



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

**EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA PÉRDIDA DEL HÁBITAT DE LAS ÁREAS DE ALTO
VALOR DE BIODIVERSIDAD EN LA REGIÓN DEL BIOBÍO**

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: Rolando Rodríguez Abdala

Profesor Guía: Dr. Cristian Echeverría Leal

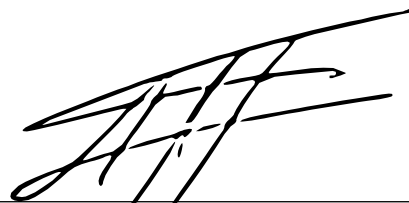
Marzo, 2024
Concepción, Chile

© 2024, Rolando Nicolás Rodríguez Abdala

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

EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA PÉRDIDA DEL HÁBITAT DE LAS ÁREAS
DE ALTO VALOR DE BIODIVERSIDAD EN LA REGIÓN DEL BIOBÍO

Profesor Guía



Cristian Mauricio Echeverría Leal

Profesor Titular

Ingeniero Forestal, Ph.D.

Profesor Guía



Rodrigo Elías Fuentes Robles

Colaborador Académico

Ingeniero Forestal, M.Sc.

DEDICATORIA

Este escrito va dedicado a mis padres, Hugo y Gina quienes me apoyaron constantemente, me enseñaron valores y dieron lo mejor de sí para que yo pueda sacar esta carrera, gracias ellos soy lo que soy y este último esfuerzo es para ellos.

AGRADECIMIENTOS

Gracias, profesor Cristian Echeverria y Rodrigo Fuentes, por todo lo que me han enseñado en estos años como estudiante, también por la oportunidad de poder aprender más allá del aula, permitiéndome crecer en el área profesional.

A mis padres, por siempre ayudarme cuando lo necesité, confiar en mí y velar por mi felicidad y mi libertad.

A mi pareja Isidora, por ser un pilar importante en mi vida, por su apoyo incondicional lo que hizo sacar lo mejor de mí, hasta en los peores momentos.

A mis hermanas Paulina y Florencia, por siempre darme consejos y ayudarme en este proceso.

A mis amigos, por su apoyo y entrega al momento de tener dudas e inseguridad.

Principalmente a Baro, que estuvo ahí siempre y me ayudó en cada momento.

A mis familiares, abuela, tíos, tías, primos y primas por su cariño y preocupación.

Finalmente a todas las personas que estuvieron ahí para prestarme ayuda, a mis compañeros que conocí en esta carrera que me permitieron aprender demasiado y ser un gran profesional.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	10
ABSTRACT	12
INTRODUCCIÓN	1
METODOLOGÍA	7
2.1 ÁREA DE ESTUDIO	7
2.2 PRIORIZACIÓN SISTEMÁTICA PARA LA CONSERVACIÓN	10
2.2.1 REPRESENTATIVIDAD	13
2.2.2 IRREEMPLAZABILIDAD	13
2.2.3 ADECUACIÓN	18
2.3 PRIORIZACIÓN ESPACIAL DE ÁREAS DE ALTO VALOR DE BIODIVERSIDAD	19
2.4 EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA PÉRDIDA DE HÁBITAT DE LAS ÁREAS DE ALTO VALOR DE BIODIVERSIDAD	19
RESULTADOS	25
3.1 MÉTRICAS DE REPRESENTATIVIDAD	25
3.2 MÉTRICA DE IRREEMPLAZABILIDAD	26
3.3 MÉTRICA DE ADECUACIÓN	28
3.4 PRIORIZACIÓN ESPACIAL DE ÁREAS DE ALTO VALOR EN BIODIVERSIDAD	33
3.5 MAPA DE RIESGO A LA PERDIDA DE HÁBITAT	35
DISCUSIÓN	43
4.1 RIESGO DE LAS AVB DE LA REGIÓN DEL BIOBÍO	43
4.2 SUPUESTOS Y LIMITACIONES	45
4.3 IMPLICANCIAS PARA LA CONSERVACIÓN	47
CONCLUSIONES	50
GLOSARIO	52
BIBLIOGRAFÍA	53

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. CRITERIOS, INDICADORES Y MÉTRICAS PARA LA PRIORIZACIÓN DE SITIOS DE CONSERVACIÓN EN LA REGIÓN DEL BIOBÍO.	12
TABLA 2. LISTADO DE ESPECIES UTILIZADAS CON SU RESPECTIVO ESTADO DE CONSERVACIÓN	14
TABLA 3. PISOS VEGETACIONALES Y SU ESTADO DE CONSERVACIÓN	16
TABLA 4. TABLA DE CALIFICACIÓN DE CRITERIOS, CONTIENE INFORMACIÓN SOBRE LOS CRITERIOS DEL HÁBITAT Y DE LOS FACTORES DE ESTRÉS, DONDE SE PONDERA EL RATING (EL NIVEL DE IMPACTO DE LOS CRITERIOS SOBRE EL HÁBITAT), DQ (CALIDAD DE LOS DATOS), WEIGHT (PONDERACIÓN DE CRITERIOS Y ATRIBUTOS ENTRE ELLOS) (SHARP ET AL., 2014). TAMBIÉN SE ESPECIFICA SI EL CRITERIO ES DE EXPOSICIÓN O CONSECUENCIA DE RIESGO (E/C). A ESTOS CRITERIOS SE LOS PONDERA DE 0 A 3, SIENDO EL VALOR 3 EL VALOR MÁS ALTO.....	21
TABLA 5. FACTORES DE ESTRÉS CON SUS SUPERFICIE DE RIESGO OBTENIDO DEL MODELO EVALUACIÓN DE RIESGO DE HÁBITAT.....	40
TABLA 6. FACTORES DE ESTRÉS CON SUS PORCENTAJES DE RIESGO OBTENIDO DEL MODELO EVALUACIÓN DE RIESGO DE HÁBITAT.....	40

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

FIGURA 1. ÁREA DE ESTUDIO CORRESPONDIENTE A LA REGIÓN DEL BIOBÍO.	9
FIGURA 2. ETAPAS PARA LA APLICACIÓN DE UNA PSC (TRADUCIDO DE LEHTOMÄKI ET AL. 2013).	10
FIGURA 3. DISTRIBUCIÓN DE LOS FACTORES DE ESTRÉS UTILIZADOS EN LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE HÁBITAT.	23
FIGURA 4. PROCEDIMIENTO PARA LA GENERACIÓN DE INPUTS DE ENTRADA PARA EL MODELO EVALUACIÓN DEL RIESGO DE HÁBITAT DE LA REGIÓN DEL BIOBÍO.	23
FIGURA 5. INDICADORES DE REPRESENTATIVIDAD NORMALIZADA EN VALORES DE 0 A 100.	26
LOS PARCHES DE COLOR ROJO POSEEN MAYOR REPRESENTATIVIDAD DE HÁBITAT EN LA REGIÓN.	26
FIGURA 6. INDICADORES DE IRREEMPLAZABILIDAD DE FLORA Y FAUNA, DONDE LOS VALORES MÁS ROJOS REPRESENTAN MAYOR DENSIDAD DE PUNTOS DE PRESENCIA DE ESPECIES POR HECTÁREA.	27
FIGURA 7. ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS PISOS VEGETACIONALES EN PARCHES DE BOSQUE NATIVO MAYOR A 50 HA, LOS VALORES ROJOS MUESTRAN PISOS EN ESTADO DE CONSERVACIÓN “EN PELIGRO CRÍTICO” POR LO TANTO SON PARCHES IRREEMPLAZABLES QUE POSEEN ECOSISTEMAS EN EL MÁS ALTO GRADO DE AMENAZA.	28
FIGURA 8. INDICADOR PARA EL CRITERIO DE ADECUACIÓN PARA A) A. ARAUCANA, B) B. CORALLINA, C) C. MUCRONATA Y D) E. GLUTINOSA (ABAJO, DERECHA). LAS ZONAS DE COLOR ROJO REPRESENTAN MAYOR ADECUACIÓN O IDONEIDAD POTENCIAL PARA LAS ESPECIES.	29
FIGURA 9. ADECUACIÓN PARA A) G. KEULE, B) P. PUNCTATA, C) P. ANDINA. LAS ZONAS DE COLOR ROJO REPRESENTAN MAYOR ADECUACIÓN O IDONEIDAD POTENCIAL PARA LA ESPECIE.	30
FIGURA 10. ADECUACIÓN PARA A) C. GAYI, B) E. ROSEUS, C) H. BISULCUS Y D) L. GUIGNA. LAS ZONAS DE COLOR ROJO REPRESENTAN MAYOR ADECUACIÓN O IDONEIDAD POTENCIAL PARA LA ESPECIE.	31
FIGURA 11. ADECUACIÓN PARA A) P. VOCIFERATOR, B) P TORQUATUS, C) P. PUDA Y D) R. DARWINII. LAS ZONAS DE COLOR ROJO REPRESENTAN MAYOR ADECUACIÓN E IDONEIDAD POTENCIAL PARA LA ESPECIE.	32
FIGURA 12. MAPA DE PRIORIZACIÓN DE ÁREAS DE ALTO VALOR DE	

BIODIVERSIDAD (AVB) DE LA REGIÓN DEL BIOBÍO. EL COLOR NEGRO REPRESENTA EL 10 % DE LAS ÁREAS CON MÁS PRIORIDAD A CONSERVAR SEGÚN LOS CRITERIOS UTILIZADOS.....	34
FIGURA 13. AVB DONDE EL COLOR NEGRO REPRESENTA UN 20% DE LAS ÁREAS CON MAYOR BIODIVERSIDAD DE LA REGIÓN.....	35
FIGURA 14. MAPA DE RIESGO DE PÉRDIDA DE HÁBITAT EN LA REGIÓN DEL BIOBÍO, CONSIDERANDO EL 20% DE LAS ÁREAS DE ALTO VALOR EN BIODIVERSIDAD.	36
FIGURA 15. ÁREAS DE AVB DE CADA CORDILLERA CON SU RESPECTIVO GRÁFICO EN DONDE SE MUESTRAN LOS NIVELES DE RIESGO Y LAS HECTÁREAS QUE ABARCA CADA UNO EN AMBAS CORDILLERAS, DONDE EL COLOR ROJO REPRESENTA UN ALTO RIESGO, NARANJO MEDIANO RIESGO, AMARILLO BAJO RIESGO Y VERDE UN RIESGO NULO.	38
FIGURA 16. MAPA DEL PARQUE NACIONAL NONGUÉN, A) SE OBSERVAN LAS COBERTURAS DE USO DE SUELO DENTRO DEL PARQUE Y FUERA DE ESTE DONDE DESTACAN LAS PLANTACIONES FORESTALES Y TAMBIÉN LO CERCAÑO QUE ESTÁ DE CENTROS URBANOS. B) SE VE EL PARQUE NACIONAL NONGUÉN BAJO EL MODELO DE EVALUACIÓN DE RIESGO DE HÁBITAT.	42

RESUMEN

La magnitud, extensión y velocidad de las alteraciones antropogénicas sobre la superficie de la tierra no tienen precedentes en la historia de la humanidad. Un ejemplo concreto es: la sustitución de los bosques nativos por plantaciones de especies exóticas que pueden favorecer la introducción de las especies invasoras, aumento de la escorrentía y tasa de erosión del suelo que pueden afectar negativamente los procesos hidrológicos. Por otro lado, hay que tener en cuenta el riesgo que pueden correr las áreas de Alto Valor en Biodiversidad (AVB) que están siendo perturbadas por múltiples factores de estrés. El objetivo del presente estudio es evaluar el riesgo de la pérdida de hábitat de las áreas AVB en la Región del Biobío, establecer las áreas de alto, mediano y bajo riesgo, analizar qué factores estresantes son más riesgosos para las áreas de alto valor de biodiversidad e identificar parches de hábitat prioritarios para la conservación más expuestos al riesgo de los factores de estrés. Se aplicó el enfoque de planificación sistemática para la conservación donde se generaron métricas de irremplazabilidad, representatividad y adecuación, más las coberturas de cuatro factores estresantes (camino, zona urbana, plantaciones forestales e incendios) los cuales fueron inputs en el uso del modelo Evaluación de Riesgo de Hábitat del software INVEST. Los resultados revelaron tres zonas de riesgo (alto, medio y bajo) de las cuales las plantaciones forestales fueron el factor de estrés más amenazante. Además se obtuvo que el 66% del quintil más prioritario de áreas

AVB prioritarias está en riesgo de ser degradada. Es necesario crear estrategias para que estas zonas de bajo riesgo estén en alguna figura de protección, se generen áreas de amortiguamiento, planes de restauración para mejorar la conectividad y que sean consideradas en instrumentos de planificación como infraestructuras ecológicas comunales, provinciales o regionales.

ABSTRACT

The magnitude, extent, and speed of anthropogenic alterations on the Earth's surface are unprecedented in human history. A concrete example is the replacement of native forests with plantations of exotic species that can facilitate the introduction of invasive species, increase runoff, and soil erosion rates, negatively affecting hydrological processes. On the other hand, it is essential to consider the risk that High Biodiversity Value (HBV) areas may face due to multiple stress factors. The objective of this study is to evaluate the risk of habitat loss in HBV areas in the Biobío Region, establish areas of high, medium, and low risk, analyze which stress factors are most risky for high biodiversity value areas, and identify priority habitat patches for conservation most exposed to the risk of stress factors. The systematic conservation planning approach was applied, generating metrics of irreplaceability, representativeness, and adequacy, along with the coverage of four stress factors (roads, urban areas, forest plantations, and fires), which were inputs in the use of the Habitat Risk Assessment model of the INVEST software. The results revealed three risk zones (high, medium, and low), with forest plantations being the most threatening stress factor. Additionally, it was found that 66% of the most priority quintile of priority HBV areas are at risk of degradation. It is necessary to create strategies for low-risk areas to be under some form of protection, establish buffer areas, restoration plans to improve

connectivity, and to be considered in planning instruments such as communal, provincial, or regional ecological infrastructure.

