5	16	1,92	296,36	10	3,12
13	6	7	4,64	1174,83	11	4,80
15	6	16	3,75	1026,90	12	3,78
16	7	8	4,06	1251,63	2	4,32
17	7	16	0,19	56,41	30	0,24
18	8	9	8,23	2698,05	0	8,84
19	8	16	0,03	18,60	23	0,06
20	9	16	0,03	13,80	22	0,06
21	10	11	0,35	67,77	14	0,41

22	10	14	0,53	97,28	10	0,63
24	11	14	0,03	6,36	37	0,04
25	11	16	1,36	204,61	10	1,64
26	12	16	0,06	22,50	22	0,09
27	13	14	0,03	9,00	22	0,06
29	14	15	0,03	4,67	73	0,04
31	14	18	0,72	153,34	4	0,77
32	14	19	0,03	5,52	102	0,04
33	15	17	0,28	45,02	59	0,33
34	15	18	2,31	344,59	3	2,47
35	16	19	0,03	12,23	121	0,06
36	16	20	4,40	1491,08	12	4,77
37	17	18	2,77	439,47	8	3,03
38	17	20	17,21	3931,31	4	19,81
39	17	21	17,82	2845,29	22	21,77
40	17	23	17,07	2865,14	22	21,08
41	18	19	0,03	11,40	30	0,06
44	19	20	2,26	805,34	21	2,49
45	20	23	16,00	3228,03	19	17,31
46	21	22	0,19	41,69	20	0,24
47	21	23	0,36	80,69	10	0,43
48	22	23	0,03	5,73	30	0,04

Tabla C.2 Superficie y centralidad de nodos

Nodo	Superficie(ha)	Centralidad
1	626,4	23
2	599,94	57
3	1115,01	31
4	21103,02	57
5	6766,92	32
6	619,2	23
7	1403,73	32
8	791,37	23
9	1110,33	22
10	1691,91	23
11	3202,74	42
12	1275,39	22
13	589,5	22
14	14150,07	136
15	2585,43	78
16	111616	186
17	1393,56	69
18	2738,16	33
19	11765,88	148
20	8337,6	39
21	516,69	37
22	974,16	36
23	3039,57	52