



Universidad Austral de Chile

Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

# **Evaluación de la idoneidad de las Áreas Protegidas para la conservación del Pudú en Chile**

Patrocinante: Sr. Eduardo Silva Rodríguez

Trabajo de Tesina presentado como parte  
de los requisitos para optar al Título de  
**Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales**

**SAVKA AYLINNE RAMOS RAMÍREZ**

VALDIVIA

2024

## Índice de materias

Página

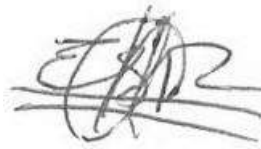
---

i	Calificación del Comité de Titulación	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Resumen	iii
1	INTRODUCCIÓN	1
2	MÉTODOS	4
2.1	Área de estudio	4
2.2	Diseño de muestreo	5
2.3	Procesamiento y análisis de datos	6
3	RESULTADOS	8
4	DISCUSIÓN	10
5	CONCLUSIONES	11
6	REFERENCIAS	12
7	ANEXOS	15

## Calificación del comité de evaluación

	<b>Nota</b>
Patrocinante: Sr. Eduardo Silva Rodríguez	<u>6,5</u>
Informante: Sra. Gabriela Gómez	<u>6,8</u>
Informante: Sr. Paulo Corti	<u>6,1</u>

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.



---

Sr. Eduardo Silva Rodríguez

## Agradecimientos

Quiero comenzar expresando mi gratitud a mi familia, que ha estado presente para mí a pesar de la distancia. Cada palabra de aliento y cada visita me han dado la fortaleza necesaria para seguir adelante y culminar este proceso que se extendió por varios meses más. Agradezco a mis padres, por ser mi mayor fuente de contención y por su dedicación incondicional para darme un futuro mejor y permitirme estudiar. También agradezco a mi hija, Isidora, quien me llamó cada día para darme la calma y concentración necesarias en los momentos que estuve lejos; todo lo que soy y he logrado es por ella. Quiero extender mi agradecimiento a mis amigos, Amaya y Leandro, quienes han sido esenciales en los periodos que estuve en Valdivia. Gracias a ellos, mi estancia en una ciudad lejos de mi hogar fue más amena; agradezco su compañía, apoyo y cariño incondicional. Me siento muy afortunada de tenerlos en mi vida.

La realización de este proyecto de tesina fue posible gracias a muchas personas. En primer lugar, agradezco a mi profesor, Eduardo Silva, por darme la oportunidad de trabajar en un tema que es de mi profundo interés laboral, y por cada conversación que me ayudó a ser un mejor profesional y persona. También quiero agradecer a todos los miembros del laboratorio de Fauna Silvestre, que se convirtió en un espacio seguro. Valoro profundamente el apoyo constante que nos brindamos y su disposición a compartir conocimientos. En especial, agradezco a Fernanda por ser una de las personas que más me contuvo y apoyó en los momentos más complicados, enseñándome a utilizar los programas para clasificar fotos, entre otras cosas.

También doy gracias a Gabriela por su generosa acogida durante las dos prácticas que realicé en CONAF, enfocadas en monitoreos en las diferentes Áreas Protegidas de la Región de Aysén. Un agradecimiento especial a los guardaparques que conocí y me inspiraron a realizar este trabajo: Mario Alegría, Marcelo Donke, Juan Nitor y Pablo Bopp; estaré siempre agradecida por las conversaciones que hemos tenido. Finalmente, agradezco a CONAF e Ignacio Díaz por facilitar el acceso al conjunto de datos del programa de fotomonitoreo de CONAF y a The Nature Conservancy mediante el convenio firmado con la Universidad Austral de Chile por permitir acceso a los datos de la Reserva Costera Valdiviana. Asimismo, expreso mi gratitud a Melissa Pavez-Fox quien gentilmente permitieron el acceso a la capa ráster de su estudio, aportando información valiosa para el desarrollo de esta tesina.

## Resumen

La efectividad de las áreas protegidas para conservar especies amenazadas ha sido cuestionada en diversos contextos, especialmente cuando no existe concordancia entre la distribución real de las especies y la cobertura espacial de estas áreas. El pudú (*Pudu puda*) de los ciervos más pequeños del mundo, enfrenta diversas amenazas antrópicas que llevan a que su estado de conservación sea catalogado como Vulnerable para Chile y Casi Amenazado a nivel global. Este cérvido endémico de los bosques templados de Chile y Argentina experimenta una disminución significativa de su población debido a amenazas como los cambios de uso de suelo y la depredación por perros domésticos. Una de las principales estrategias planteadas para su conservación es el establecimiento de áreas protegidas. Sin embargo, algunos trabajos científicos sugieren que el actual sistema de áreas protegidas no daría protección para la especie. Este estudio tiene como objetivo evaluar mediante cámaras trampa la presencia del pudú en áreas protegidas, para determinar si estas son ampliamente utilizadas por el pudú o si, por el contrario, su uso es marginal. Para estos fines, se analizaron registros de pudú del año 2022 en 13 áreas protegidas ubicadas dentro de su distribución geográfica y que cuentan con planes de monitoreo vigentes. Se extrajo la información de los planes de monitoreo de las áreas protegidas seleccionadas y se determinó qué proporción de áreas protegidas cuenta con presencia de pudú, cuáles son las tasas de detección de pudú en dichas áreas protegidas y se compararon las tasas de detección de pudú entre áreas protegidas ubicadas en sectores considerados idóneos e inadecuados para la especie, según lo proyectado por estudios previos. Los resultados muestran que el pudú fue detectado en 77% de las áreas protegidas monitoreadas, con niveles de ocupación relativamente altos (>30%) en 4 de ellas. Adicionalmente, las tasas de detección no se correlacionaron con las predicciones de modelos de nicho previo, lo que sugiere que dichos modelos no predicen adecuadamente los sitios adecuados para la especie. Este trabajo provee evidencia de que contrario a lo publicado previamente, las áreas protegidas proveen protección fundamental para la especie, y sugiere que se debe emplear cautela al utilizar modelos de nicho para evaluar medidas de conservación.