INTRODUCCIÓN

La magnitud, extensión y velocidad de las alteraciones antropogénicas sobre la superficie de la tierra no tienen precedentes en la historia de la humanidad (Lambin, 1999). Como se ha presenciado en el último siglo, se han reportado cambios impactantes en los paisajes forestales del mundo (Wu, 2013). Aunque el cambio es una característica inherente de los paisajes naturales, el cambio de paisaje inducido por actividades humanas ha aumentado de manera exponencial en las últimas décadas (Steffen et al., 2011). El cambio de uso del suelo se ha convertido en un importante forzante del cambio climático regional y global (Houghton et al., 1999); y afecta fuertemente, la capacidad de los sistemas naturales para soportar y satisfacer las necesidades humanas (Vitousek et al., 1997). Debido a esto, la pérdida de biodiversidad es el impacto más evidente generado por la transformación de las principales coberturas naturales (Aguayo et al., 2009). Estas transformaciones en todos los niveles jerárquicos de la biodiversidad han tenido importantes impactos en la composición de especies vegetales, riqueza de flora y fauna y una pérdida significativa la abundancia de especies (Vergara & Simonetti, 2004). Un ejemplo concreto es que la sustitución de los bosques nativos por plantaciones de especies exóticas pueden favorecer la introducción de las especies invasoras (Langdon et al., 2010), aumento de la escorrentía y tasa de erosión del suelo (Oyarzun & Peña, 1995) y afectar negativamente los procesos hidrológicos (Little et al., 2009).

Hay que recordar, que los humanos han apartado áreas para la preservación de los valores naturales, protección de los servicios ecosistémicos, en otras ocasiones para la protección del valor recreativo y paisajístico (von Haaren et al., 2019). El rol fundamental de apartar estas áreas es separar elementos de la biodiversidad de los procesos que amenazan su existencia en el estado natural (Margules & Pressey, 2000). Pero dado el contexto actual, de constantes presiones antrópicas, el cambio climático y fragmentación de hábitats, se hace necesario identificar áreas de conservación siguiendo una metodología clara y eficiente (Moilanen et al., 2005).

En las últimas décadas ha aumentado la importancia de identificar áreas prioritarias para la conservación mediante la Planificación Sistemática para la Conservación (PSC) (Margules & Pressey, 2000). La PSC se considera ampliamente como el método más influyente para identificar y proteger áreas prioritarias para la conservación, centrándose en llevar a cabo acciones que logren objetivos de conservación, lo cual implica incluir un componente sociopolítico (Kukkala & Moilanen, 2013). Esta metodología permite la combinación de diferentes capas de información geográfica para identificar zonas en donde confluyen una gran cantidad de características particulares e la biodiversidad que se desea priorizar (Beier et al., 2015). La PSC es una ciencia multidisciplinaria ya que, emplea metodologías de muchos otros campos de la ciencia, como biología, ecología de paisajes, sistema de

información geográfica, matemáticas, geología, sociología y economía (Lindenmayer & Hunter, 2010). Esta priorización se logra con un conjunto de criterios espaciales, como Representatividad, el cual corresponde a la idea de que ecosistema contenga características biológicas y físicas que representen el rango natural de variabilidad encontrada dentro del área de estudio (Margules & Pressey, 2000). Otro criterio espacial es la Irremplazabilidad, corresponde identificar áreas completamente irremplazables, las cuales se consideran esenciales para alcanzar los objetivos de conservación (Kukkala & Moilanen, 2013). Algunas métricas para este criterio serían áreas de distribución de especies de flora amenazada. Los impulsores de cambio también pueden definirse dentro de criterios, como Amenaza. Según Wilson et al. (2009), *“El propósito de identificar áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad es mitigar algunos de los procesos que amenazan la biodiversidad. Por lo tanto, es crucial incorporar información sobre los procesos amenazantes y la vulnerabilidad relativa de las unidades y características de planificación a estos procesos para una priorización efectiva de la conservación”*. Es importante entender que el término amenaza se refiere a la presencia de un proceso que puede causar pérdidas a la biodiversidad, en cambio, la vulnerabilidad se refiere a la sensibilidad de las características particulares de la biodiversidad ante una amenaza específica (Kukkala & Moilanen, 2013), también se puede definir como el riesgo de que el área se transforme a través del daño causado a los atributos de la biodiversidad por procesos amenazantes (Kukkala & Moilanen, 2013).

Según (Rowe, 1977), “*el riesgo puede definirse de manera general como la probabilidad de que ocurra algo indeseable, y la evaluación del riesgo es la cuantificación de esta probabilidad*”. El riesgo no ha sido un criterio muy utilizado en la literatura de PSC, pero la necesidad de evaluar el riesgo de los hábitats naturales ha permitido que el “*Natural Capital Project*” de Stanford University haya creado el software “Valorización Integrada de Servicios Ecosistémicos y Compensaciones” (INVEST). Este, es un conjunto de modelos que se utilizan para mapear y valorar los bienes y servicios de la naturaleza que sustentan y satisfacen la vida humana. Los modelos de INVEST son espacialmente explícitos, usan mapas con información para crear nuevos mapas con resultados. Esto les permite a los tomadores de decisiones identificar áreas de suma importancia para la conservación y para el desarrollo humano. Por lo tanto, comprender la ubicación y la intensidad de los impactos humanos en los ecosistemas es un componente esencial para una gestión ambiental informada y exitosa. Unos de los modelos es la Evaluación de Riesgo de Hábitat, el cual permite evaluar la amenaza de las actividades humanas hacia la salud de los ecosistemas (Sharp et al., 2014).

El paisaje forestal del sur de Chile ha experimentado una antropización progresiva en las últimas décadas debido al cambio progresivo en el uso del suelo

y la intensificación del uso del suelo, como la expansión de pastizales para la ganadería y plantaciones comerciales (Rodríguez-Echeverry et al., 2018). Varios estudios han informado cambios en el bosque templado nativo de Chile, del cual se han perdido grandes áreas de vegetación durante las últimas décadas (Aguayo et al., 2009). La biodiversidad encontrada en Chile es baja en comparación a otros países, sin embargo, las especies que se encuentran en este territorio poseen un alto grado de endemismo (Muñoz-Pedreros, 2020). Además, las zonas centro sur y sur de Chile abarcan uno de los 25 sitios de prioridad mundial para la conservación (*hotspots*) (Myers et al., 2000).

Es importante que se tomen acciones para que las áreas de alto valor en biodiversidad de la Región del Biobío que se encuentren en posibles zonas de riesgo se conserven, protejan y se tomen medidas para así evitar que la fragmentación y el aumento de disturbios exógenos como los incendios forestales. De esta manera se podría evitar que desaparezca el legado biológico de esta Región, la cual ha sufrido la mayor tasa de sustitución de bosque nativo por plantaciones de especies exóticas entre 2001 y 2011 (Echeverría et al., 2019). En base a esto una evaluación de riesgo de hábitat espacialmente explícita mediante criterios vitales para la PSC (utilizando métricas e indicadores que nos permitirán caracterizar los *hotspots* de la Región), permitirá identificar las áreas más propensas a sufrir efectos indeseables producto de factores de estrés.

El estudio pretende evaluar el riesgo de la pérdida de hábitat de las áreas de alto valor de biodiversidad en la Región del Biobío. En particular se busca (a) establecer las áreas de alto, mediano y bajo riesgo, (b) analizar qué factores estresantes son más riesgosos para las áreas de alto valor de biodiversidad e (c) identificar parches de hábitat prioritarios para la conservación más expuestos al riesgo de los factores de estrés.

METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

El presente estudio se realizará en la Región del Biobío, ubicada en la zona centro-sur de Chile (Figura 1). La Región del Biobío posee una superficie de 24.021 km² y posee una de las cuencas más extensas del país con 24.029 km², el río Biobío, el principal sistema fluvial de la región y con una extensión de 380 km. El área se caracteriza por ser una zona de transición entre un clima mediterráneo y subhúmedo en la zona norte, mientras que hacia el sur se marca un clima templado húmedo y lluvioso, con precipitaciones que fluctúan entre los 800 mm y los 1300 mm (Wolodarsky-Franke & Herrera, 2011). En esta área las formaciones vegetacionales son matorral bajo templado andino, bosque esclerófilo mediterráneo costero, bosque esclerófilo psamófilo mediterráneo interior, bosque caducifolio mediterráneo interior, bosque caducifolio mediterráneo-templado andino, bosque caducifolio mediterráneo costero, bosque caducifolio mediterráneo, bosque mixto mediterráneo-templado costero, bosque caducifolio templado costero, bosque caducifolio templado andino, bosque laurifolio templado costero, bosque resinoso templado costero, bosque resinoso templado costero andino, bosque resinoso mediterráneo-templado andino y bosque siempreverde templado andino (Luebert & Pliscoff, 2017). Estas condiciones ambientales tienen directa relación con el aprovechamiento productivo del territorio que actualmente se encuentra dominado por una amplia superficie de plantaciones forestales basadas en especies exóticas de rápido

crecimiento (Aguayo et al., 2009). La Región posee dos Parques Nacionales: Nonguén, Laguna del Laja y tres Reservas Nacionales: Ralco, Altos de Pemehue, Isla Mocha.

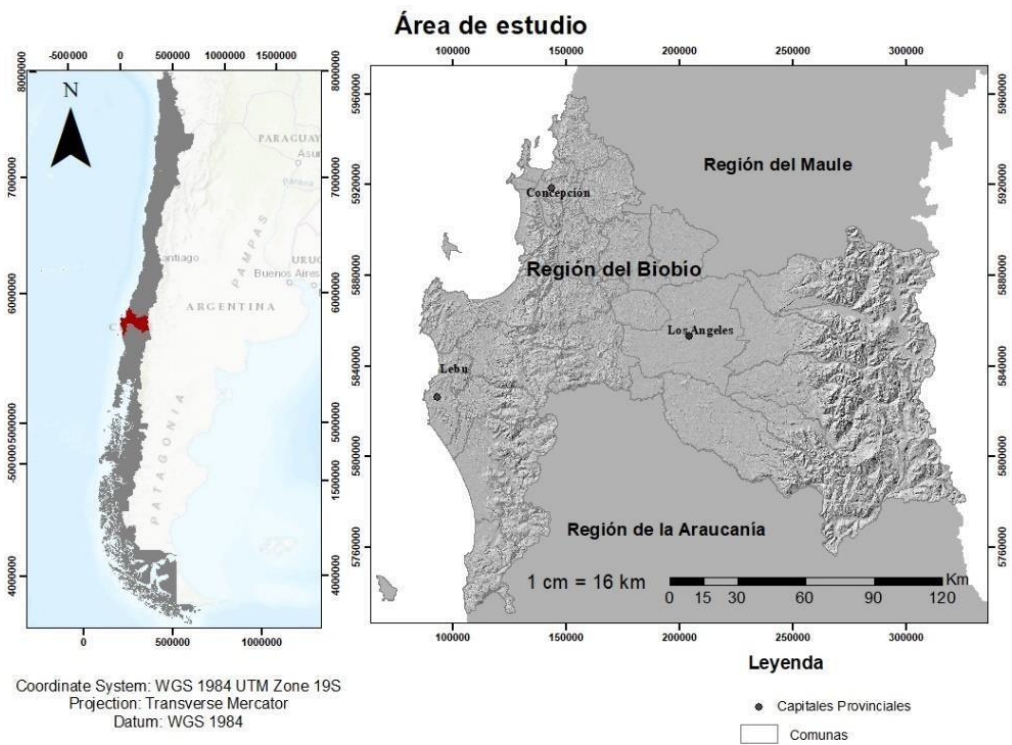


Figura 1. Área de estudio correspondiente a la Región del Biobío.

2.2 Priorización Sistemática para la Conservación

Se realizó la priorización bajo una serie de etapas (Figura 2). En primer lugar, se debió preparar la información, realizar un análisis computacional e interpretar los datos obtenidos.

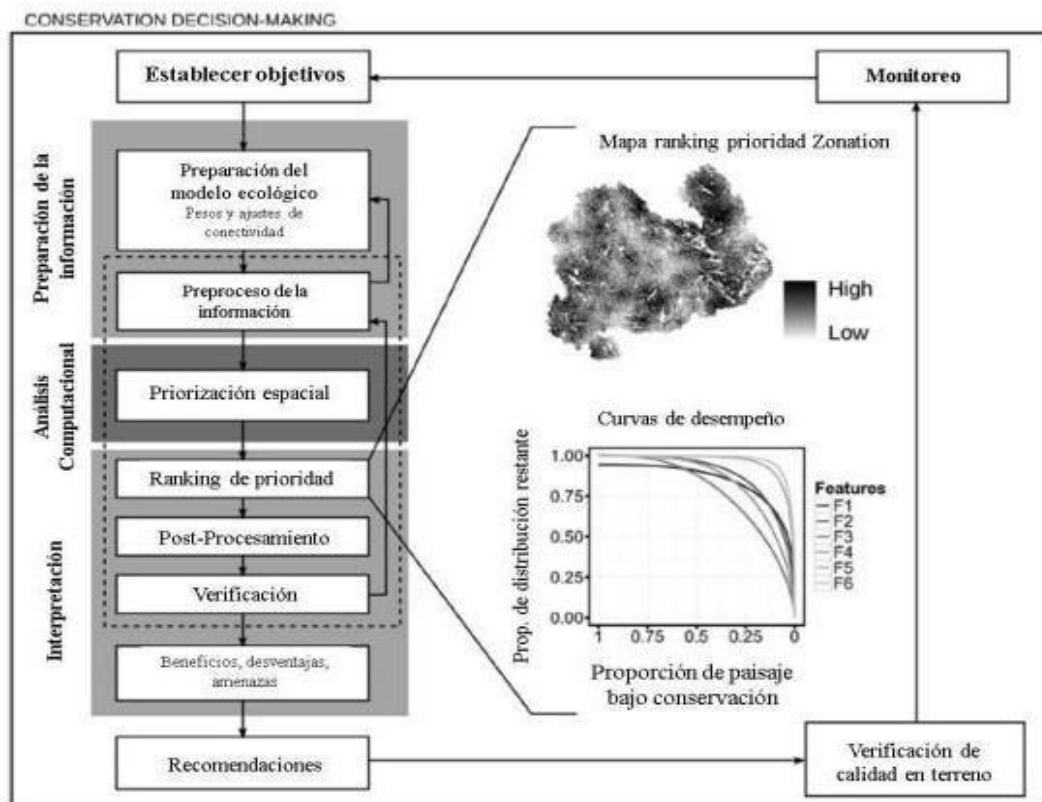


Figura 2. Etapas para la aplicación de una PSC (traducido de Lehtomäki et al. 2013).

