



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

**EVALUACIÓN DE LA FAUNA VERTEBRADA TERRESTRE EN BOSQUES
NATIVOS Y DE EXÓTICAS ASILVESTRADAS EN EL PARQUE NACIONAL
NONGUÉN**

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

POR: Kharla Saavedra Ariz

Profesor Guía: Cristian Echeverría Leal
Darío Moreira Arce

Mayo, 2024


Concepción, Chile

© 2024, Kharla Saavedra Ariz

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

EVALUACIÓN DE LA FAUNA VERTEBRADA TERRESTRE EN BOSQUES
NATIVOS Y DE EXÓTICAS ASILVESTRADAS EN EL PARQUE NACIONAL
NONGUÉN

Profesor Guía



Cristian Mauricio Echeverría Leal

Profesor Titular

Ingeniero Forestal, PhD

Profesor Guía



Darío Moreira Arce

Colaborador Académico

Biólogo Ambiental, PhD

AGRADECIMIENTOS

En primera instancia, quisiera agradecer a mi familia, padres y hermanos, por su apoyo incondicional en cada paso y decisión que he tomado. A mis amigos, por su cariño, comprensión, risas y traspasos durante todos estos años de carrera juntos.

Agradezco enormemente a los docentes que fueron parte de mi formación, en especial al Dr. Cristian Echeverría y Dr. Darío Moreira por guiarme en este proceso y enriquecer mi experiencia educativa.

Por último, agradezco al Convenio Transelec S.A – Universidad de Concepción de Restauración Ecológica, Parque Nacional Nonguén, y al Laboratorio de Ecología de Paisaje, por su apoyo logístico y proporcionar información valiosa para esta investigación.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	viii
ABSTRACT.....	x
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. METODOLOGÍA.....	5
2.1 Área de estudio.....	5
2.2 Caracterización de atributos ecosistémicos.....	8
2.3 Diseño de muestreo.....	10
2.4 Análisis de cámaras trampas.....	12
2.5 Análisis de datos.....	13
2.5.1 Tasa de detección de micro y meso mamíferos.....	13
2.5.2 Clasificación de micro y meso mamíferos.....	14
2.5.3 Análisis de amenazas.....	15
2.6 Comparación de registros independientes con atributos ecosistémicos.....	15
III. RESULTADOS.....	16
3.1 Caracterización de ecosistemas.....	16
3.1.1 Índices composicionales: riqueza y diversidad de especies.....	16
3.1.2 Índices estructurales: Abundancia y diámetro a la altura del pecho.....	18
3.2 Análisis y procesamiento de cámaras trampa.....	20
3.3 Tasa de detección por tipo de ecosistema.....	25
3.4 Análisis de amenazas.....	34
IV. DISCUSIÓN.....	38
V. CONCLUSIÓN.....	43
VI. GLOSARIO.....	45
VII. BIBLIOGRAFÍA.....	47
VIII. APÉNDICE.....	52

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo, monitoreo de ecosistemas nativos y de exóticas asilvestradas, durante el periodo 2021, Parque Nacional Nonguén.	13
Tabla 2. Riqueza total de especies arbóreas presentes en los distintos ecosistemas del Parque Nacional Nonguén.	17
Tabla 3. Riqueza e índice de Shannon obtenido por tipos de ecosistemas.	18
Tabla 4. Índices estructurales por tipo de ecosistema estudiado.	19
Tabla 5. Listado de especies de mamíferos detectados durante el monitoreo de ecosistemas nativos y de exóticas asilvestradas desde 2021 a 2022.	24
Tabla 6. Tasa de detección y detección promedio (N° de registros / 100 trampas noche) para micro y meso mamíferos nativos presentes en los distintos ecosistemas del área de estudio.	26
Tabla 7. Tasa de detección y detección promedio (N° de registros independientes / 100 trampas noche) para cada especie de avifauna presente en los distintos ecosistemas del área de estudio.	29
Tabla 8. Tasa de detección y detección promedio (N° de registros independientes / 100 trampas noche) para aves especialistas de hábitat, de la familia Rhinocryptidae en los distintos ecosistemas del área de estudio.	31
Tabla 9. Tasa de detección y detección promedio (N° de registros / 100 trampas noche) de especies exóticas invasoras en los distintos ecosistemas del área de estudio.	35
Tabla 10. Comparación de indicadores de atributos composicionales y estructurales a nivel comunitario y poblacional según tipo de ecosistema estudiado con tasas de detección promedio de mamíferos y aves.	37