Palabras clave: *Pudu puda*, Áreas protegidas, Monitoreo de fauna silvestre, Modelos de nicho, Cámaras trampa.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las áreas protegidas se han consolidado como uno de los pilares fundamentales de las estrategias globales de conservación, al resguardar especies y ecosistemas frente a procesos de degradación ambiental y pérdida de hábitat (Smith-Ramírez y Squeo 2019). Sin embargo, su efectividad no siempre resulta evidente, especialmente cuando se trata de organismos con requerimientos ecológicos particulares o distribuciones fragmentadas que podrían no coincidir con los límites de estas unidades de conservación (Pavez-Fox y Estay 2016, Colihueque *et al.* 2020). La discusión sobre la idoneidad de las áreas protegidas, entendida como su capacidad de albergar poblaciones viables y hábitats adecuados, ha cobrado creciente relevancia en la literatura científica, particularmente al contrastar predicciones de modelos teóricos con registros empíricos de fauna (Colihueque *et al.* 2020, Silva-Rodríguez *et al.* 2025).

Este debate se torna especialmente relevante en el caso de especies clasificadas en alguna categoría de amenaza, como el pudú (*Pudu puda*), un cérvido endémico de los bosques templados de Chile y Argentina que se encuentra catalogado como Vulnerable en Chile y Argentina y Casi Amenazado a nivel global por la UICN (Silva-Rodríguez *et al.* 2016, CONAF 2019). El pudú fue descrito por primera vez en 1782 por Juan Ignacio Molina, aunque inicialmente fue confundido con una cabra, error corregido posteriormente por taxónomos que lo ubicaron correctamente dentro de la familia Cervidae (Hershkovitz 1982, Iriarte 2008, Silva-Rodríguez *et al.* 2025). Se trata de uno de los ciervos más pequeños del mundo, con longitudes de hasta 80 cm, alturas de entre 30 y 40 cm y pesos que fluctúan entre 7 kg en el continente y 11 kg en la isla de Chiloé, siendo los machos los únicos que desarrollan astas de entre 5 y 10 cm (Fuentes-Hurtado *et al.* 2011, Jiménez 2010). Su dieta corresponde a la de un rumiante generalista que incluye arbustos, flores y hierbas, tanto nativas como introducidas, lo que evidencia cierta plasticidad alimentaria (Jiménez 2010).

La distribución del pudú abarca desde la Región del Maule hasta Aysén en Chile (Silva-Rodríguez *et al.* 2016), aunque algunos reportes históricos sugieren su presencia en Magallanes sin que existan registros recientes que lo confirmen, lo que ha llevado a considerar a la desembocadura del río Pascua en Caleta Tortel como su límite austral más seguro (Jiménez 2010, Raimilla 2022). En Argentina, en tanto, la especie se encuentra desde Neuquén hasta Chubut, siempre asociada a ambientes boscosos cordilleranos (Meier y Merino 2007). Los estudios sobre su ecología muestran que el pudú es principalmente crepuscular y nocturno, lo que dificulta su observación directa y condiciona la selección de herramientas de monitoreo (Zúñiga *et al.* 2018, Cortés 2022). Se ha demostrado que la especie utiliza tanto bosques nativos en distintos estados sucesionales como plantaciones forestales, aunque en estas

últimas su ocupación depende de la presencia de sotobosque denso, que le ofrece refugio frente a predadores y acceso a recursos alimenticios (Meier y Merino 2007, Silva-Rodríguez y Sieving, 2012, Jiménez 2010). Estudios más recientes que incluyeron plantaciones comerciales revelaron que el uso de estos ambientes es menor en comparación con el bosque nativo, lo que refuerza la preferencia de la especie por hábitats mejor conservados (Cortés 2022, Simonetti *et al.* 2013).

El estado de conservación del pudú refleja las múltiples amenazas que enfrenta a lo largo de su rango de distribución, las que van desde la pérdida y fragmentación del bosque nativo hasta factores antrópicos directos como la caza y los atropellos en caminos (Jiménez 2010, Silva-Rodríguez *et al.* 2016). Una de las amenazas más críticas corresponde a la depredación ejercida por perros domésticos, cuyos ataques resultan frecuentes y de alta letalidad, llegando a condicionar la presencia de la especie en paisajes con abundancia de cánidos (Silva-Rodríguez *et al.* 2010, Romero *et al.* 2019, Cortés 2022). A estas presiones se suman la competencia con especies exóticas como el ciervo rojo (*Cervus elaphus*) y el jabalí (*Sus scrofa*), que modifican el sotobosque y alteran la estructura de los ecosistemas (Bercê *et al.* 2021, Silva-Rodríguez *et al.* 2016), además de la transmisión de enfermedades desde el ganado y la degradación de la cobertura vegetal (Silva-Rodríguez *et al.* 2010, CONAF 2019).

En este escenario, las áreas protegidas aparecen como un refugio clave para el pudú, y su presencia se ha registrado en al menos 37 unidades estatales del SNASPE, además de varias áreas privadas (CONAF 2019, Silva-Rodríguez *et al.* 2016). En múltiples casos, la especie ha sido priorizada como objetivo de conservación, impulsando acciones de monitoreo y gestión orientadas a su resguardo (Silva-Rodríguez *et al.* 2015, CONAF, 2020). No obstante, investigaciones recientes basadas en modelos de nicho ecológico han cuestionado la efectividad de estas unidades, al mostrar que gran parte de los hábitats más idóneos para la especie se encuentran fuera de los límites del sistema formal de protección, especialmente en la depresión intermedia y la Cordillera de la Costa (Pavez-Fox y Estay 2016, Colihueque *et al.* 2020). Por lo tanto, esta discrepancia planteada por los autores necesita ser evaluada para determinar estrategias efectivas que permitan proteger al pudú en su hábitat.

La aparente contradicción entre lo que plantean los modelos de distribución y lo que resguarda el sistema de áreas protegidas ha generado un vacío de conocimiento que requiere ser evaluado con datos de terreno, pues las predicciones de idoneidad no siempre reflejan la ocupación real de la especie (Colihueque *et al.* 2020, Pavez-Fox y Estay 2016). En este sentido, el uso de cámaras trampa ha cobrado gran relevancia en la última década, transformándose en una herramienta fundamental para el estudio de especies elusivas y de baja densidad como el pudú (ver [www.fotomonitoreo.cl](http://www.fotomonitoreo.cl)), al permitir confirmar su

presencia, estimar tasas de ocupación y calcular índices de actividad relativa (Rovero y Marshall 2009, Rovero *et al.* 2013, Kays *et al.* 2020). En Chile, el desarrollo de protocolos estandarizados y la creciente implementación de fotomonitorio en áreas protegidas han facilitado la generación de datos sistemáticos que hoy sustentan planes de conservación (De la Maza y Bonacic 2013, CONAF 2020).