Los criterios e indicadores que se utilizarán serán los siguientes (Tabla 1):

Representatividad: Se ocupó la diversidad de ecosistemas naturales de área mayor a 50 hectáreas, considerado que estas tengan características similares a áreas núcleo, donde se contabilizó el número de pisos vegetacionales por parche para evidenciar áreas más representativas en la Región.

Irreemplazabilidad: Para este criterio se tomó en cuenta la lista de especies amenazadas de flora y fauna del área de estudio, revisada en los procesos de clasificación según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) dictado por el MMA. Además, se agregó un mapa los pisos vegetacionales amenazados que poseen ecosistemas naturales (mayor a 50 ha) considerando solamente el estado de conservación de estos y no otra métrica.

Adecuación: Se definió áreas de ecosistemas nativos potenciales para ser considerados hábitats idóneos de especies en estado de conservación amenazado considerando sus puntos de presencia y modelos de distribución de especies (MDE).

Tabla 1. Criterios, indicadores y métricas para la priorización de sitios de conservación en la Región del Biobío.

CRITERIOS	INDICADOR	MÉTRICA
Representatividad	Diversidad de ecosistemas naturales	Parches mayor o igual a 50 hectáreas
	Diversidad de pisos vegetacionales	Cantidad de pisos vegetacionales por parche
Irreemplazabilidad	Distribución de especies amenazadas de flora y fauna	Puntos de presencia de especies amenazadas
	Presencia de pisos vegetacionales amenazados	Parches de ecosistemas naturales con presencia de pisos vegetacionales amenazados
Adecuación	Hábitat idóneo de especies amenazadas	Idoneidad mediante modelo de distribución de especies y preferencia de hábitat

2.2.1 Representatividad

Como fue definida anteriormente, la representatividad, se entiende como la riqueza de especies o la diversidad de hábitats suelen estar relacionadas con el área de estudio (Kukkala & Moilanen, 2013). Los datos que fueron utilizados para construir los mapas de representatividad fueron la capa de pisos vegetacionales (Luebert & Plischoff, 2017) y un mapa de uso y coberturas de suelo de la Región del Biobío año 2023, el cual será otorgado por el Laboratorio de Ecología del Paisaje (LEP), esto permitió identificar parches de bosque nativo que posean una alta representatividad de ecosistemas naturales mayor o igual a 50 hectáreas. Además, se consideró como representativos los parches de hábitat que poseen mayor cantidad de pisos vegetacionales en su superficie. Ambas métricas fueron normalizadas con valor mínimo 0 y valor máximo 100 para su posterior procesamiento en *Zonation*.

2.2.2 Irreemplazabilidad

La irreemplazabilidad, refleja que tan importante es un área específica, según el grado de importancia ecológica o el grado de amenaza que posea. Es una combinación de características que ayudan a definir los objetivos de conservación, áreas con altas concentraciones de especies endémicas o

especies con algún estado de conservación amenazado suelen ser irremplazables (Margules & Pressey, 2000).

Se identificó las especies en estado de conservación amenazado (VULNERABLE, EN PELIGRO O EN PELIGRO CRÍTICO), a través de la revisión de la clasificación de especies del MMA al año 2022. Se consideró especies terrestres de flora y fauna. Posterior a esto, se buscó los puntos de presencia de cada especie dentro del área de estudio a partir de *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) y base de datos del Laboratorio de Ecología de Paisaje, en donde se contabilizó un total de 38 especies, 21 especies de fauna Y 17 especies de flora, todas con algún estado de conservación amenazado y distribuidas en toda el área de estudio (Tabla 2).

Tabla 2. Listado de especies utilizadas con su respectivo estado de conservación

Especie	Flora- Fauna	Estado de Conservación
<i>Alsodes barrioi</i>	Fauna	EN PELIGRO
<i>Araucaria araucana</i>	Flora	VULNERABLE
<i>Asplenium trilobum</i>	Flora	VULNERABLE
<i>Austrolycopodium paniculatum</i>	Flora	VULNERABLE
<i>Berberisdopsis corallina</i>	Flora	EN PELIGRO
<i>Berberis negeriana</i>	Flora	EN PELIGRO
<i>Bipinnula volkmannii</i>	Flora	EN PELIGRO
<i>Chiasognathus jousselini</i>	Fauna	EN PELIGRO CRÍTICO
<i>Chloraea cuneata</i>	Flora	EN PELIGRO CRÍTICO

<i>Caudiverbera caudiverbera</i>	Fauna	VULNERABLE
<i>Corynabutilon hirsutum</i>	Flora	EN PELIGRO
<i>Erichius franzae</i>	Fauna	VULNERABLE
<i>Eucryphia glutinosa</i>	Flora	VULNERABLE
<i>Eupsophus contulmoensis</i>	Fauna	EN PELIGRO
<i>Eupsophus roseus</i>	Fauna	VULNERABLE
<i>Gaultheria renjifoana</i>	Flora	EN PELIGRO CRÍTICO
<i>Gomortega keule</i>	Flora	EN PELIGRO
<i>Hippocamelus bisulcus</i>	Fauna	EN PELIGRO
<i>Isoetes araucaniana</i>	Flora	EN PELIGRO
<i>Legrandia concinna</i>	Flora	EN PELIGRO
<i>Leopardus guigna</i>	Fauna	VULNERABLE
<i>Liolaemus hermannunezi</i>	Fauna	EN PELIGRO CRÍTICO
<i>Liolaemus schroederi</i>	Fauna	VULNERABLE
<i>Liolaemus scorialis</i>	Fauna	EN PELIGRO
<i>Liolaemus septentrionalis</i>	Fauna	EN PELIGRO
<i>Lycalopex fulvipes</i>	Fauna	EN PELIGRO
<i>Citronella mucronata</i>	Flora	VULNERABLE
<i>Phrixotrichus scrofa</i>	Fauna	EN PELIGRO
<i>Phrixotrichus vulpinus</i>	Fauna	EN PELIGRO
<i>Phymaturus vociferator</i>	Fauna	EN PELIGRO CRÍTICO
<i>Pitavia punctata</i>	Flora	EN PELIGRO
<i>Pristidactylus torquatus</i>	Fauna	VULNERABLE
<i>Prumnopitys andina</i>	Flora	VULNERABLE
<i>Pudu puda</i>	Fauna	VULNERABLE
<i>Rhinella arunco</i>	Fauna	VULNERABLE
<i>Rhinoderma darwinii</i>	Fauna	EN PELIGRO
<i>Ribes Integrifolium</i>	Flora	VULNERABLE
<i>Telmatobufo bullocki</i>	Fauna	EN PELIGRO CRÍTICO

A todos los puntos de presencia de las 38 especies se les aplicó la herramienta

“Densidad de Kernell” en ArcMap, que calcula la densidad de la ocurrencia en el territorio y así conseguir la concentración estadística del patrón de densidad por hectárea de las especies (Jiménez & Díaz, 2017).

En segundo lugar, se revisó el informe final de la Aplicación de los Criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile (Pliscoff, 2015), en el cual se obtuvo un total de 20 pisos vegetacionales en estado de conservación amenazados en la Región (Tabla 3), a estos, se les extrajo los parches de bosque nativo mayor a 50 hectáreas y se asignaron valores de 0 a 100 según el estado de conservación del piso vegetacional, donde “EN PELIGRO CRÍTICO” se normalizó con valor máximo 100, “EN PELIGRO” 66, “VULNERABLE” 33 y el resto de territorio valor 0, esto para poder priorizar los parches de bosque nativo más amenazados según el estado de conservación que poseen

Tabla 3. Pisos vegetacionales y su estado de conservación

Pisos Vegetacionales	Estado de Conservación
Matorral bajo templado andino de <i>Discaria chacaye</i> y <i>Berberis empetrifolia</i>	VULNERABLE
Bosque siempreverde templado andino de <i>Nothofagus dombeyi</i> y <i>Gaultheria phillyreifolia</i>	VULNERABLE
Bosque resinoso templado costero de <i>Araucaria araucana</i>	VULNERABLE

Bosque resinoso templado andino de <i>Araucaria araucana</i> y <i>Nothofagus dombeyi</i>	VULNERABLE
Bosque mixto templado costero de <i>Nothofagus dombeyi</i> y <i>N. obliqua</i>	EN PELIGRO CRÍTICO
Bosque resinoso templado andino de <i>Araucaria araucana</i> y <i>Festuca scabriuscula</i>	VULNERABLE
Bosque laurifolio templado costero de <i>Aextoxicon punctatum</i> y <i>Laurelia sempervirens</i>	EN PELIGRO
Bosque esclerofilo psamófilo mediterráneo interior de <i>Quillaja saponaria</i> y <i>Fabiana imbricata</i>	EN PELIGRO
Bosque esclerofilo mediterráneo costero de <i>Lithrea caustica</i> y <i>Azara integrifolia</i>	EN PELIGRO CRÍTICO
Bosque caducifolio templado de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Persea lingue</i>	EN PELIGRO CRÍTICO
Bosque caducifolio templado costero de <i>Nothofagus alpina</i> y <i>Persea lingue</i>	EN PELIGRO CRÍTICO
Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> y <i>Azara alpina</i>	VULNERABLE
Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> y <i>Araucaria araucana</i>	VULNERABLE
Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> y <i>N. dombeyi</i>	VULNERABLE
Bosque caducifolio templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> y <i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	EN PELIGRO
Bosque caducifolio mediterráneo interior de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Cryptocarya alba</i>	EN PELIGRO CRÍTICO
Bosque caducifolio mediterráneo andino de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Austrocedrus chilensis</i>	VULNERABLE
Bosque caducifolio mediterráneo-templado costero de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Gomortega keule</i>	EN PELIGRO CRÍTICO
Bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de <i>Nothofagus pumilio</i> y <i>N. obliqua</i>	VULNERABLE
Bosque caducifolio mediterráneo-templado andino de <i>Nothofagus alpina</i> y <i>N. obliqua</i>	VULNERABLE

2.2.3 Adecuación

La adecuación es un criterio importante en el diseño de áreas protegidas y la conservación de la naturaleza en la década de 1990 (Kukkala & Moilanen, 2013). En estos últimos años el uso de este criterio ha permitido conservar especies con amplio rango de distribución (Thinley et al., 2021), lo cual es fundamental para mantener o recuperar la viabilidad de poblaciones y metapoblaciones, considerando el grado de fragmentación de los ecosistemas nativos en los últimos 50 años (Rajaratnam et al., 2016). Para poder identificar hábitats adecuados (idóneos) para ciertas especies amenazadas es necesario utilizar modelos de distribución de especies (MDE) (Raxworthy et al., 2003), por lo que, en el área de estudio se considerarán 15 especies en estado de conservación amenazado 7 especies de flora: *Araucaria araucana*, *Berberis corallina*, *Citronella mucronata*, *Eucryphia glutinosa*, *Gomortega keule*, *Pitavia punctata*, *Prumnopitys andina* y 8 de fauna: *Calyptocephalella gayi*, *Eupsophus roseus*, *Hippocamelus bisulcus*, *Leopardus guigna*, *Phymaturus vociferator*, *Pristidactylus torquatus*, *Pudu puda*, *Rhinoderma darwinii*.

Los MDE de las 15 especies fueron desarrollados por (Retamal, 2021) y corresponden a zonas de hábitat idóneo para cada especie basado en los requerimientos de nicho ecológico potencial de estas (Soberón & Nakamura, 2009)². Posterior a esto, los mapas de MDE se solapó con un mapa ponderado

de las coberturas y usos de suelos de la Región, según la preferencia de hábitat de cada especie. Hay que destacar que estas 2 métricas fueron reclasificadas y ponderadas de 0 a 100 donde el valor máximo significa un hábitat más adecuado e idóneo para cada una de las especies.

2.3 Priorización espacial de áreas de alto valor de biodiversidad

Zonation GUI 4.0.0 es un software de código libre, el cual realiza priorizaciones espaciales a través de un meta-algoritmo donde los sitios con valores cercanos a 0 reciben calificaciones bajas en priorización, en cambio, los sitios con valores cercanos a 100 serán áreas más valiosas para la conservación (Lehtomäki & Moilanen, 2013). El software pretende utilizarse para informar en la toma de decisiones. Además, es útil para ejecutar otros modelos.

Los inputs que se utilizó son los mapas de representatividad, irremplazabilidad y adecuación, un total de 20 mapas, delimitados por la máscara del área de estudio, con un tamaño de píxel de 90x90 m. Estas métricas ya normalizadas en valores de 0 a 100 para generar el mapa de áreas de alto valor en biodiversidad (AVB) en *Zonation*.