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Figura 1. Ubicación área de estudio, Parque Nacional Nonguén, Región del Biobío, Chile.	7
Figura 2. Ubicación de cámaras trampas presentes en la Unidad Experimental de restauración ecológica, Parque Nacional Nonguén.	11
Figura 3. Distribución de rangos diamétricos a la altura del pecho de especies arbóreas presentes en los ecosistemas nativos y de exóticas asilvestradas.	20
Figura 4. Riqueza de avifauna y mamíferos nativos registrados en la totalidad del área de estudio y por tipo de ecosistema.	22
Figura 5. Total de registros independientes (separados por 60 minutos), para la totalidad de especies detectadas en el monitoreo de fauna vertebrada terrestre.	23
Figura 6. Tasa de detección promedio de micro y meso mamíferos en bosques nativos y de exóticas asilvestradas presentes en el área de estudio.	27
Figura 7. Tasa de detección de micro y meso mamíferos en ecosistema borde de bosque nativo – aramo.	27
Figura 8. Tasa de detección promedio de avifauna en ecosistemas de bosque nativo y de exóticas asilvestradas presentes en el área de estudio.	30
Figura 9. Tasa de detección de avifauna en ecosistema borde de bosque nativo – aramo.	30
Figura 10. Tasa de detección promedio de aves especialistas de hábitat, del género Rhinocryptidae en ecosistemas de bosque nativo y exóticas asilvestradas presentes en el área de estudio.	32
Figura 11. Tasa de detección de aves especialistas de hábitat, del género Rhinocryptidae en ecosistema borde del bosque nativo – aramo.	32
Figura 12. Tasa de detección promedio de especies exóticas invasoras en ecosistemas de bosque nativo y exóticas asilvestradas presentes en el área de estudio.	35
Figura 13. Tasa de detección de especies exóticas invasoras en ecosistema borde de bosque nativo – aramo.	36

RESUMEN

La actual crisis ecológica y el acelerado declive de la biodiversidad, impulsada por la alta demanda de recursos antropogénicos, han provocado la degradación de ecosistemas y pérdida de comunidades biológicas que tardaron millones de años en desarrollarse. El Parque Nacional Nonguén, por años afectado por procesos de degradación y pérdida de bosque nativo, es una de las pocas áreas protegidas del Estado que aún resguarda altos niveles de endemismos y diversidad. Sin embargo, poco se sabe del impacto que ha generado la invasión de especies exóticas sobre las comunidades de fauna vertebrada terrestre en esta unidad. Por esto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la comunidad faunística de bosques nativos y exóticas asilvestradas y su relación con atributos ecosistémicos de estas comunidades boscosas. Se realizó la sistematización y análisis de cámaras trampa a través del software CameraSweet, además de la caracterización de ecosistemas mediante índices estructurales y composicionales.

Los resultados demostraron que, si bien la mayor detección y diversidad de aves y mamíferos registrados se asociaron a ecosistemas de bosque autóctono con mayor complejidad ecosistémica, determinados grupos de especies más tolerantes a la degradación y pérdida de hábitat son capaces de utilizar

ecosistemas dominados por exóticas asilvestradas, siendo beneficiadas de éste. Por lo que, la mejora en la gestión de estas áreas, particularmente mediante el desarrollo de sotobosque, complejidad estructural y multiplicidad de estratos, podría desempeñar un papel fundamental para la vida silvestre.

ABSTRACT

The current ecological crisis and the accelerated decline of biodiversity, driven by the high demand for anthropogenic resources, have led to the degradation of ecosystems and the loss of biological communities that took millions of years to develop. Nonguén National Park, affected for years by degradation processes and loss of native forest, is one of the few state protected areas that still preserves high levels of endemism and diversity. However, little is known about the impact of the invasion of exotic species on the terrestrial vertebrate communities of this unit. Therefore, the present study aimed to evaluate the faunal community of native and feral exotic forests and its relationship with the ecosystem attributes of these forest communities. The systematization and analysis of the camera traps was carried out using CameraSweet software, in addition to the characterization of the ecosystems through structural and compositional indices.

The results showed that, although the highest detection and diversity of birds and mammals recorded was associated with native forest ecosystems with higher ecosystem complexity, certain groups of species more tolerant to habitat degradation and loss are able to use ecosystems dominated by feral exotics, benefiting from it. Thus, improved management of these areas, particularly through the development of understory, structural complexity and multi-layered complexity, could play a key role for wildlife.

I. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, el planeta ha experimentado drásticas transformaciones debido a la alta demanda de recursos antropogénicos, provocando degradación, pérdida de ecosistemas y la devastación de comunidades biológicas que tardaron millones de años en desarrollarse (Primak et al., 2001). La actual crisis ecológica y el acelerado declive de la biodiversidad, impulsados por el cambio de uso de suelo, la sobreexplotación de recursos naturales, introducción de especies exóticas invasoras, entre otras, desencadenaron una serie de impactos y alteraciones en la naturaleza (IPBES, 2019), a tal punto que más de 42.100 especies estén categorizadas en la lista roja de la UICN con alguna amenaza de extinción. Si bien, en la historia geológica de la tierra existe certeza de grandes variaciones en la composición de comunidades biológicas, nunca se habían originado producto del impacto ecológico de una sola especie (MMA, 2019; Primak et al., 2001).

La intensificación de estos impactos y sus efectos generalizados en la biodiversidad, promovidos, en gran parte, por la disminución de la integridad de hábitats terrestres (IPBES, 2019), evidenció que muchas especies no estarían en condiciones de adaptarse, generando mayor repercusión en la funcionalidad de los ecosistemas y sus interacciones tróficas (Schwartz et al., 2000),

especialmente en áreas de gran endemismo con diversidad biológica autóctona (MMA, 2018), comprometiendo, no solo la capacidad de recuperación de los ecosistemas, sino también, amenazando al propio bienestar humano y su vulnerabilidad (MMA, 2019; WWF, 2020).

A pesar de que muchos de los mecanismos ecológicos que impulsan las respuestas de las comunidades animales a procesos de restauración no suelen estar claros (Ruiz-Jaen & Mitchell Aide, 2005), generalmente se asume que proporcionar hábitat mediante diversidad vegetal es suficiente para lograr ecosistemas funcionales (Guiden et al., 2021). Si bien el ecosistema es esencial para la supervivencia de todas las especies, en el largo plazo, no garantiza la adecuación y viabilidad de la comunidad faunística (Morrison, 2009). Conocer cómo fluctúa la distribución y abundancia de una especie, además de sus interacciones e influencia del entorno abiótico, considerando distintos tipos de ecosistemas, ayudará a entender muchos procesos que potenciarán el éxito de la restauración, ya sea el ciclo de nutrientes, la dispersión de semillas y la composición vegetal (Frouz et al., 2006)

En Chile, específicamente la zona centro sur, por años afectada por procesos de fragmentación y pérdida de bosques nativos, dado el alto dinamismo en los cambios de uso del suelo (Echeverría et al., 2019), es considerada una de las

pocas áreas que resguardan altos niveles de biodiversidad y endemismos a nivel mundial, o más bien llamados “*Hotspots*” (CI, 2024).

En la Cordillera de la Costa, el parque Nacional Nonguén es una de estas zonas que, a pesar de estar protegida por el Estado, aún posee vestigios de las consecuencias producidas por la sobreexplotación, los incendios forestales y las especies exóticas invasoras (Echeverría et al., 2019). Aunque gran parte del parque está compuesto por especies de flora y fauna nativa, la constante amenaza por la invasión de especies exóticas sigue latente, lo que hace necesario implementar acciones de restauración ecológica (Echeverría et al., 2021). Pese a ello, aún se desconoce el impacto que ha generado el ecosistema sobre las comunidades y cómo responderían a futuros procesos de restauración, especialmente si se habla de fauna.

Muchos de los efectos causados por la degradación y pérdida de ecosistemas podrían impactar fuertemente a grupos de especies especialistas, de tamaño poblacional reducido, área geográfica restringida o con condiciones específicas de nicho (Primak et al., 2001). Siendo, particularmente sensibles a disturbios y menos tolerantes a la fragmentación. Distinto para el caso de especies generalistas quienes se verían menos afectadas y en algunos casos, hasta favorecidas por la reducción de competencia intraespecífica (McKinney, 2006).

Por ende, vincular a la diversidad de micro y meso mamíferos con las condiciones del hábitat, permitiría conocer requerimientos y preferencias de hábitat para a futuro identificar áreas críticas por restaurar y conservar.