Los monitoreos realizados en unidades de conservación como la Reserva Costera Valdiviana y el Parque Nacional Alerce Costero han mostrado que las cámaras trampa no solo permiten detectar la presencia del pudú, sino también registrar interacciones con amenazas como perros y ganado (Vásquez-Ibarra 2019, Stillfried 2023, Silva-Rodríguez *et al.* 2019). El avance en metodologías de clasificación y organización de imágenes ha mejorado la eficiencia en el manejo de datos, optimizando la obtención de resultados aplicables a la gestión (Sanderson y Harris 2013, Greenberg *et al.* 2019). El uso de programas estadísticos como *R* ha permitido aplicar modelos robustos de ocupación y correlación, lo que refuerza la confiabilidad de los análisis obtenidos mediante esta herramienta (R Core Team 2024).

En este contexto, el presente estudio busca evaluar si las áreas protegidas dentro del rango de distribución del pudú presentan efectivamente condiciones idóneas para su conservación, utilizando registros de cámaras trampa como fuente de datos empíricos (Riquelme 2020, CONAF 2020). La información obtenida permitirá contrastar la evidencia de terreno con los modelos de nicho, contribuyendo a una mejor comprensión del rol que desempeñan estas unidades en la protección de la fauna silvestre (Pavez-Fox y Estay 2016, Colihueque *et al.* 2020).

### **Objetivo general**

Evaluar la idoneidad de las áreas protegidas dentro del rango de distribución del pudú (*Pudu puda*) en Chile como herramienta efectiva para su conservación.

### **Objetivos específicos**

1. Determinar la proporción de áreas protegidas dentro de la distribución del pudú que cuentan con presencia de la especie.
2. Estimar la tasa de ocupación y actividad relativa del pudú en dichas áreas.
3. Analizar la relación entre la presencia efectiva del pudú y la idoneidad ambiental proyectada por modelos de nicho ecológico.

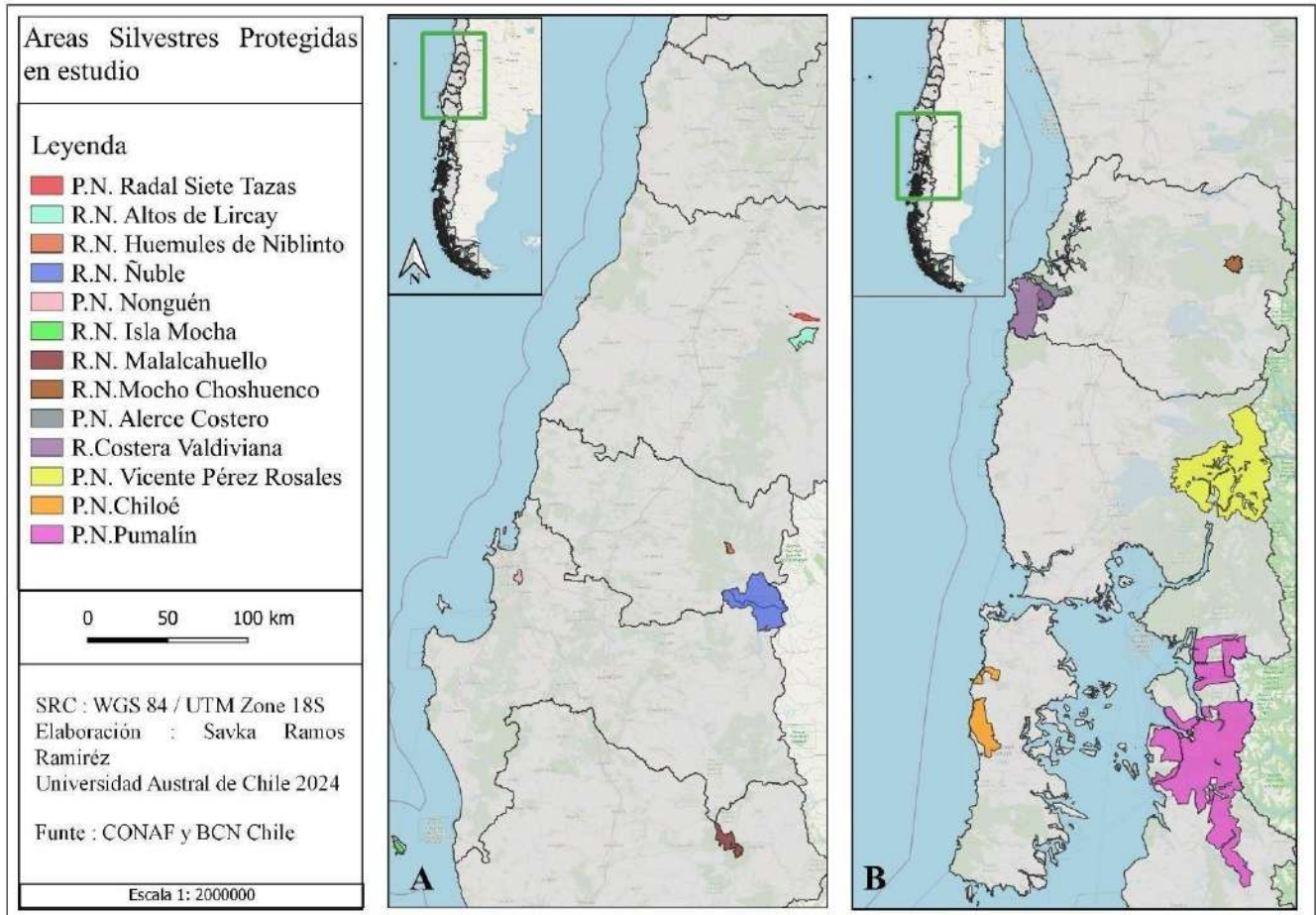
## 2. MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

Se consideraron como parte del área de estudio todas las áreas protegidas ubicadas dentro de la distribución del pudú y que cuentan con planes de monitoreo (cuadro 1). En total, se incluyeron 13 áreas protegidas que abarcan desde la región del Ñuble, cercana al límite sur de la zona central (aproximadamente entre los 36°00' y 37°12' de latitud sur), hasta la parte norte de la región de Aysén (entre los 43°38' y 49°16' de latitud sur y desde los 71°06' de longitud oeste) (ver figura 1). Estas áreas protegidas engloban una diversidad de tipos de bosques, desde los laurifolios templados costeros hasta los caducifolios templados andinos, así como bosques siempreverdes templados y resinosos templados costeros (Luebert y Pliscoff, 2017, Anexo 1).