2.4 Evaluación del Riesgo a la pérdida de hábitat de las Áreas de Alto Valor de Biodiversidad

El modelo posee un enfoque cuantitativo para evaluar la influencia acumulativa de los factores de estrés (amenazas) (Arkema et al., 2014). El modelo incorpora dos dimensiones de información para calcular el riesgo: exposición y consecuencia. La exposición es definida como el grado en que el hábitat interactúa con un factor de estrés y la consecuencia es la respuesta del hábitat a esta exposición, acá se considera la resiliencia y la sensibilidad del hábitat.

La ERH considera dos tipos de coberturas a) hábitat y b) los factores de estrés. Estos corresponden a las amenazas y se les otorgó criterios para cuantificar la exposición y consecuencia. Por ejemplo, para un ecosistema boscoso se puede considerar la tasa de reclutamiento de semillas, tasa de recuperación post disturbio, etc. En el caso de los factores de estrés es importante considerar, por ejemplo, su frecuencia, la magnitud e intensidad. Estos criterios se les tiene que determinar el grado de exposición y consecuencia, los cuales serán entre una escala de 1 y 3; donde 0 = sin puntuación. Por ejemplo, para el tiempo de recuperación su escala sería la siguiente: 1= menos de 1 año de recuperación; 2= entre 1 y 10 años; 3= más de 10 años. Hay que considerar que el valor 3 representa una mayor exposición o consecuencia y dan lugar a puntuaciones de riesgo más altas (Sharp et al., 2014). Por lo tanto, posterior a esta ponderación se generó una tabla con los valores para cada uno de los criterios para el respectivo hábitat (AVB) (Tabla 4).

La AVB, será el input del hábitat para la ERH en el cual se consideró el 20% más prioritario de la Región, además de los parches mayores a 50 ha de este 20% por el hecho de considerar parches de un tamaño representativo. Los factores de estrés, se extrajeron los usos y coberturas de suelo de origen antrópico como zona urbana, plantaciones forestales, caminos y ecosistemas afectados por incendios forestales (temporada 2023) (Figura 3), este último es una cobertura temporal ya que, es un disturbio que ocurre cada cierto periodo de tiempo y el cual es considerado una amenaza por la severidad de estos mega incendios que han ocurrido estos últimos años (De la Barrera et al., 2018)

Tabla 4. Tabla de Calificación de Criterios, contiene información sobre los criterios del hábitat y de los factores de estrés, donde se pondera el RATING (el nivel de impacto de los criterios sobre el hábitat), DQ (calidad de los datos), WEIGHT (ponderación de criterios y atributos entre ellos) (Sharp et al., 2014). También se especifica si el criterio es de exposición o consecuencia de riesgo (E/C). A estos criterios se los pondera de 0 a 3, siendo el valor 3 el valor más alto.

HABITAT NAME	HÁBITAT			CRITERIA TYPE
HABITAT RESILIENCE ATTRIBUTES	RATING	DQ	WEIGHT	E/C
recruitment rate	3	1	3	C
recovery time	3	1	2	C
changes in area	2	1	3	E
changes in structure	2	1	2	E
HABITAT STRESSOR OVERLAP PROPERTIES				
caminos	RATING	DQ	WEIGHT	
frequency of disturbance	3	1	3	C
magnitude of disturbance	1	1	1	E

severity of disturbance	1	1	2	E
superposicion temporal	3	1	3	E

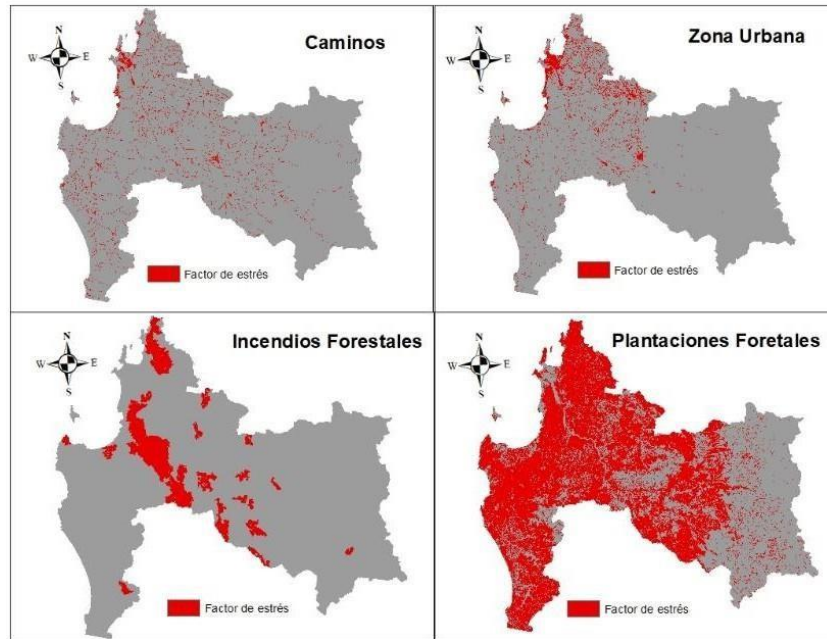


Figura 3. Distribución de los factores de estrés utilizados en la Evaluación de Riesgo de Hábitat.

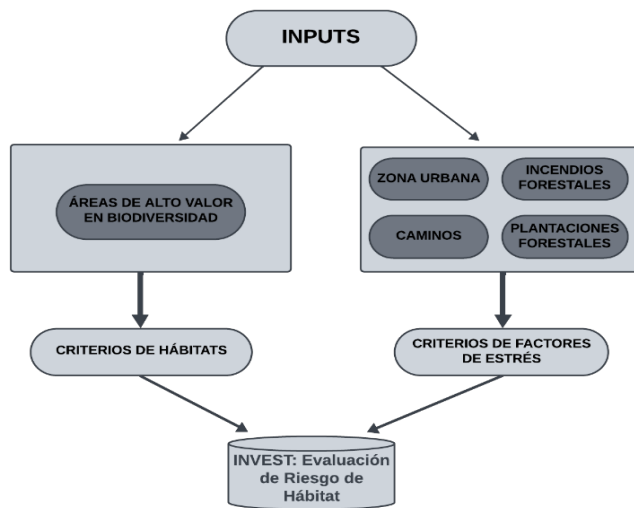


Figura 4. Procedimiento para la generación de inputs de entrada para el modelo Evaluación del Riesgo de Hábitat de la Región del Biobío.

El modelo incluye dos opciones para estimar el riesgo, un enfoque multiplicativo o un enfoque euclidiano. Para este estudio se utilizó el enfoque euclidiano del riesgo en que para cada píxel se calcula como la distancia euclidiana desde el origen en el espacio de exposición-consecuencia, donde la exposición promedio está en un eje y la puntuación de consecuencia promedio está en el otro (Sharp et al., 2014). También, se estableció una función de decaimiento ponderado, el cual modela el efecto de los factores de estrés según un área de amortiguación de este mismo, lo que quiere decir espacialmente es que si el hábitat está más cerca de la amenaza más riesgo tiene a comparación si está a mayor distancia. Para esto se otorgaron distintas distancias de amortiguamiento para cada factor de estrés, esto dependiendo de que tan influyente es el impacto que generan en los ecosistemas naturales, esto fue realizado a través de una consulta a expertos. Los valores designados fueron para caminos 90 metros, plantaciones forestales 300 metros, incendios forestales 400 metros y zona urbana 500 metros.

RESULTADOS

3.1 Métricas de Representatividad

La métrica de parches mayor a 50 ha reveló la presencia de un parche de mayor tamaño en la zona precordillerana al sur de la Región. Este parche posee una superficie de 98.294,31 ha y al igual que los parches de mayor tamaño, éstos se concentran en la zona andina de la Región. En la Cordillera de la Costa se registraron pequeños parches fragmentados excepto en la zona sur donde se determinó el parche de mayor tamaño con 37.375,47 h. Este parche es parte de la Cordillera de Nahuelbuta (Figura 5)..

Adicionalmente, el parche localizado en la zona precordillerana representó la mayor cantidad de pisos vegetacionales, con 9 de un total de 20. Según la métrica anterior (parches mayores a 50 ha), este parche es el segundo con mayor superficie

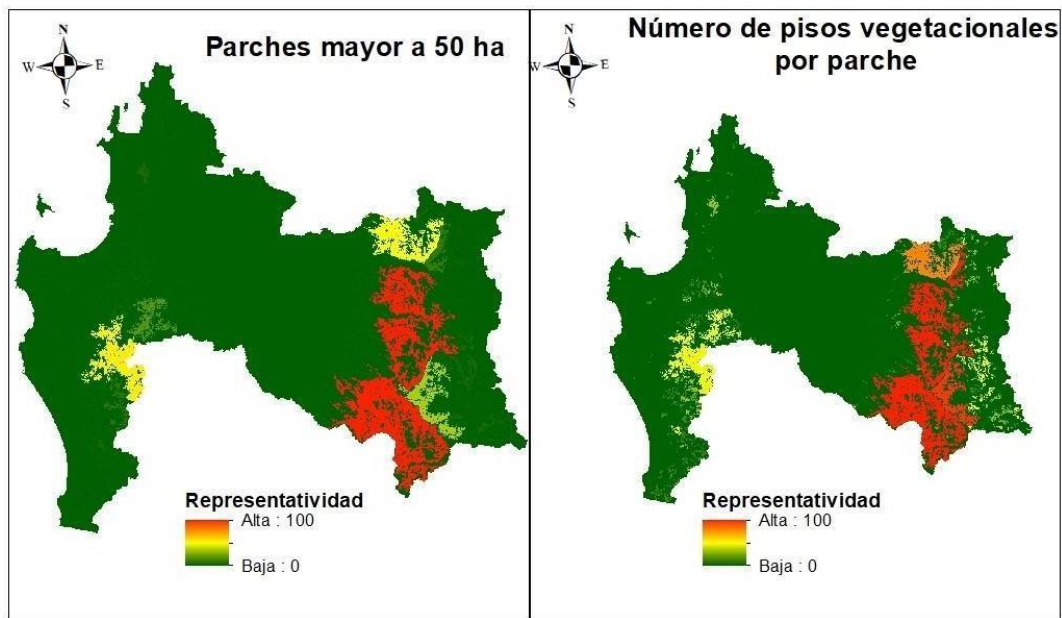


Figura 5. Indicadores de representatividad normalizada en valores de 0 a 100. Los parches de color rojo poseen mayor representatividad de hábitat en la Región.

3.2 Métrica de Irreemplazabilidad

Se obtuvo dos mapas relacionados a la métrica de irreemplazabilidad (Figura 6). La mayor concentración de puntos de presencia de flora se presentó en la Cordillera de la Costa, principalmente en la Provincia de Concepción. La fauna tuvo una concentración parecida a la flora, pero se observó una concentración en la zona sur de la Cordillera de la Costa donde se encuentra la Cordillera de Nahuelbuta. La zona de la Cordillera de los Andes tuvo un nivel medio de concentración de especies amenazadas.

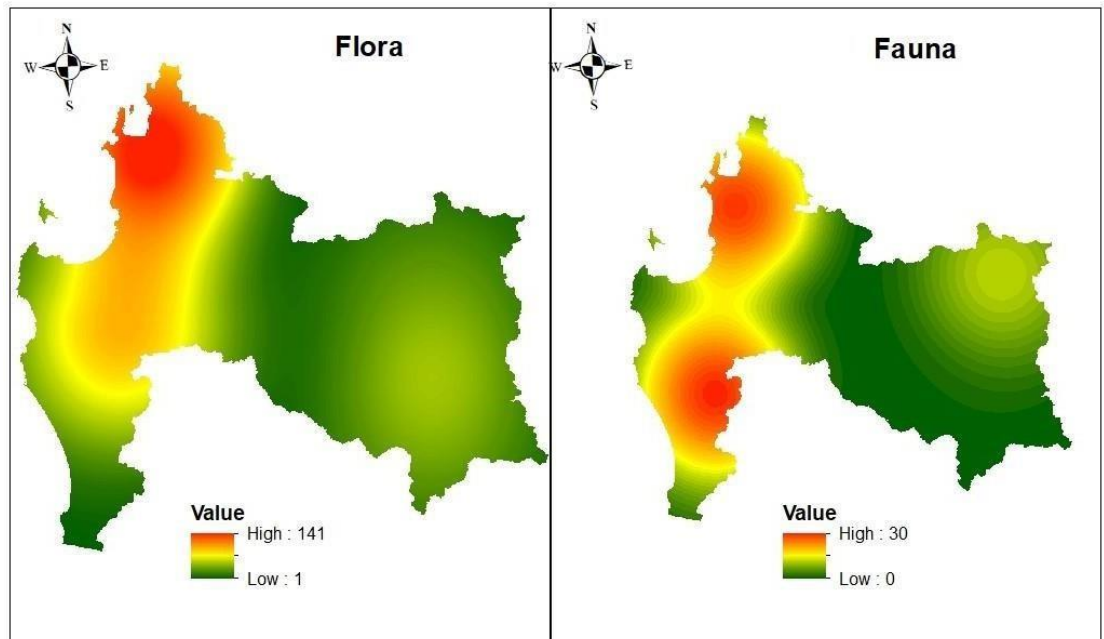


Figura 6. Indicadores de irremplazabilidad de Flora y Fauna, donde los valores más rojos representan mayor densidad de puntos de presencia de especies por hectárea.

De los 20 pisos 11 de éstos poseen un estado de conservación vulnerable, tres en peligro y seis en peligro crítico. Se puede evidenciar que los parches con pisos vegetacionales estado En Peligro Crítico y En Peligro se concentran en la Cordillera de la Costa y la zona más cercana a el Valle Central de la precordillera de los Andes (Figura 7).