Debido a lo anteriormente planteado, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la comunidad de fauna vertebrada terrestre en ecosistemas de bosques nativos y áreas cubiertas con especies exóticas asilvestradas en el Parque Nacional Nonguén. En particular se busca: (i) caracterizar ecosistemas de bosques nativos y exóticas asilvestradas presentes en el parque en términos de estructura y composición de especies vegetales, (ii) estimar la tasa de detección por especie de aves y mamíferos según tipo de ecosistema, y (iii) relacionar la tasa de detección de fauna con atributos estructurales y composicionales de los ecosistemas bajo estudio.

II. METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

El área de estudio se ubica en el Parque Nacional Nonguén, en la costa de la región del Biobío, específicamente en los 73° 00' de latitud sur y 36° 52' de longitud oeste, conformado por las comunas de Chiguayante, Hualqui y Concepción. Su superficie total abarca aproximadamente 3.055 hectáreas, de las cuales 600 son parte de la comuna de Concepción (CONAF, 2019). Posee un clima templado cálido con lluvias invernales y una precipitación y temperatura media anual de 1.294 mm y 13,1°C respectivamente (Luebert & Pliscoff, 2006), con la presencia de dos meses de estación seca, enero y febrero, característica contribuida por el régimen estable de humedad relativa del aire, de un 87% (Hajek & Castri, 1975).

La particularidad de su clima tipo mediterráneo, genera una zona de transición que destaca por una alta diversidad biológica y endemismos, atributos que lo posiciona como uno de los 36 “Hotspots” globales prioritarios para la conservación (Fund, 2017). Posee el único remanente de mayor tamaño de la formación “Bosque Caducifolio de Concepción” con 2.135 hectáreas, reconocido por su restringida distribución geográfica en la Cordillera de la Costa, tras ser ampliamente reemplazado por cultivos agrícolas y plantaciones forestales. En

esta formación, es singular la presencia de la especie caducifolia *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst (Roble) en conjunto con especies siempreverdes del bosque esclerófilo y valdiviano.

Específicamente, el área de estudio se localizó en la Unidad Experimental de Restauración Ecológica en la zona este del Parque Nacional Nonguén, compuesto principalmente por bosques caducifolios y siempreverdes y la presencia de parches cubiertos con especies exóticas asilvestradas. Esta última, conformada por áreas invadidas por *Acacia dealbata* Link (Aromo chileno) y *Acacia melanoxylon* R.Br (Aromo australiano) y otras zonas con presencia de *Pinus radiata* D.Don (Pino) y *Rubus ulmifolius* Schott (Zarzamora). Estas especies son reconocidas por su rápido crecimiento, alta producción y dispersión de semillas, fuerte resistencia y capacidad de rebrote (Herrera et al., 2016).

Si bien la diversidad vegetal del parque se conforma mayoritariamente por ecosistemas nativos locales, que han actuado como resguardo de especies categorizadas con amenaza de extinción, como *Pitavia punctata* (Ruiz & Pav.) Molina (En peligro), *Berberis negeriana* Tischler (En peligro) y *Citronella mucronata* (Ruiz y Pavón) D.Don (Vulnerable), estos, se han visto gravemente afectados por el aumento de especies exóticas invasoras, desencadenando una serie de consecuencias en el ecosistema, como el desplazamiento de las comunidades nativas y la disminución de hábitats (Echeverría et al., 2021).

Hábitats, que se relacionan directamente con su riqueza faunística, compuesta por 106 especies de diferentes taxones, ya sea mamíferos, aves, peces, anfibios, reptiles, y artrópodos (CONAF 2019).