**Cuadro 1.** Regiones y áreas protegidas en estudio: Superficie, año de inicio de monitoreo y principales ecosistemas según pisos vegetacionales y bioclimas, de acuerdo con el Sistema de Información de la Biodiversidad (SIMBIO) del Ministerio del Medio Ambiente (s. f.) y Luebert y Pliscoff (2017).

<b>Región</b>	<b>Área Silvestre Protegida</b>	<b>Superficies (Ha)</b>	<b>Inicio monitoreo</b>
Maule	Parque Nacional Radal Siete Tazas	4.138	2021
Maule	Reserva Nacional Altos de Lircay	12.163	2021
Ñuble	Reserva Nacional Huemules del Niblinto	7.852	2022
Ñuble y Bío Bío	Reserva Nacional Ñuble	55.950	2016
Bío Bío	Parque Nacional Nonguén	3.037	2022
Bío Bío	Reserva Nacional Isla Mocha	2.182	2018
La Araucanía	Reserva Nacional Malalcahuello	31.260	2022
Los Ríos	Reserva Nacional Mocho Choshuenco	7.537	2020
Los Ríos	Parque Nacional Alerce Costero	13.980	2016
Los Ríos	Reserva Costera Valdiviana	59.700	2015
Los Lagos	Parque Nacional Vicente Pérez Rosales	253.780	2022
Los Lagos	Parque Nacional Chiloé	43.100	2021
Los Lagos	Parque Nacional Pumalin Douglas Tompkins	402.400	2022



**Figura 1.** Mapa del área de estudio.

## 2.2 Diseño de muestreo

Para este estudio se utilizó el fotomuestreo realizado por CONAF y la Reserva Costera Valdiviana, correspondiente al año 2022. La metodología del monitoreo se encuentra en sus planes de manejo correspondientes y en documentos de manera explicativa (CONAF 2020, Silva-Rodríguez et al. 2018, 2019, Vásquez-Ibarra 2019), está estandarizada a nivel nacional. Los límites del área protegida se subdividen en una grilla con cuadrículas (usualmente de 1 km por 1 km o de 500 m por 500 m), luego se descartan las cuadrículas que están fuera de los límites y aquellas que se encuentran en lugares de difícil acceso. Finalmente, se seleccionan aleatoriamente 60 cuadrículas en las cuales se instalarán las cámaras trampa de forma aleatoria. Los 60 puntos de muestreo corresponden al número mínimo recomendado por la literatura científica para estimar la ocupación de la fauna en un territorio determinado (Rovero et al. 2013).

Por temas logísticos las cámaras se instalan en fases; es decir, las cámaras se instalan en dos o más campañas de terreno. Las 60 cámaras deben ser instaladas en un periodo menor a cuatro meses y permanecer instaladas durante un mínimo de 30 días (Kays et al. 2020). En general no se usan atractores olfativos, si bien dos unidades en particular (Parque Nacional Alerce Costero y Reserva Costera Valdiviana) si lo hacen. En dichos casos los atractores están destinados a cánidos (Silva-Rodríguez et al. 2018) y no parecen afectar la probabilidad de detección de pudú (Stillfried 2023). Dependiendo de las situaciones específicas de las áreas protegidas existen unidades con esfuerzos de muestreo menores a lo recomendado. Además, la instalación debe realizarse en la misma estación climática en cada ciclo para evitar que los cambios en el comportamiento de los animales en distintas estaciones del año afecten los resultados del monitoreo. La instalación de las cámaras se repite cada año en las mismas 60 cuadrículas y en la misma temporalidad, lo que permite que los resultados sean comparables en el tiempo. El monitoreo fue realizado por el equipo de guardaparques de las diferentes áreas protegidas. Sin embargo, existen unidades que no cuentan con estas cantidades mínimas de cámaras trampa, para esta tesina si fueron consideradas.

### **2.3 Procesamiento y análisis de datos**

El procesamiento de las imágenes se realizó en dos etapas. La primera etapa fue realizada por funcionarios CONAF según sus unidades correspondientes, donde se procedió a clasificar las imágenes utilizando el método de Sanderson y Harris (2013). Este consiste en renombrar las fotografías en función de los metadatos (fecha y hora) y posteriormente organizar las fotografías en carpetas ordenadas de forma jerárquica (Unidad, cámara, especie y número de individuos). Luego los datos son extraídos usando el programa DataOrganize, y analizados usando el programa DataAnalyze. Posteriormente, se extrajeron los datos clasificados por CONAF y se revisó la clasificación con el apoyo del programa Timelapse (Greenberg *et al.* 2019). Esta revisión tuvo como principal propósito detectar posibles falsos positivos.

Con la información obtenida de cada área protegida se determinó la proporción de cámaras trampa que contó con registros de pudú y la tasa de detección de pudú en cada cámara. Esta última se estimó como el cociente entre el número de registros independientes (separados por mínimo 60 minutos) y el esfuerzo de muestreo (trampas día, Rovero & Marshall 2009).

Para cada área protegida se calculó la idoneidad para el pudú. Con estos fines se usaron los resultados de los modelos de nicho reportados por Pavez-Fox y Estay (2016), autores que gentilmente

permitieron el acceso a la capa raster de su estudio. Esta capa, generada mediante un modelo basado en variables ambientales como cobertura forestal y altitud, se superpuso a los límites geográficos de cada área protegida utilizando el software Qgis. A partir de esta superposición, se extrajeron los valores de idoneidad de las celdas incluidas dentro de los límites de cada área protegida. Luego, se calculó la idoneidad media como el promedio de estos valores, reflejando así la idoneidad del hábitat del pudú en cada área protegida. Este valor se utilizó posteriormente para análisis de correlación.

Finalmente, y utilizando una correlación de Spearman, se evaluó la asociación entre la idoneidad media de cada área protegida y (1) la ocupación ingenua, y (2) las tasas de detección de pudú en el programa R Core Team (2024).

### 3. RESULTADOS

Se registró pudú en 10 de las 13 áreas protegidas (76,9%) que realizaron monitoreos el año 2022. Solo en tres áreas protegidas no se registró pudú el año 2022: P.N. Siete Tazas, R.N. Huemules de Niblinto y R.N. Malalcahuello (cuadro 2).