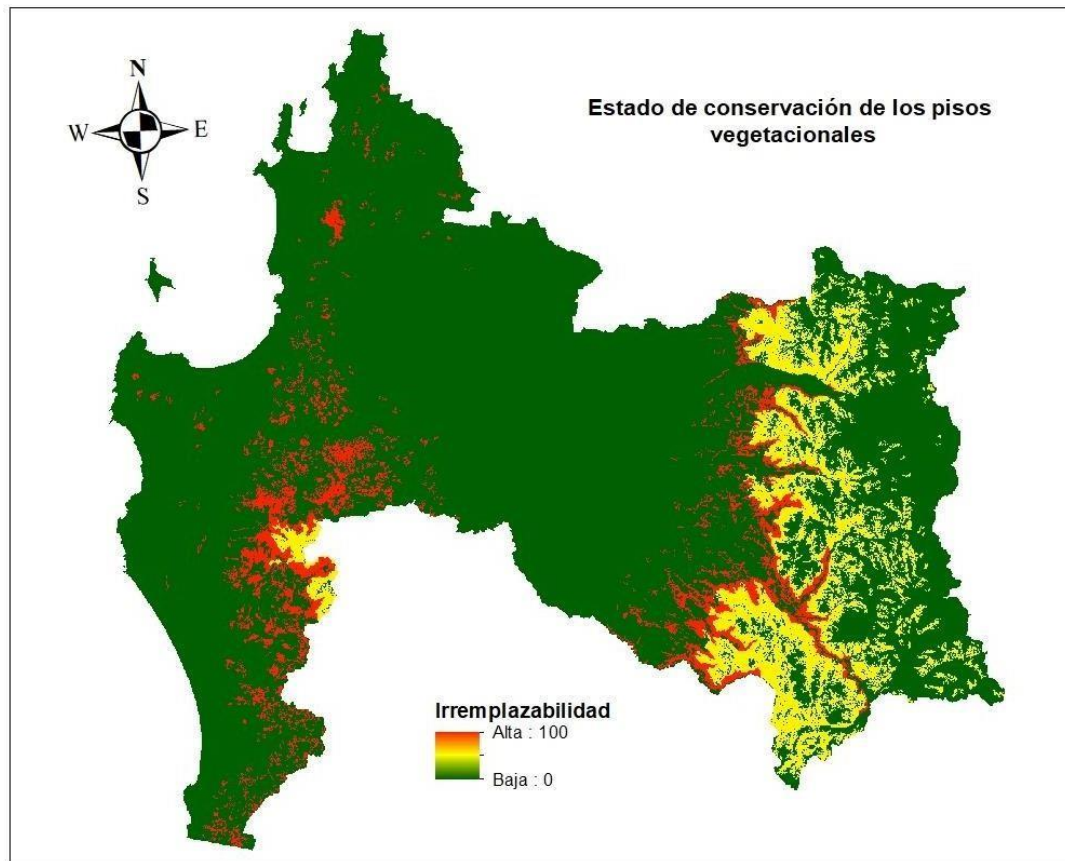


Figura 7. Estado de conservación de los pisos vegetacionales en parches de bosque nativo mayor a 50 ha, los valores rojos muestran pisos en estado de conservación “EN PELIGRO CRÍTICO” por lo tanto son parches irremplazables que poseen ecosistemas en el más alto grado de amenaza.

3.3 Métrica de Adecuación

Para esta métrica se obtuvo 15 mapas de adecuación, 7 para especies de flora y 8 para fauna. Para las especies de flora se observa que las zonas de alta adecuación sí coinciden con la distribución geográfica de estas (Figura 8 y Figura 9).

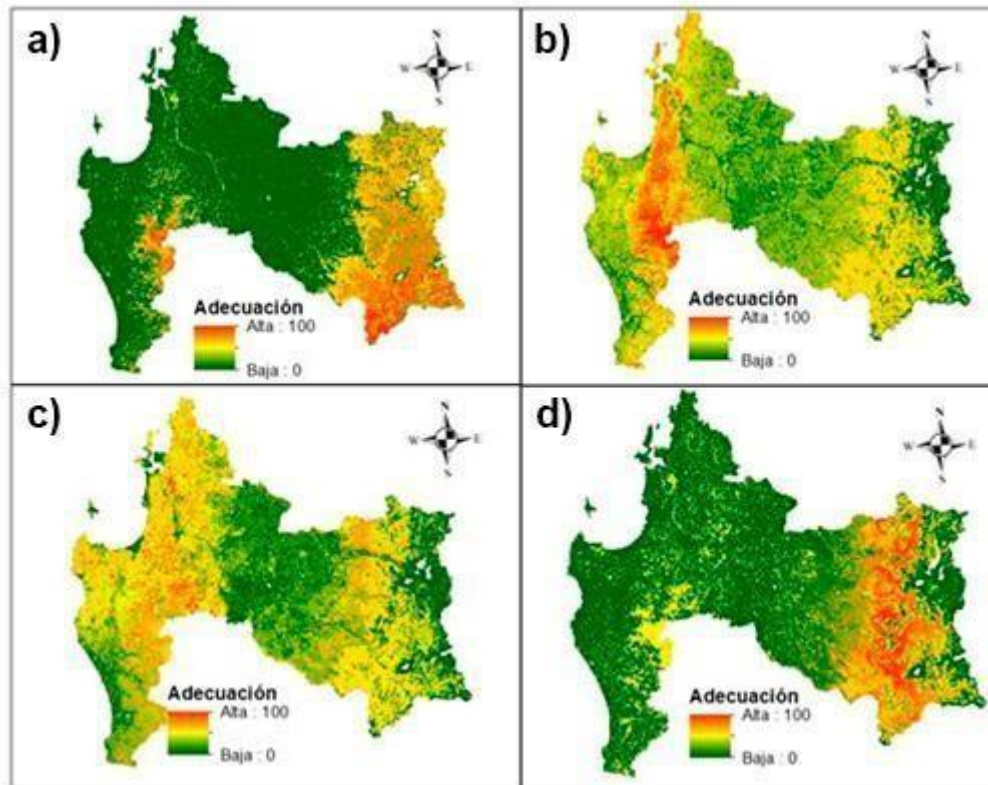


Figura 8. Indicador para el criterio de adecuación para a) *A. araucana*, b) *B. corallina*, c) *C. mucronata* y d) *E. glutinosa* (abajo, derecha). Las zonas de color rojo representan mayor adecuación o idoneidad potencial para las especies.

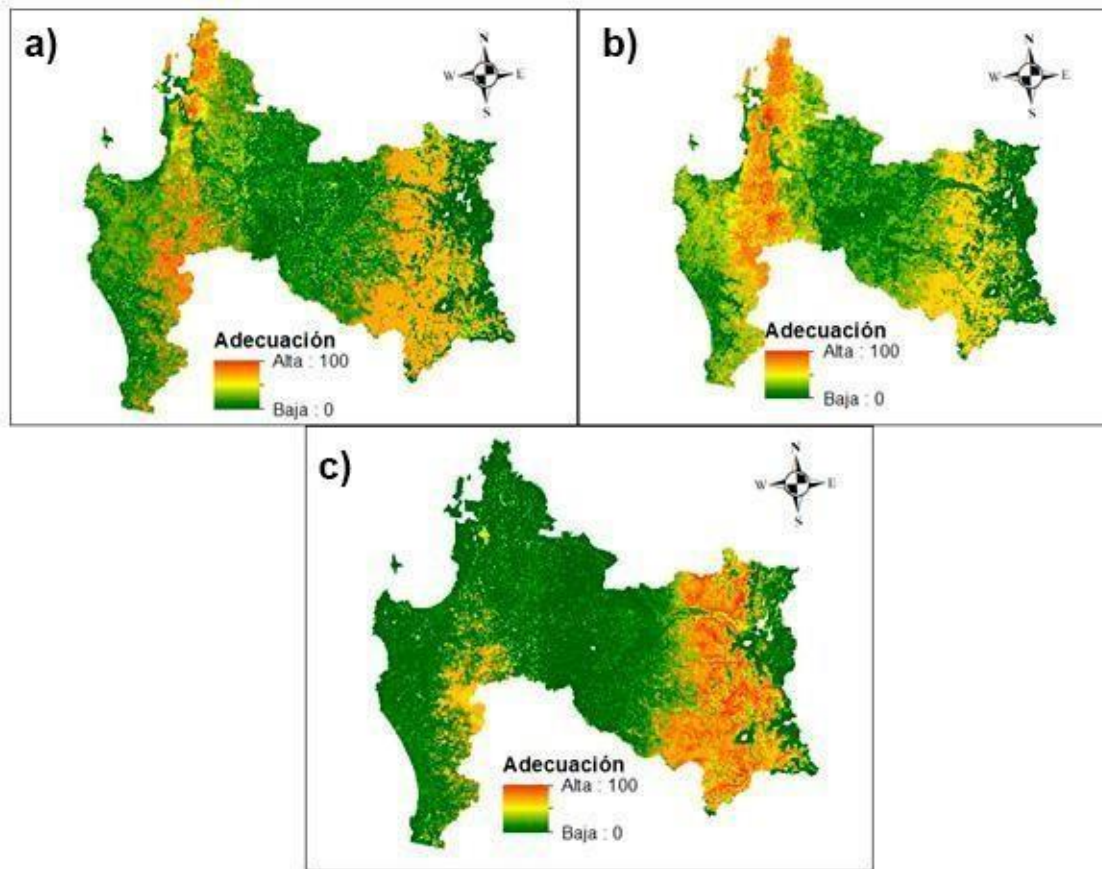


Figura 9. Adecuación para a) *G. keule*, b) *P. punctata*, c) *P. andina*. Las zonas de color rojo representan mayor adecuación o idoneidad potencial para la especie.

Al observar los resultados de fauna las áreas más adecuadas se encuentran en la cordillera de la Costa y de los Andes (Figura 10 y Figura 11). También hay especies con una distribución acotada dentro de la Región y que mantienen en nivel de adecuación en los mapas realizados, un ejemplo de esto es *H. bisulcus*, *C. gayi*, *E. roseus* y *P. vociferator*.

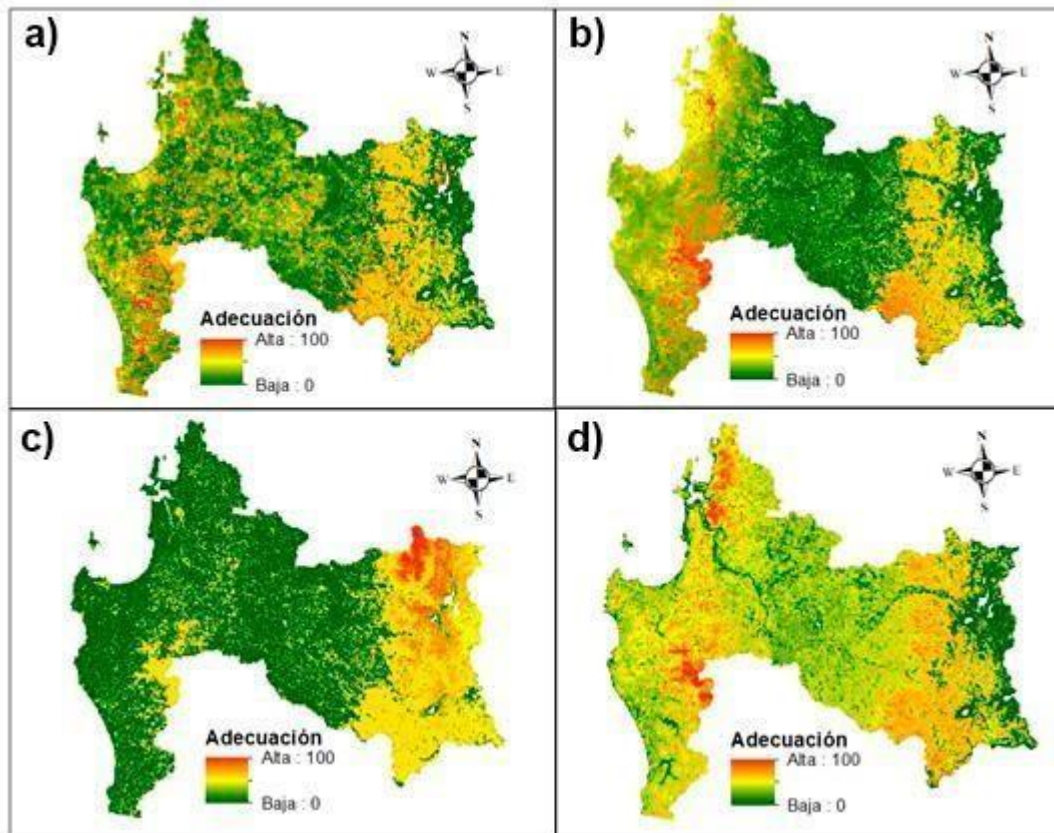


Figura 10. Adecuación para a) *C. gayi*, b) *E. roseus*, c) *H. bisulcus* y d) *L. guigna*. Las zonas de color rojo representan mayor adecuación o idoneidad potencial para la especie.