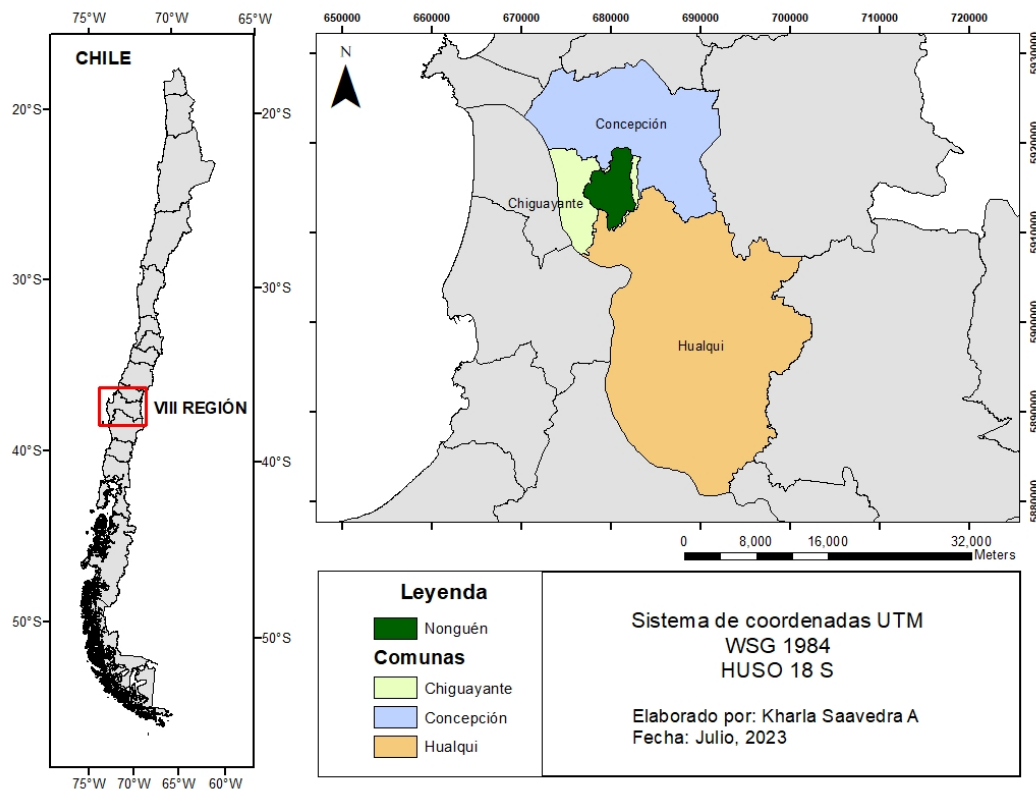


Figura 1. Ubicación área de estudio, Parque Nacional Nonguén, Región del Biobío, Chile.

2.2 Caracterización de atributos ecosistémicos

Para la caracterización del ecosistema, en los meses de enero y febrero del año 2021, se realizó una línea base arbórea para cada tipo de hábitat presente en el área de estudio, clasificándose según testigo de bosque nativo y exóticas asilvestradas.

Se realizaron cuatro parcelas de muestreo de 500 m cuadrados ubicadas aleatoriamente en las cercanías de cada sitio de instalación de cámaras trampa, dos para bosques nativos y dos para bosques de exóticas asilvestradas, estimándose parámetros como diámetro a la altura de pecho (DAP) y altura (m). Excluyendo zonas bordes transicionales dada la alta presencia y dominancia de vegetación exótica. Disminuyendo así el sesgo en los resultados.

Con el fin de predecir la respuesta de la comunidad faunística e identificar posibles factores del bosque que influyen en el hábitat de estas especies, se definieron indicadores estructurales y composicionales por cada tipo de ecosistema.

La vegetación, desempeña un papel crucial en la comprensión de la diversidad animal, dado que ofrece variados recursos como alimento y refugio (Díaz et al., 2005). Sin embargo, factores como la dieta y preferencias específicas de hábitat

de cada especie incrementarían su vulnerabilidad frente a la degradación y sustitución de los ecosistemas. Evidenciando, grupos de especies que se verían más o menos favorecidos por la complejidad estructural.

Por consiguiente, para la caracterización de índices composicionales, se determinó la riqueza de especies (S), definida como el número de especies (taxones) registrados e identificados en una localidad y periodo de tiempo específico (Aguilar-Garavito et al., 2015). Métrica crucial para cuantificar el estado actual de la diversidad biológica en un contexto espacio temporal determinado.

Además, se calculó el índice de Shannon-Weiner (H'), permitiendo evaluar la diversidad y complejidad de las comunidades presentes en los ecosistemas en términos composicionales y estructurales (Shannon, 1948).

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i)$$

Siendo p_i la abundancia o proporción de individuos de cada especie y \ln el logaritmo natural de la riqueza. Este índice (H') tomará valores de 0 a $\ln s$, tendiendo a 0 en comunidades menos diversas y aumentando, a medida que incrementa el número de especies y haya una distribución más homogénea entre

los individuos, alcanzando el ln en comunidades biológicas con mayor equidad en presencia de especies.