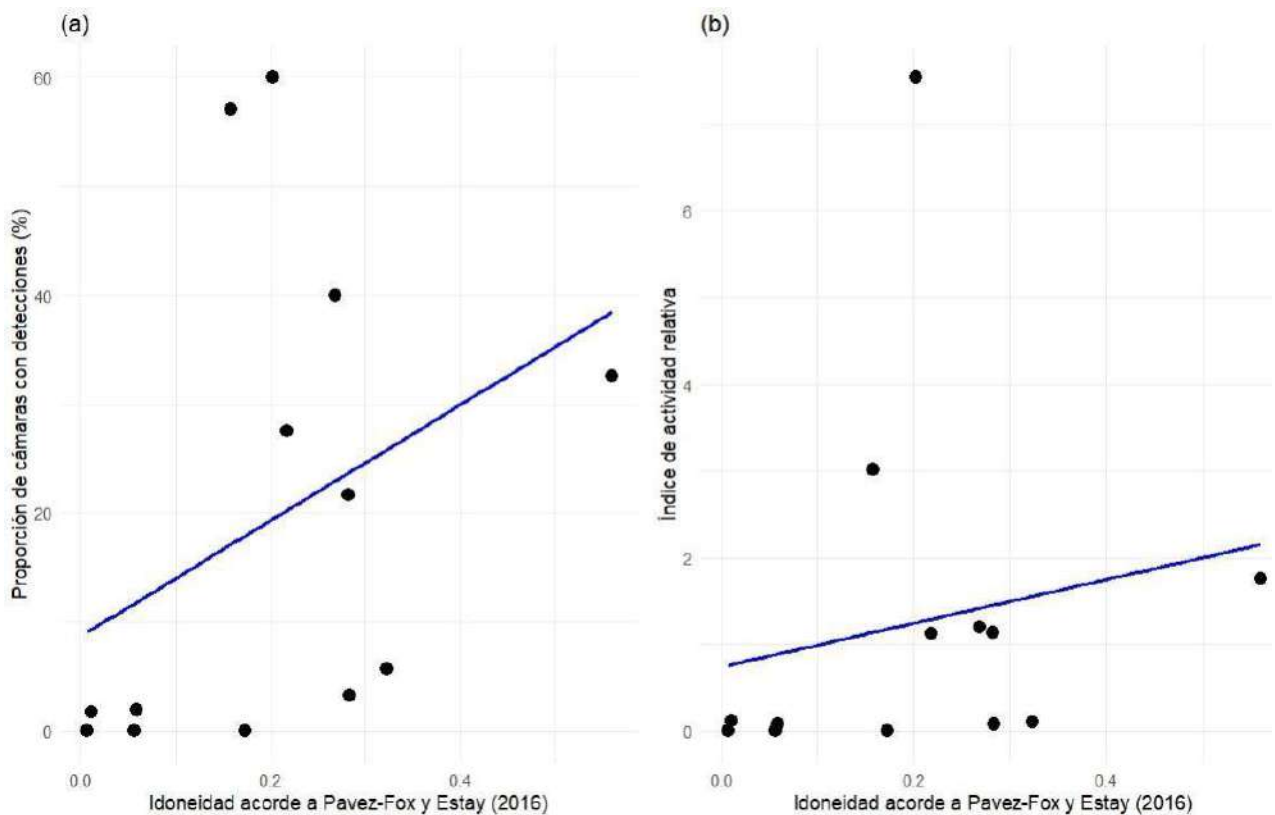
La ocupación ingenua, porcentaje de cámaras con registro de pudú, fluctuó entre 0 y 60% con una media de 19,7% (cuadro 2). En términos del índice de actividad relativa, este varió entre 0,0 y 7,5 registros/100 trampas día, con una media de 1,2.

**Cuadro 2.** Tasa de captura del pudú en las áreas protegidas según su rango de distribución. Se indica el total de cámaras trampa (n), esfuerzo de muestro (trampas día), número de cámaras trampa con pudú, ocupación ingenua (%), índice de actividad relativa (IAR) e idoneidad (Maxent), este último de acuerdo con los modelos MaxEnt de Pavez-Fox y Estay (2016).

Área Silvestre Protegida	n	Esfuerzo	Ocu (%)	IAR	Maxent
P.N. Siete Tazas	60	2486	0,0	0,00	0,007
R.N. Altos de Lircay	60	1664	1,7	0,12	0,011
R.N. Huemules de Niblinto	28	2064	0,0	0,00	0,173
R.N. Ñuble	53	2518	1,9	0,08	0,059
R.N. Nonguén	60	2215	21,7	1,13	0,282
R.N. Isla Mocha	46	1364	32,6	1,76	0,561
R.N. Malalcahuello	60	2116	0,0	0,00	0,057
R.N. Mocho-Choshuenco	31	1177	3,2	0,08	0,284
P.N. Alerce Costero	51	2151	27,5	1,12	0,218
Reserva Costera Valdiviana	60	3412	40,0	1,20	0,269
P.N. V. Pérez Rosales	53	4904	5,7	0,10	0,323
P.N. Chiloé	60	3291	60,0	7,54	0,203
P.N. Pumalín	56	6791	57,1	3,02	0,158

Tanto la ocupación ingenua como el índice de actividad relativa presentaron una asociación débil con el índice de idoneidad extraído desde los modelos de nicho (figura 2). En el caso de la ocupación ingenua, el coeficiente de correlación de Spearman fue  $r_s = 0,32$ , con un p-valor = 0,28,

lo que indica que, aunque la correlación es positiva, no es significativa. Esto sugiere una débil relación entre la ocupación ingenua del pudú y la idoneidad del hábitat proyectada por los modelos. Por otro lado, para el índice de actividad relativa (IAR), el coeficiente de correlación de Spearman fue aún más bajo, con  $r_s = 0,16$  y un p-valor = 0,59, lo que refuerza la falta de una relación significativa entre el IAR y el índice de idoneidad. Esto implica que las áreas protegidas con mayor idoneidad no necesariamente tienen mayores registros de actividad del pudú.



**Figura 2.** Relación entre el índice de idoneidad y (a) la proporción de cámaras con detecciones (%) y (b) el índice de actividad relativa.

#### 4. DISCUSIÓN

Los monitoreos que se realizan en las áreas protegidas dentro de la distribución del pudú proveen evidencia sólida de una amplia distribución de la especie en dichas unidades. Específicamente, los resultados del monitoreo del pudú en 2022 muestran que la especie fue detectada en el 76,9% de las áreas protegidas evaluadas. Este hallazgo es relevante dado que provee evidencia de que tal como sugiere IUCN (Silva-Rodríguez et al. 2016), las áreas protegidas pueden ofrecer refugios efectivos para la especie, permitiendo su persistencia en un contexto de crecientes amenazas antrópicas.