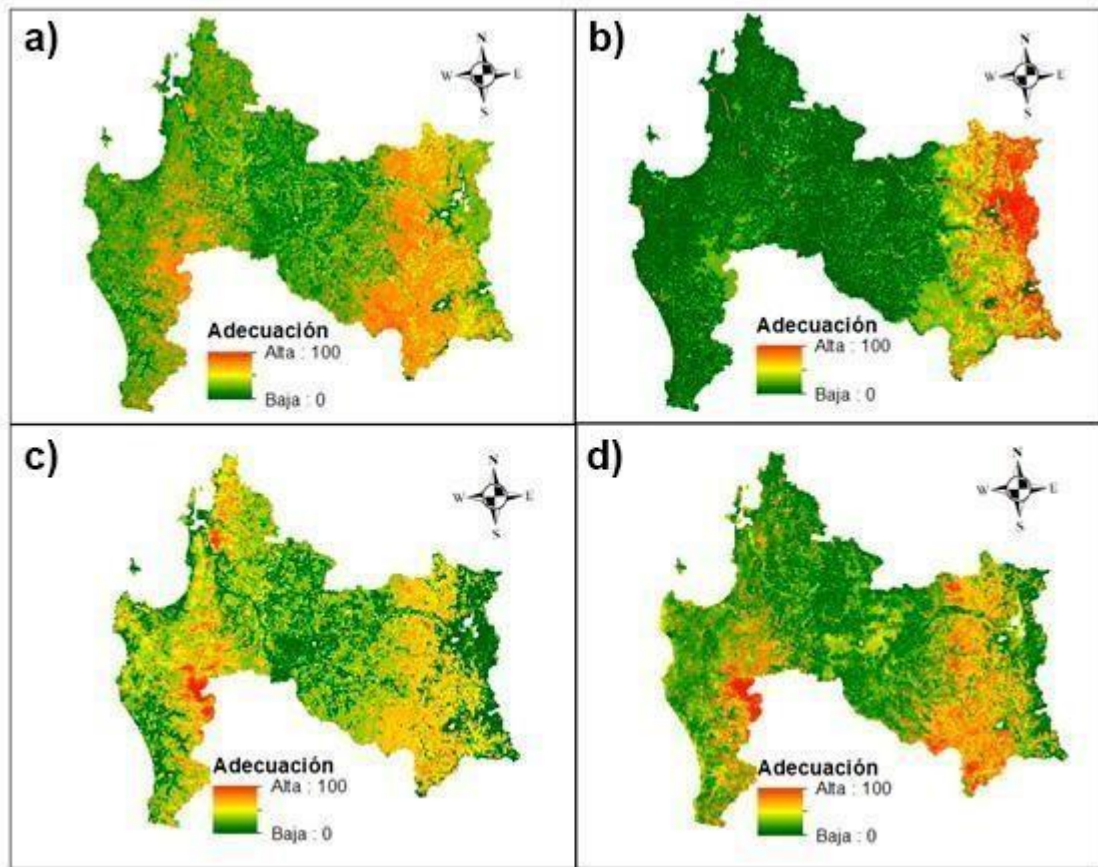


Figura 11. Adecuación para a) *P. vociferator*, b) *P. torquatus*, c) *P. puda* y d) *R. darwinii*. Las zonas de color rojo representan mayor adecuación e idoneidad potencial para la especie.

3.4 Priorización espacial de áreas de alto valor en biodiversidad

Los 20 mapas asociados a indicadores y criterios fueron ponderados con el mismo peso, lo que quiere decir que todo son igual de prioritarios, para generar el mapa de priorización espacial (Figura 12). El 10% superior contempla una superficie de 215.319,87 ha, la cual está dividida por las zonas precordilleranas del sur de la Región y la zona sur de la Cordillera de la Costa. En esta última zona se encuentra la Cordillera de Nahuelbuta y pequeños parches distribuidos en toda la Cordillera de la Costa donde se reconoce el Parque Nacional Nonguén.

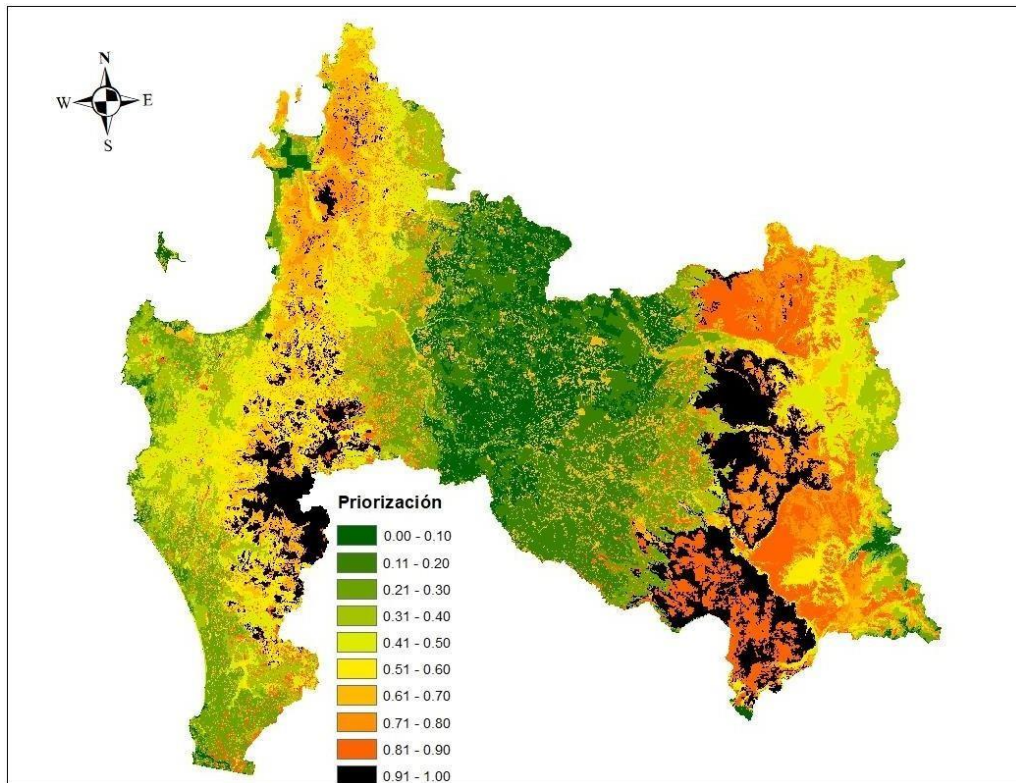


Figura 12. Mapa de priorización de áreas de alto valor de biodiversidad (AVB) de la Región del Biobío. El color negro representa el 10 % de las áreas con más prioridad a conservar según los criterios utilizados.

El hábitat input que se consideró en el modelo evaluación de riesgo de hábitat abarcó el 20% superior de las áreas AVB (Figura 13), lo cual aumenta en un total de 454.563,91 ha, esto para abarcar mayor territorio en la zona norte de la precordillera y tener áreas núcleo más grandes y menor efecto borde, esto a su vez permite que se tenga mayor cantidad de superficie de bosque nativo ya que,

las áreas AVB también contemplan otras coberturas (matorrales, suelo desnudo, plantaciones forestales), las cuales no son de interés para el presente estudio.

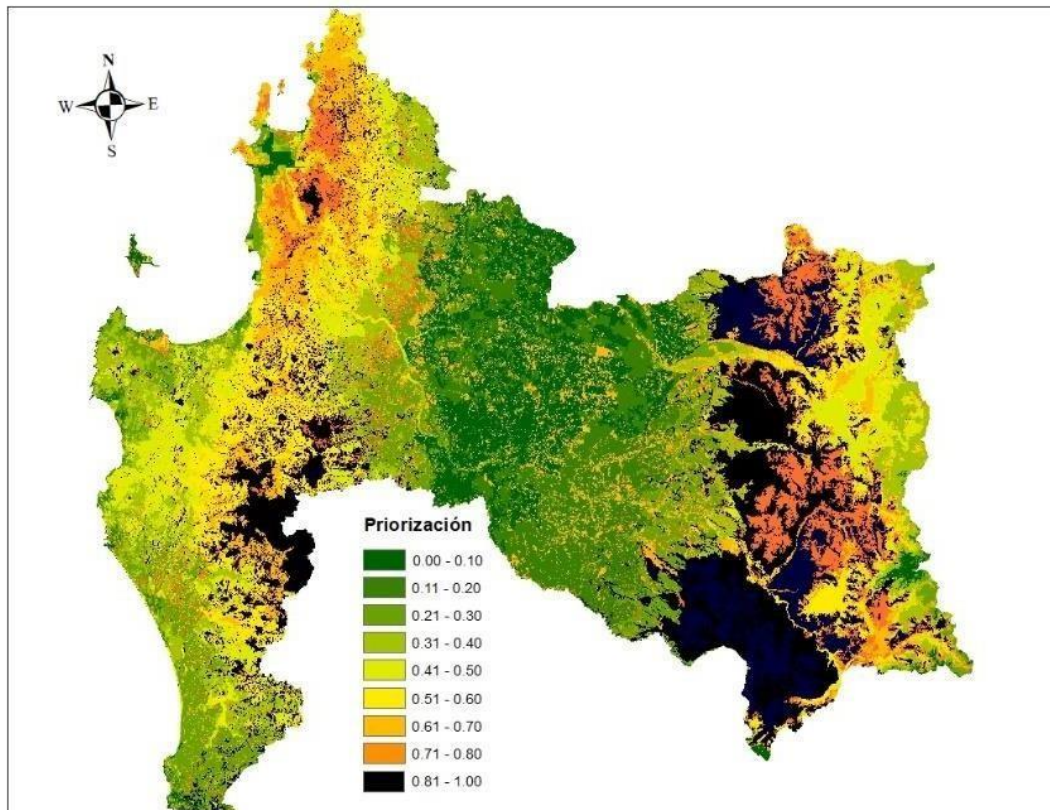


Figura 13. AVB donde el color negro representa un 20% de las áreas con mayor biodiversidad de la Región.

3.5 Mapa de Riesgo a la Perdida de Hábitat

En el modelo de ERH identificó cuatro distintos niveles de riesgo en la Región: nulo, bajo, medio y alto riesgo (Figura 14). Estos ecosistemas amenazados por presiones antrópicas poseen distintas superficies dependiendo de la cercanía de uno o múltiples factores de estrés. Los ecosistemas con nulo riesgo equivalen a

una superficie de 186.219 ha lo que equivale a un 40,9% de las AVB, ecosistemas con bajo riesgo 31380.21 ha el 6.9%, ecosistemas en mediano riesgo 124.279,92 ha el 27,4% y ecosistemas en alto riesgo 101.706,0 ha el 24,8%.

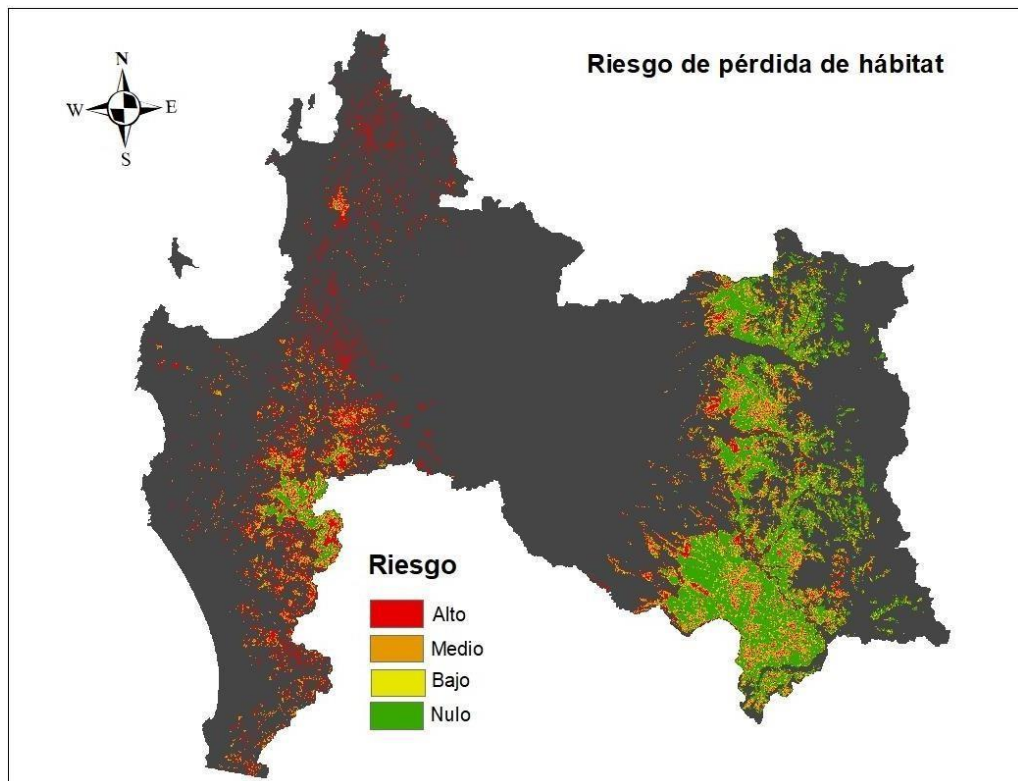


Figura 14. Mapa de Riesgo de pérdida de hábitat en la Región del Biobío, considerando el 20% de las áreas de alto valor en biodiversidad.

La Cordillera de la Costa posee una superficie de hábitat de 128.105,55 ha lo cual es mucho menor a la C. de los Andes que contiene 319.950,81 ha de hábitat (Figura 15). La Cordillera de la Costa es la zona que mayor riesgo evidencia ya que, es la que posee una mayor transformación en el paisaje dominado por una matriz forestal, afectada por múltiples incendios forestales y bajo una constante

urbanización (Echeverría et al., 2019). Esto se evidencia en el porcentaje de superficie que está en uno de los niveles de riesgo en cada cordillera. Las AVB de la zona Andina posee un 46,4% de su superficie en algún nivel de riesgo (bajo, medio, alto) siendo el nivel medio el de mayor porcentaje de los tres con un 27,7% (88.598,61 ha). En cambio, la zona Costera posee un 88,6% de sus AVB en uno de los niveles de riesgo siendo el nivel de riesgo alto el de mayor porcentaje con un 57,3%.