Uno de los hallazgos relevantes es que áreas protegidas recientemente creadas, como el Parque Nacional Pumalín, la Reserva Costera Valdiviana (RCV) y el Parque Nacional Alerce Costero, presentan altas tasas de ocupación de pudú. Este es un avance significativo, especialmente en la cordillera de la Costa, región que hace solo 20 años carecía casi por completo de protección y que ahora ha cambiado su trayectoria hacia la conservación efectiva (Smith-Ramírez et al. 2019). Este cambio positivo resalta la importancia de las políticas de conservación implementadas en las últimas décadas, y cómo estas áreas recién protegidas juegan un papel crucial en la preservación de la biodiversidad.

Contrario a lo predicho por Pavez-Fox y Estay (2016), las áreas protegidas con mayores tasas de registro se ubicaron en zonas costeras. Esto es consistente con otro ejercicio de modelación de nicho (Colihueque et al. 2020). De hecho, las tasas de ocupación más altas se registraron en el P.N. Chiloé, P.N. Pumalín y Reserva Costera Valdiviana. Esto sugiere que dichas áreas podrían contener hábitat más adecuado para el pudú (ver también Colihueque 2020). Este resultado probablemente se explica dada la preferencia del pudú por hábitats con sotobosque denso y vegetación nativa (Meier y Merino 2007, Silva-Rodríguez y Sieving 2012). En contraposición, la baja tasa de registros en áreas andinas destaca la necesidad de investigar las características específicas de estos hábitats que podrían limitar la presencia del pudú. Factores como las características del bosque (Meier y Merino, 2007), la presión de depredadores (Silva-Rodríguez et al. 2011), y eventualmente interacciones con especies exóticas como el jabalí (*Sus scrofa*) (Bercé et al. 2021), podrían estar influyendo negativamente en la distribución del pudú en estas áreas (Silva-Rodríguez et al. 2016, en prensa).

Los resultados de este trabajo sugieren que es necesario ejercer cautela cuando se proyectan implicancias de conservación a partir de modelos de nicho. En este caso, y a diferencia de lo sugerido por Pavés-Fox y Estay (2016), queda claro que las áreas protegidas en su distribución actual

constituyen una estrategia de importancia para la conservación del pudú. Más aún, los modelos de nicho sugerían una idoneidad moderada a baja para los bosques costeros y Chiloé (Pavez-Fox y Estay 2016), en circunstancias que dichos sitios son conocidos por presentar mayor abundancia de la especie (Silva- Rodríguez et al. 2025), lo que también se refleja en los monitoreos que se realizan en las áreas protegidas (Tabla 2). Por último, modelos de nicho basados en distintos insumos pueden sugerir patrones diferentes, como por ejemplo el trabajo de Colihueque et al. (2020), que sugiere que el hábitat idóneo se concentra en la cordillera de la costa, y que, frente a escenarios de cambio climático, no se anticipan grandes modificaciones en la distribución de la especie. Todo lo anterior, hace necesario enfatizar que es fundamental ser cautelosos al interpretar modelos de nicho, los cuales pueden ser útiles, pero no necesariamente reflejan adecuadamente la calidad del hábitat, ni menos el estado de las especies. Por último, se sugiere que las conclusiones sobre la efectividad de las áreas protegidas sean evaluadas en función de datos de campo, tales como los monitoreos que efectúa CONAF y algunas áreas privadas protegidas.

## 5. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio sugieren que las áreas protegidas son ocupadas en su gran mayoría por el pudú, permitiendo refutar la hipótesis de que estas no representarían adecuadamente a la especie. La alta proporción de áreas con registros de pudú y las tasas de captura observadas resaltan la importancia de estas áreas como refugios críticos para la conservación de la especie.

Considerando estos avances, es fundamental mantener un monitoreo a largo plazo y una gestión activa en estas áreas es crucial para asegurar la persistencia del pudú y otras especies, frente a diversas amenazas. Por último, se resalta la importancia de que la toma de decisiones referente a conservación se base en datos de campo colectados de forma sistemática, y se sugiere cautela frente al masivo uso de modelos de nicho para la toma de decisiones.

## 6. REFERENCIAS

- Bercê, W., Bello, C., Mendes, C. P., Vancine, M. H., Galetti, M., & Ballari, S. A. (2021). Invasive wild boar's distribution overlap with threatened native ungulate in Patagonia. *Journal of Mammalogy*, *102*(5), 1298–1308.
- Colihueque, N., Arriagada, A., & Fuentes, A. (2020). Distribution modelling of the Pudu deer (*Pudu puda*) in southern Chile. *Nature Conservation*, *41*, 47–69.
- CONAF. (2019). Plan Nacional de conservación del pudú (*Pudu puda*) en Chile. Corporación Nacional Forestal, Chile.
- CONAF. (2020). *Informe de monitoreo de fauna con cámaras trampa primavera 2019 en Reserva Nacional Nonguén*. Departamento de Áreas Protegidas, Región del Bío Bío, Corporación Nacional Forestal.
- Cortés, E. (2022). *Especies diferentes, patrones diferentes: Efectos de perros domésticos sobre el uso del espacio de mamíferos silvestres a múltiples escalas espaciales* [Tesis de magíster, Universidad Austral de Chile].
- De la Maza Musalem, M. D. L., & Bonacic Salas, C. (2013). *Manual para el monitoreo de fauna silvestre en Chile*.
- Fuentes-Hurtado, M., Marín, J. C., González-Acuña, D., Verdugo, C., Vidal, F., & Vianna, J. A. (2011). Divergencia molecular entre poblaciones de pudú insular y continental (*Pudu puda*) en la Patagonia chilena. *Studies in Neotropical Fauna and Environment*, *46*(1), 23–33.
- Greenberg, S., Godin, T., & Whittington, J. (2019). Design patterns for wildlife-related camera trap image analysis. *Ecology and Evolution*, *9*(24), 13706–13730.
- Hershkovitz, P. (1982). Neotropical deer (Cervidae). Part I Pudus, genus *Pudú* Gray. *Fieldiana Zoology*, *11*, 1–86.
- Iriarte, A. (2008). *Mamíferos de Chile* (pp. 205–221). Lynx Edicions.
- Jiménez, J. (2010). Pudú del Sur. *Pudu puda* (Molina, 1782). En J. M. Barbanti & S. González (Eds.), *Neotropical cervidology: Biology and medicine of Latin American deer* (pp. 140–150). Funep.
- Kays, R., Arbogast, B. S., Baker-Whatton, M., Beirne, C., Boone, H. M., Bowler, M., ... & Spironello, W. R. (2020). An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods in Ecology and Evolution*, *11*(6), 700–713.
- Luebert, F., & Pliscoff, P. (2017). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile* (Vol. 2). Editorial Universitaria.
- Meier, D., & Merino, M. L. (2007). Distribution and habitat features of southern pudu (*Pudu puda*

- Molina, 1782) in Argentina. *Mammalian Biology*, 72(4), 204–212.
- Pavez-Fox, M., & Estay, S. A. (2016). Correspondence between the habitat of the threatened pudú (*Cervidae*) and the national protected-area system of Chile. *BMC Ecology*, 16(1), 1.
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Raimilla, V. (2022). Nuevos registros de pudú (*Pudu puda*) en su límite sur de distribución: Parque La Tapera, desembocadura del río Pascua, Caleta Tortel, Región de Aysén. *Biodiversidata*, 10, 160–163
- Riquelme, F. (2020). *Evaluación del uso de trampas cámara en el plan de monitoreo de la Reserva Costera Valdiviana* [Trabajo de titulación, Universidad Austral de Chile]. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile.
- Romero, F., Espinoza, A., Sallaberry-Pincheira, N., & Napolitano, C. (2019). A five-year retrospective study on patterns of casuistry and insights on the current status of wildlife rescue and rehabilitation centers in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 92(1).
- Rovero, F., & Marshall, A. R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1011–1017.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., & Meek, P. (2013). Which camera trap type and how many do I need? A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 24(2), 148–156.
- Sanderson, J., & Harris, G. (2013). Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *Journal of Indonesian Natural History*, 1(1), 11–19.
- Silva-Rodríguez, E. A., & Sieving, K. E. (2012). Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation*, 150(1), 103–110.
- Silva-Rodríguez, E., Pastore, H., & Jiménez, J. (2016). *Pudu puda*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T18848A22164089.
- Silva-Rodríguez, E. A., Pavez-Fox, M. A., & Moreira-Arce, D. (2025). Southern pudu *Pudu puda* (G. I. Molina, 1782). En M. Melletti & S. Focardi (Eds.), *Deer of the world: Ecology, conservation and management* (pp. 523–532). Springer Nature.
- Silva-Rodríguez, E. A., Verdugo, C., Aleuy, O. A., Sanderson, J. G., Ortega-Solís, G. R., Osorio-Zúñiga, F., & González-Acuña, D. (2010). Evaluating mortality sources for the Vulnerable pudu *Pudu puda* in Chile: Implications for the conservation of a threatened deer. *Oryx*, 44(1), 97–103.

- Silva-Rodríguez, E. A., Aleuy, O. A., Fuentes-Hurtado, M., Vianna, J. A., Vidal, F., & Jiménez, J. E. (2011). Priorities for the conservation of the pudu (*Pudu puda*) in southern South America. *Animal Production Science*, 51(4), 375–377.
- Silva-Rodríguez, E. A., Sepúlveda, M. A., Duarte, C., Stowhas, P., García-Vera, C., Cruz, E., Travieso, G., Zorondo-Rodríguez, F., Alfonso, A., Godoy, M., Andrade, A., Osman, L., Pezoa, L., Zamorano, S., Poveda, P., & Almonacid, A. (2015). *Plan de conservación Reserva Costera Valdiviana*. The Nature Conservancy.
- Silva-Rodríguez, E. A., Ovando, E., González, D., Zambrano, B., Sepúlveda, M. A., Svensson, G. L., & Farías, A. A. (2018). Large-scale assessment of the presence of Darwin's fox across its newly discovered range. *Mammalian Biology*, 92(1), 45–53.
- Silva-Rodríguez, E. A., Pezoa, L., Contreras, P., Ovando, E., González, D., Aleuy, O. A., ... & Sepúlveda, M. A. (2019). Avances para la conservación de mamíferos amenazados en la Cordillera de la Costa valdiviana. En C. Smith-Ramírez & F. A. Squeo (Eds.), *Biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile* (pp. 361–382). Editorial Universidad de Los Lagos.
- Simonetti, J. A., Grez, A. A., & Estades, C. F. (2013). Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, 27(5), 1117–1121.
- Smith-Ramírez, C., & Squeo, F. A. (2019). *Biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universidad de Los Lagos.
- Stillfried, L. M. (2023). *Efecto del uso de atractores olfativos sobre la probabilidad de detectar mamíferos silvestres del bosque valdiviano en cámaras trampas* [Tesis de ingeniería, Universidad Austral de Chile].
- Vásquez-Ibarra, V. (2019). *Variación espacio-temporal en la presencia de animales domésticos en dos áreas protegidas costeras de la Región de los Ríos* [Tesis de Ingeniería en Conservación de Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile]. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile.
- Zúñiga, A. H., & Jiménez, J. E. (2018). Activity patterns and habitat use of pudu deer (*Pudu puda*) in a mountain forest of south central Chile. *Journal of Natural History*, 52(31–32), 2047–2054.

## 7. ANEXOS

**Anexo 1.** Áreas protegidas en estudio y sus ecosistemas, de acuerdo con los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2017). Fuente: Sistema de Información de la Biodiversidad (SIMBIO) del Ministerio del Medio Ambiente (s. f.).

Región	Área Silvestre Protegida	Principales ecosistemas
Maule	Parque Nacional Radal Siete Tazas	El parque incluye ecosistemas variados, desde bosques caducifolios mediterráneos interiores con especies como <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Cryptocarya alba</i> hasta matorrales bajos mediterráneos andinos con <i>Laretia acaulis</i> y <i>Berberis empetrifolia</i> . En áreas cordilleranas (700-3.300 metros), predominan los matorrales bajos templados andinos, con arbustos espinosos como <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Discaria articulata</i> . Bioclima: mediterráneo pluviestacional-oceánico
Maule	Reserva Nacional Altos de Lircay	La reserva alberga una diversidad de ecosistemas, desde bosques caducifolios mediterráneos andinos dominados por <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Austrocedrus chilensis</i> , hasta matorrales bajos templados andinos entre los 700 y 2.300 metros, con especies como <i>Laretia acaulis</i> , <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Chuquiraga oppositifolia</i> y <i>Discaria articulata</i> . El bioclima se clasifica como mediterráneo pluviestacional-oceánico y templado oceánico.
Ñuble	Reserva Nacional Huemules del Niblinto	La reserva alberga una variedad de ecosistemas, desde bosques caducifolios mediterráneo-templados andinos con <i>Nothofagus obliqua</i> , <i>Austrocedrus chilensis</i> , <i>Nothofagus alpina</i> y <i>Nothofagus pumilio</i> , hasta matorrales bajos templados andinos con especies como <i>Discaria chacaye</i> , <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Adesmia longipes</i> y <i>Senecio bipontinii</i> . Las áreas cordilleranas (700-2.500 metros) están dominadas por estos matorrales. El bioclima se clasifica como