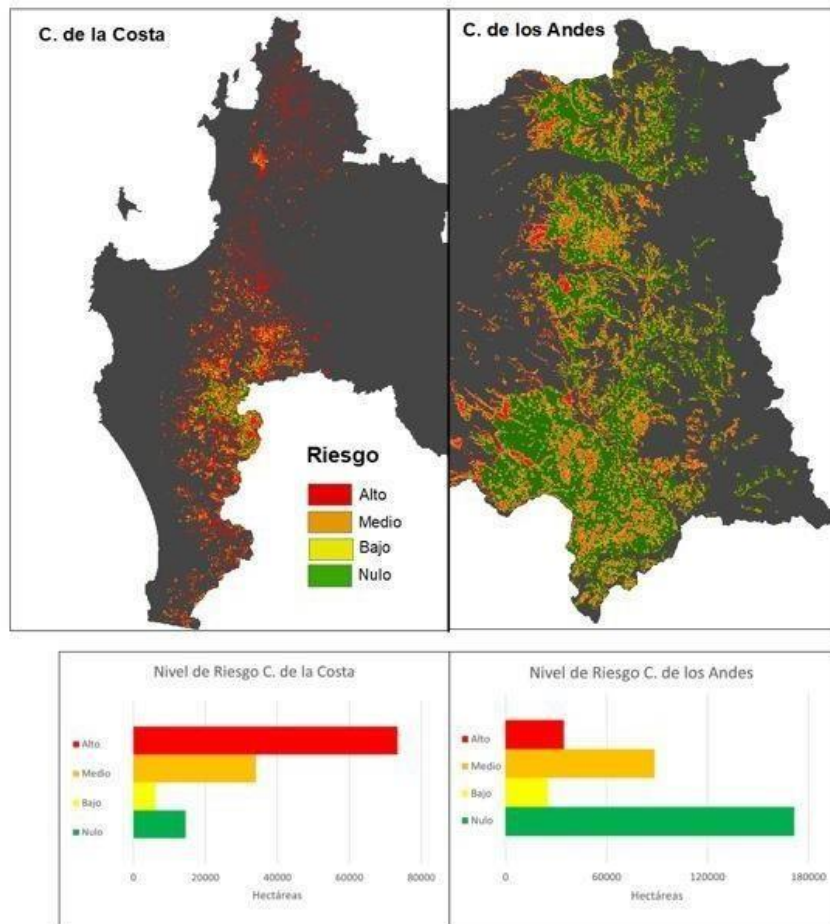


Figura 15. Áreas de AVB de cada cordillera con su respectivo gráfico en donde se muestran los niveles de riesgo y las hectáreas que abarca cada uno en ambas cordilleras, donde el color rojo representa un alto riesgo, naranja mediano riesgo, amarillo bajo riesgo y verde un riesgo nulo.

Por otro lado, la distribución de cada factor de estrés (ver Figura 3) afecta en distintos porcentajes a las AVB. Los caminos poseen una superficie de 92.615,4

ha de las cuales 527,91 ha son de alto riesgo para las AVB. En el caso de los incendios temporada 2023, se observó que el tamaño de este disturbio no afectó grandes extensiones de AVB, principalmente porque estos mega incendios afectaron a plantaciones forestales (76 %). De, las 210.817,1 ha que fueron quemadas por incendios solo el 3,12 % fueron superficies consideradas de alto riesgo de ser degradadas o destruidas lo que equivale a 6.598,58 hectáreas. Estas, zonas fueron solapadas por el polígono de incendios que indica que estas zonas fueron afectadas directamente por el incendio; en cambio, áreas de AVB que poseen un mediano y bajo riesgo al disturbio las cuales poseen una superficie de 316,23 y 295,14 ha, principalmente son zonas cercanas a los polígonos de los incendios que están siendo amenazadas por las consecuencias post-incendio como lo es el efecto borde y cambio en los microclimas de estos parches de AVB. En este estudio se observó que de las 119.484,1 ha de cobertura urbana 2306.05 ha son de alto riesgo, 4.636,01 ha de mediano riesgo y 4.408,99 ha de bajo riesgo para las AVB. Por último, las plantaciones forestales son el factor de estrés que genera mayor riesgo, debido a la superficie que abarca a nivel regional con un total 1.288.865,1 ha de las cuales 58,3 % de esta genera riesgo a las AVB, 269.372,78 ha en riesgo alto, 394.650,62 en mediano riesgo, 87.256,19 en bajo riesgo (Tabla 5 y Tabla 6).

Tabla 5. Factores de estrés con sus superficie de riesgo obtenido del modelo Evaluación de Riesgo de Hábitat.

Factor de estrés	total (ha)	Riesgo			Total (ha)
		Alto (ha)	(ha)	Bajo(ha)	
<u>Caminos</u>	92615.4	527.91	0	0	527.91
<u>Zona urbana</u>	119484.7	2306.05	4636.01	4408.99	11351.05
<u>Incendios</u>	210817.1	6598.58	316.23	295.14	7209.94
Plantaciones Forestales	1288865.5	269501.8	394650.6	87256.19	751408.6

Tabla 6. Factores de estrés con sus porcentajes de riesgo obtenido del modelo Evaluación de Riesgo de Hábitat.

Factor de estrés	Riesgo		
	Alto (%)	Medio (%)	Bajo (%)
<u>Caminos</u>	0.57	0	0
<u>Zona urbana</u>	1.93	3.88	3.69
<u>Incendios</u>	3.13	0.15	0.14
Plantaciones Forestales	20.91	30.62	6.77

El 20% superior de las áreas AVB cubren 454.563,9 ha, el riesgo que las amenaza alcanza un 66,4 % de su superficie, lo que quiere decir que 301.830 ha de áreas prioritarias para la conservación son vulnerables a ser degradadas, destruidas o eliminadas.

Se analizó el efecto de los factores de estrés a una escala más reducida dentro de la Región. Se seleccionó el Parque Nacional Nonguén el cual posee una superficie de 4.745 ha, ubicado en la provincia de Concepción. Corresponde a un parque periurbano ya que, su ubicación se encuentra rodeado de centros urbanos como lo son las comunas de Concepción, Chiguayante y Hualqui. Esto provoca que sea un parque sumamente amenazado por las presiones antrópicas como lo son las especies exóticas, la tala indiscriminada de bosque, perros asilvestrados, contaminación, incendios forestales y la urbanización(Álvarez, 2023). El alto nivel de biodiversidad, considerando que se encuentra dentro del 10% más priorizable dentro de la Región, hace que sea de suma importancia conservarlo. Se observa que todo el parque está rodeado de monocultivo forestal y cercano a centros urbanos, lo cual afecta su conectividad con otros parches y pone en riesgo la salud del bosque nativo que se busca proteger. Tras el uso del modelo ERH, se identificó que el 96,41% del parque está con algún nivel de riesgo y de este 96,41% el 54% es un riesgo alto lo que quiere decir que 1.227,96 ha del parque están en riesgo (Figura 16).

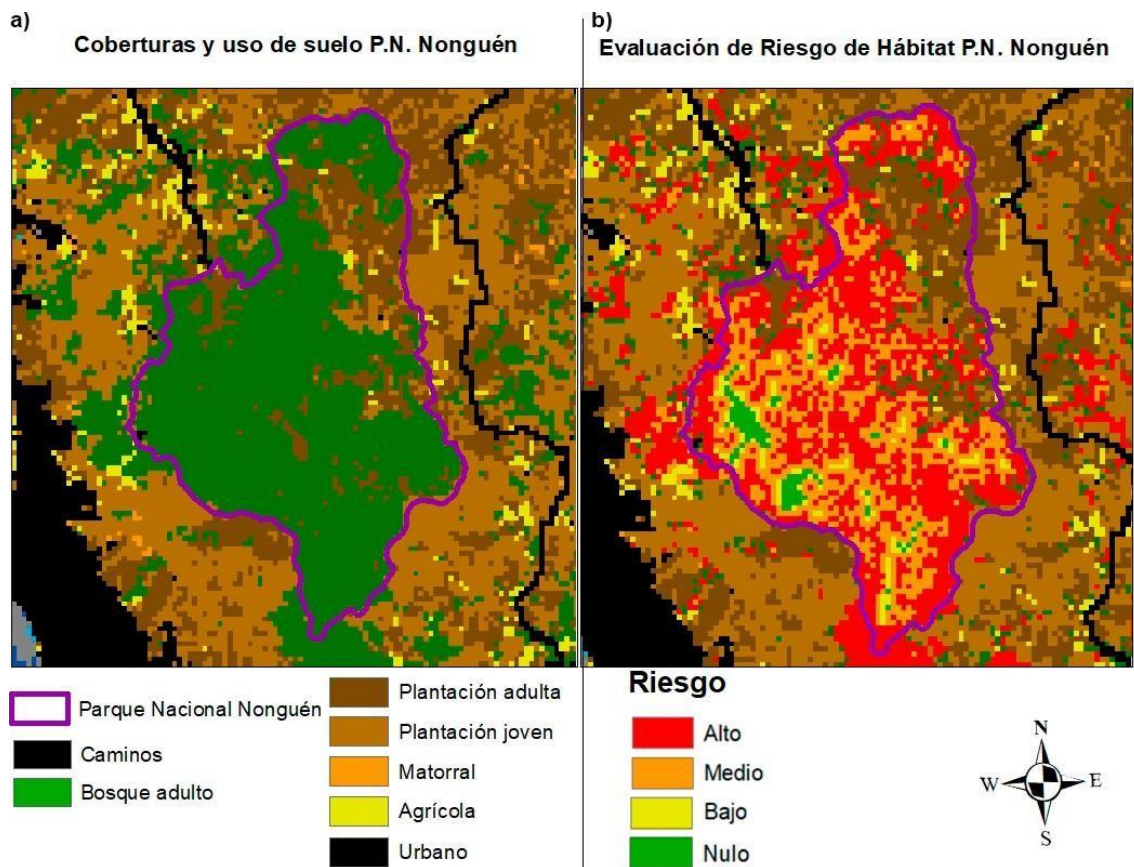


Figura 16. Mapa del Parque Nacional Nonguén, a) se observan las coberturas de uso de suelo dentro del parque y fuera de este donde destacan las plantaciones forestales y también lo cercano que está de centros urbanos. B) se ve el Parque Nacional Nonguén bajo el modelo de evaluación de riesgo de hábitat.

DISCUSIÓN

4.1 Riesgo de las AVB de la Región del Biobío

La Región del Biobío, ha sido un territorio el cual ha sufrido cambios drásticos en la transformación del uso de suelo, por causa de antropización el paisaje y a la vez homogenizándolo por la gran extensión de plantaciones forestales (Echeverría et al., 2006), por lo que, se puede inferir que este factor de estrés es el más riesgoso para las AVB ya que, el 88,3% del riesgo que generan los factores de estrés corresponden a las plantaciones forestales.

En el caso de los incendios, la riesgosisdad que estos generaron el 2023 no afectó considerables superficies de AVB, ya que estos afectaron en gran porcentaje a la matriz forestal, por lo que los remanentes de bosque nativo que estaban inmersos en las plantaciones fueron dañados y por lo que están en grave riesgo de ser transformados en plantaciones si no se protegen y conservan estos parches aislados. Esta transformación ha ocurrido por varias décadas y ciertos estudios reportan estos procesos. Por ejemplo, en 25 años (periodo 1986 a 2011) la Cordillera de la Costa estuvo sometida a cambios de cobertura, en donde el bosque nativo tuvo una pérdida de más de un millón de ha, las cuales fueron reemplazadas principalmente por plantaciones forestales (Echeverría et al., 2019). A su vez, estos cambios de coberturas afectan la configuración espacial

del paisaje. Por ejemplo, en la cordillera de Nahuelbuta se observa una disminución en la densidad de parches y de bordes de bosque nativo, incremento de la distancia entre parches y un aumento de la matriz dominada por plantaciones forestales (Otavo & Echeverría, 2017).

Los factores de estrés caminos y zonas urbanas no presentan un riesgo tan elevado como los incendios y las plantaciones forestales. Sin embargo, las carreteras u obras viales llevan consigo una serie de consecuencia a la biodiversidad, el atropellamiento de fauna silvestre es el impacto más fácil reconocer (Ruíz Ramírez, 2020). Por ejemplo, en la ruta que une Los Molles con Lo Orozco en la Región de Valparaíso, un estudio de un año monitoreando el atropello de fauna silvestre obtuvo un total de 382 animales de los cuales 326 era fauna silvestre principalmente aves, mamíferos y reptiles (Cañoles et al., 2019). Este constante riesgo a la fauna al valorizarse bajo (0,57% de su superficie provoca algún tipo de riesgo) no quiere decir que sea de poca preocupación, es muy importante evitar que se ejecuten proyectos de viabilidad y de urbanización, además de agregar señaléticas que propendan disminuir los atropellos en lugares cercanos a bosques de preservación o en lugares de mayor ocurrencia de atropellos a fauna.

El Parque Nacional Nonguén, al ser un hotspot de biodiversidad para la provincia de Concepción, está bajo un riesgo inminente, más aún si posee plantaciones

forestales y otras especies invasoras dentro de su perímetro lo que provoca que la interacción entre estas especies (nativas e invasoras) afecte negativamente a las especies nativas, lo que genera un efecto cascada de consecuencias al bosque nativo provocando que sea más permeable a interacciones antrópicas y menos resistente y resiliente a disturbios endógenos como exógenos.

4.2 Supuestos y limitaciones

El modelo de ERH, es una herramienta útil para evaluar bajo un enfoque cuantitativo la influencia de las actividades humanas a un ecosistema (Arkema et al., 2014). Es necesario tener en cuenta varios factores a considerar que pueden ser determinantes para generar el resultado esperado.