			supramediterráneo superior húmedo y supratemplado superior (submediterráneo) hiperhúmedo inferior oceánico.
Bio Bio	Reserva Nacional Ñuble		La reserva alberga ecosistemas variados, desde bosques caducifolios templados andinos con <i>Nothofagus pumilio</i> y estrato arbustivo de <i>Azara alpina</i> y <i>Berberis microphylla</i> , hasta matorrales bajos templados andinos entre los 1.400 y 1.800 metros, dominados por <i>Discaria chacaye</i> y <i>Berberis empetrifolia</i> . El bioclima se clasifica como supratemplado y orotemplado (submediterráneo), con condiciones húmedas superiores e hiperhúmedas oceánicas.
Bio Bio	Parque Nacional Nonguén		El parque está principalmente compuesto por bosques laurifolios templados costeros, con especies como <i>Aextoxicon punctatum</i> y <i>Laurelia sempervirens</i> . Estos bosques mixtos se ubican en las laderas bajas de la cordillera de Nahuelbuta, entre 0 y 250 metros de altitud. El bioclima es termotemplado superior (submediterráneo), con condiciones húmedas superiores e hiperocéánicas. El paisaje incluye acantilados costeros y playas, albergando una fauna diversa, tanto marina como terrestre.
Bio Bio	Reserva Nacional Isla Mocha		La reserva está compuesta principalmente por bosques laurifolios templados costeros, con especies como <i>Aextoxicon punctatum</i> y <i>Laurelia sempervirens</i> . Estos bosques mixtos se encuentran en las laderas bajas de la cordillera de Nahuelbuta, entre 0 y 250 metros de altitud. El bioclima es termotemplado superior (submediterráneo), con condiciones húmedas superiores e hiperocéánicas. El paisaje incluye acantilados costeros y playas, con una fauna diversa, tanto marina como terrestre.
La Araucanía	Reserva Nacional Malalcahuello		La reserva alberga una variedad de ecosistemas, desde bosques caducifolios templados andinos con <i>Nothofagus pumilio</i> , <i>Araucaria araucana</i> y <i>Azara alpina</i> , hasta matorrales bajos templados andinos de <i>Discaria chacaye</i> , <i>Berberis empetrifolia</i> , <i>Adesmia longipes</i> y <i>Senecio bipontinii</i> . También se encuentran

		<p>bosques resinosos templados andinos con <i>Araucaria araucana</i> y <i>Nothofagus dombeyi</i>. Las áreas cordilleranas, entre los 1.300 y 2.500 metros, albergan estos ecosistemas clave para diversas especies. El bioclima es supratemplado (submediterráneo) hiperhúmedo, hiperoceánico y oceánico.</p>
Los Ríos	Reserva Nacional Mocho Choshuenco	<p>La reserva se destaca por los volcanes Mocho y Choshuenco, y alberga una diversidad de ecosistemas. Incluye bosques caducifolios templados andinos con <i>Nothofagus pumilio</i> en el estrato arbóreo y <i>Drimys andina</i> en el arbustivo, así como matorrales bajos templados andinos con <i>Discaria chacaye</i> y <i>Berberis empetrifolia</i>. El bioclima se clasifica como supratemplado superior y orotemplado inferior (submediterráneo).</p>
Los Ríos	Parque Nacional Alerce Costero	<p>El parque está compuesto principalmente por bosques laurifolios templados costeros con <i>Aextoxicon punctatum</i> y <i>Laurelia sempervirens</i>. Estos bosques mixtos se encuentran en las laderas bajas de la cordillera de Nahuelbuta, entre 0 y 250 metros de altitud. El bioclima es termotemplado superior (submediterráneo), con condiciones húmedas superiores e hiperoceánicas. El paisaje incluye acantilados costeros y playas, albergando una fauna diversa, tanto marina como terrestre</p>
Los Ríos	Reserva Costera Valdiviana	<p>En la reserva privada se encuentran diversos tipos de bosques, como los laurifolios templados costeros con <i>Weinmannia trichosperma</i> y <i>Laureliopsis philippiana</i>, los bosques resinosos costeros de <i>Fitzroya cupressoides</i>, y los laurifolios templados interiores de <i>Nothofagus dombeyi</i>. El bioclima se clasifica como mesotemplado y supratemplado inferior hiperhúmedo oceánico,</p>

		con altitudes entre 0 y 700 metros en las laderas bajas y medias de la vertiente occidental de la cordillera de los Andes
Los Lagos	Parque Nacional Vicente Pérez Rosales	El parque alberga una diversa gama de ecosistemas, como los bosques laurifolios templados interiores dominados por <i>Nothofagus dombeyi</i> y <i>Eucryphia cordifolia</i> , y los bosques siempreverdes templados andinos con <i>Nothofagus dombeyi</i> y <i>Saxegothaea conspicua</i> . La región también es hogar de especies emblemáticas como el pudú y el huemul. El bioclima es templado submediterráneo, y se ubica en las vertientes de la cordillera de la costa, entre los 0 y 900 metros de altitud.
Los Lagos	Parque Nacional Chiloé	El parque alberga diversos ecosistemas, como bosques laurifolios templados costeros con <i>Weinmannia trichosperma</i> y <i>Laureliopsis philippiana</i> , y bosques resinosos costeros de <i>Fitzroya cupressoides</i> . El bioclima de la región, ubicada en las laderas bajas y medias de la vertiente occidental de la cordillera de los Andes, es mesotemplado y supratemplado inferior hiperhúmedo oceánico, con altitudes entre 0 y 700 metros.
Los Lagos	Parque Nacional Pumalin Douglas Tompkins	Este parque se extiende desde la Región de Los Lagos hasta la Región de Aysén, albergando una variedad de ecosistemas como bosques caducifolios, siempreverdes templadas, resinosos templados andinos y matorrales bajos templados andinos, con especies como <i>Adesmia longipes</i> y <i>Senecio pontinii</i> . Los paisajes varían entre los 900 y 2.000 metros de altitud. El bioclima es orotemplado hiperhúmedo y ultrahiperhúmedo hiperoceánico.