En primer lugar, el modelo permite abarcar una gran cantidad de criterio, hábitats y factores de estrés, pero se necesitan imagen de alta resolución, si mejor es la calidad de los archivos mejor resultados otorga el modelo. El modelo no refleja los efectos de disturbios exógenos pasados, principalmente porque los ecosistemas tienen la capacidad de recuperarse y se puede estar sobreestimando las actividades humanas pasadas (Sharp et al., 2014).

Al evaluar el riesgo de los factores de estrés no se considera el impacto indirecto que tienen estos al hábitat. Si bien, se utilizó un área buffer del factor de estrés

para expresar la influencia de la amenaza del factor de estrés al hábitat que, en varias ocasiones, podían estar rodeado de alguno de estos. Por ejemplo, la dispersión de plántulas en el caso de especies exóticas, en ese caso se le otorgó un valor al área de amortiguamiento para poder expresar esta función ecológica.

No se consideran variables topográficas a la hora de generar el modelo. Esto sería muy útil para generar mayor exactitud a los resultados ya que, si se considera estas variables se podrían definir nuevas zonas de riesgo si hablamos de dispersión de especies exóticas, probabilidades de incendio, etc.

En este estudio se evaluó el hábitat para especies de flora y fauna dentro de un mismo hábitat (AVB) considerando tres criterios. Si bien, se logró establecer un hábitat general para el elevado número de especies (20 para el criterio de adecuación y 38 para irremplazabilidad), se debería generar un modelo de ERH para el hábitat de cada especie, o identificar hábitats en donde las condiciones abióticas y bióticas sean ideales para albergar un gremio de especies según la preferencia de hábitat de estas.

Por otro lado, se han realizado pocos estudios en ecosistemas 100% terrestres, la mayoría de los estudios revisados tuvieron como área de estudio un ecosistema costero o marino ya que, el modelo se basa en el solapamiento espacial lo que ocurre de forma más explícita en estos hábitats, por lo que, si una

actividad humana se realiza sobre hábitat marinos (corales) está claro que ese solapamiento dará una zona de riesgo. Sin embargo, un estudio realizado por Duggan et al. (2015) emplea una metodología en un ecosistema terrestres similar al utilizada en este estudio con la diferencia de utilizar como hábitat usos de suelo determinados para tres especies.

4.3 Implicancias para la conservación

El modelo otorga información relevante para poder analizar el efecto de las actividades humanas sobre ecosistemas naturales e identificar como se ven amenazadas áreas de importancia ecológica las cuales deben ser protegidas y conservadas. Además, los resultados pueden implementarse rápidamente y es repetible numerables veces dependiendo de las necesidades que se están abordando (Duggan et al., 2015).

La información obtenida cumple una función primordial de mapas bases de cómo son afectadas las áreas con alto nivel de biodiversidad, las cuales son de suma importancia para la provisión de servicios ecosistémicos los cuales están siendo afectados por la pérdida de biodiversidad vinculada la expansión agrícola y forestal (Rodríguez-Echeverry et al., 2018). Por lo que, identificar las áreas que están en riesgo de ser degradadas, destruidas o reemplazadas permitirá doblar los esfuerzos de conservación en lugares estratégicos y a diferentes escalas.

Para evitar que se sigan perdiendo atributos de la biodiversidad, los esfuerzos de conservación deben ser efectivos logrando a largo plazo un equilibrio entre las necesidades humanas y la integridad ambiental (Wu, 2013). Una solución efectiva sería implementar una Infraestructura Ecológica (IE), cual propondría una red interconectada de zonas que puedan mantener a la biodiversidad y sus funciones y a su vez la provisión de servicios ecosistémicos con el fin de asegurar la sustentabilidad del paisaje (Benedict & McMahon, 2002).

Para esto es necesario realizar una priorización espacial e identificar AVB, a nivel regional, provincial o comunal. Ya con esto las áreas de mayor riesgo deben ser las primeras en ser manejadas por su importancia en la diversidad biológica y su estrecha relación con la provisión de servicios ecosistémicos. Para mantener, mejorar y restaurar estas áreas fragmentadas. Por ejemplo, en la Provincia de Concepción al presentar una matriz dominada por plantaciones forestales en donde los remanentes de bosque nativo están distanciados, degradados y bajo un fuerte efecto borde, una metodología para mejorar la funcionalidad de los ecosistemas y la del paisaje sería el modelo de corredor-parche-matriz (Lindenmayer & Franklin, 2013; Rodríguez-Echeverry et al., 2018), el cual permitirá mejorar la calidad y cantidad de parches y mejorar la conectividad de estos.

Considerando la metodología anterior, unos de las practicas más estudiadas para lograr la integridad de los ecosistemas es la Restauración Ecológica, proceso que

ayuda a la recuperación de un ecosistema degradado, basándose en un ecosistema de referencia y principios esenciales que permiten el éxito de la restauración (Gann et al., 2019).

Sin embargo, es importante considerar que si no hay un Plan Regional de Ordenamiento Territorial que considere las AVB y su importancia y el riesgo que estas pueden presentar si se configura mal un territorio y si no se buscan soluciones basadas en la conservación como las IEs es probable que las zonas de riesgo por estas actividades humanas aumenten y dificulten la conservación y a su vez el bienestar humano.

CONCLUSIONES

Se concluye que, las áreas de riesgo de hábitat en la Región del Biobío están siendo amenazadas principalmente por las plantaciones forestales, las cuales están sujetas a varios disturbios como los incendios forestales, centros urbanos y cercanía a caminos lo cual genera una sinergia entre factores estresantes. Además, las áreas de amortiguamiento son de primordial ayuda a la conservación de AVB, por lo que su implementación debería ser rigurosa y efectivas.

El modelo de ERH, nos permite entender los riesgos que pueden ser las actividades antrópicas en ecosistemas boscosos e identificar las zonas donde los esfuerzos de conservación deben ser mayores para no perder bosques de preservación o hábitat idóneos para especies en estado de conservación amenazados. Asimismo, el modelo cumple con las necesidades propuestas en este estudio y próximas investigaciones deberían ser más acotadas refiriéndose al hábitat o a las especies involucradas, principalmente para obtener resultados más específicos de las distintas respuestas que tienen las especies a factores estresantes, como también las diferencias en la resiliencia y resistencia a estos.

Es necesario que estos métodos sean utilizados para implementar y desarrollar

políticas públicas competentes a las demandas ambientales que están surgiendo en el territorio nacional, para que finalmente se cumplan las metas que se han propuestos en distintos acuerdos nacionales e internacionales.

GLOSARIO

Áreas de Alto Valor en Biodiversidad: Áreas espacialmente explícitas que cumplen con las condiciones propuestas en una PSC, en la cual se seleccionan criterios que contengan características ecológicas del área de estudio.

Distancia euclidiana: Distancia más corta entre dos objetos.

Factores de estrés: amenazas antrópicas que afectan directa o indirectamente a la vida silvestre.

Hábitat: Lugar de condiciones apropiadas para que viva un organismo, especie o comunidad animal o vegetal.

Planificación Sistemática para la Conservación (PSC): Permite identificar y proteger áreas prioritarias para la conservación llevando a cabo acciones que logren objetivos.

Riesgo: Probabilidad de que ocurra algo indeseable.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, 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. Retrieved from <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-75449087596&partnerID=40&md5=de32c096c9bcad02252db797c43aeb>
- [c4](#)
- Álvarez, C. (2023). *Cuantificación del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono en ecosistemas boscosos dentro y fuera del parque nacional Nonguén*. Universidad de Concepción, Chile, Retrieved from <http://repositorio.udec.cl/jspui/handle/11594/11440>
- Arkema, K. K., Verutes, G., Bernhardt, J. R., Clarke, C., Rosado, S., Canto, M., . . . McField, M. (2014). Assessing habitat risk from human activities to inform coastal and marine spatial planning: a demonstration in Belize. *Environmental Research Letters*, 9(11), 114016.
- Beier, P., Sutcliffe, P., Hjort, J., Faith, D. P., Pressey, R. L., & Albuquerque, F. (2015). A review of selection-based tests of abiotic surrogates for species representation. *Conservation biology*, 29(3), 668-679.
- Benedict, M. A., & McMahon, E. T. (2002). Green infrastructure: smart conservation for the 21st century. *Renewable resources journal*, 20(3), 12-17.
- Cañoles, R., Bravo, V., Fernández, B., Celis, C., & Piñones, C. (2019). Atropellos de Fauna en Lo Orozco Los Molles Región de Valparaíso, Chile. In: II Seminario de Iniciativas de Conservación de la Biodiversidad en la Zona
- De la Barrera, F., Barraza, F., Favier, P., Ruiz, V., & Quense, J. (2018). Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. *Science of the total environment*, 637, 1526-1536.
- Duggan, J. M., Eichelberger, B. A., Ma, S., Lawler, J. J., & Ziv, G. (2015). Informing management of rare species with an approach combining scenario modeling and spatially explicit risk assessment. *Ecosystem Health and Sustainability*, 1(6), 1-18.

- Echeverría, Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological conservation*, 130(4), 481-494.
- Echeverría, 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. *Biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universidad de Los Lagos, 471-486.
- Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C., Jonson, J., . . . Liu, J. (2019). Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica. *Restoration Ecology (Segunda Ed, Vol. 27, Issue S1)*.
- Houghton, R. A., Hackler, J. L., & Lawrence, K. T. (1999). The US carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, 285(5427), 574-578.
- Jiménez, A. M., & Díaz, M. F. (2017). Medición y cartografía del impacto socialmente percibido ante industrias contaminantes con un estimador de densidad núcleo (Kernel) y SIG: aplicación al caso del complejo industrial Ventanas, Chile. *Estudios Geográficos*, 78(282), 225-256.
- Kukkala, A. S., & Moilanen, A. (2013). Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews*, 88(2), 443-464.
- Lambin, E. F. (1999). Land-use and land-cover Change (LUCC)-implementation strategy. *A core project of the international geosphere-biosphere programme and the international human dimensions programme on global environmental change*.
- Langdon, B., Pauchard, A., & Aguayo, M. (2010). Pinus contorta invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biological Invasions*, 12, 3961-3971.
- Lehtomäki, J., & Moilanen, A. (2013). Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, 47, 128-137.
- Lindenmayer, D., & Hunter, M. (2010). Some guiding concepts for conservation biology. *Conservation biology*, 24(6), 1459-1468.
- Lindenmayer, D. B., & Franklin, J. F. (2013). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*: Island press.
- Little, C., Lara, A., McPhee, J., & Urrutia, R. (2009). Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central

- Chile. *Journal of hydrology*, 374(1-2), 162-170.
- Luebert, F., & Plischoff, P. (2017). Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile (Vol. 2). *Santiago, Chile: Editorial Universitaria*.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243-253.
- Moilanen, A., Franco, A. M., Early, R. I., Fox, R., Wintle, B., & Thomas, C. D. (2005). Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1575), 1885-1891.
- Muñoz-Pedreros, A. (2020). Capítulo 3 Biodiversidad: importancia y amenazas. *GOBERNANZA AMBIENTAL*, 93.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Otavo, S., & Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(4), 924-935.
- Oyarzun, C., & Peña, L. (1995). Soil erosion and overland flow in forested areas with pine plantations at coastal mountain range, central Chile. *Hydrological Processes*, 9(1), 111-118.
- Plischoff, P. (2015). Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile.
- Rajaratnam, R., Vernes, K., & Sangay, T. (2016). A review of livestock predation by large carnivores in the Himalayan Kingdom of Bhutan. *Problematic wildlife: A cross-disciplinary approach*, 143-171.
- Raxworthy, C. J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R. A., Schneider, G. E., Ortega-Huerta, M. A., & Townsend Peterson, A. (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, 426(6968), 837-841.
- Retamal, V. (2021). *Planificación sistemática para la identificación de áreas prioritarias de conservación de especies amenazadas en la Región del Biobío y Región de Ñuble*. Universidad de Concepción, Chile, Retrieved from <http://repositorio.udec.cl/jspui/handle/11594/9213>

- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C., & Morales, L. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape Ecology*, 33, 439-453.
- Rowe, W. D. (1977). *An Anatomy of Risk* John Wiley & Sons. New York, NY.
- Ruíz Ramírez, L. (2020). Monitoreo de fauna silvestre atropellada en seis caminos y carreteras del norte del estado de Veracruz.
- Sharp, R., Tallis, H., Ricketts, T., Guerry, A., Wood, S. A., Chaplin-Kramer, R., . . . Olwero, N. (2014). InVEST user's guide. *The Natural Capital Project: Stanford, CA, USA*, 306.
- Soberón, J., & Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(supplement_2), 19644-19650.
- Steffen, W., Persson, Å., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., . . . Gordon, L. (2011). The Anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio*, 40, 739-761.
- Thinley, P., Rajaratnam, R., Morreale, S. J., & Lassoie, J. P. (2021). Assessing the adequacy of a protected area network in conserving a wide-ranging apex predator: The case for tiger (*Panthera tigris*) conservation in Bhutan. *Conservation Science and Practice*, 3(2), e318.
- Vergara, P. M., & Simonetti, J. A. (2004). Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *Oryx*, 38(4), 383-388.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.
- von Haaren, C., Lovett, A. A., & Albert, C. (2019). *Landscape planning with ecosystem services*: Springer.
- Wilson, K. A., Cabeza, M., & Klein, C. J. (2009). Fundamental concepts of spatial conservation prioritization. *Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools*, 16-27.
- Wolodarsky-Franke, A., & Herrera, S. D. (2011). *Cordillera de Nahuelbuta: reserva mundial de biodiversidad*: WWF Chile.
- Wu, J. (2013). Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28, 999-1023.