Por último, se calcularon índices estructurales en base a variables de hábitat anteriormente mencionadas, estimándose parámetros como abundancia (N° arb/ha), área basal (m^2/ha), diámetro promedio (cm) y altura media del rodal (m).

2.3 Diseño de muestreo

Para el monitoreo de fauna silvestre (aves, micro y meso mamíferos), el mismo año, se instalaron un total de cinco estaciones de foto trampeo, asignadas al azar, con cámaras trampa modelo Bushnell Trophy Cam, montadas a una altura aproximada de 50-60 cm del suelo sobre troncos de árboles. Estas cámaras, operaron durante 24 horas en un periodo de tiempo de un año, correspondiente a los meses de febrero 2021 a enero 2022, siendo visitadas cada 60 días para su mantenimiento. Por razones de complejidad logística en la fecha de instalación, no existen registros de los meses de agosto y septiembre.

Cada estación de monitoreo se localizó aleatoriamente a una distancia mínima de 50 m y máxima de 430 m entre sí (Figura 2). Dos cámaras se situaron en ecosistemas con vegetación mixta de bosque caducifolio y especies

siempreverdes, otras dos en zonas cubiertas por especies exóticas asilvestradas dominadas por *P. radiata* y *A. melanoxylon*, muy próximas a áreas en proceso de restauración y, por último, una cámara ubicada en zonas de transición, en el borde del bosque nativo, con predominante presencia de aramo australiano.

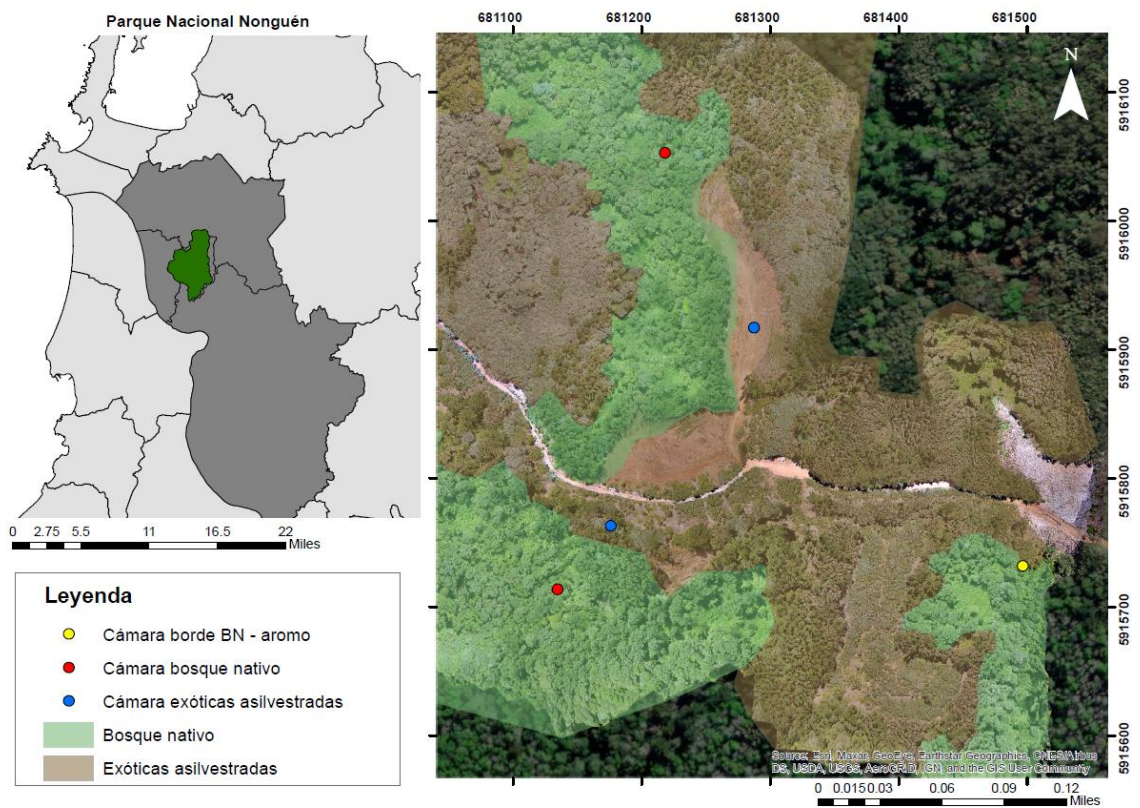


Figura 2. Ubicación de cámaras trampas presentes en la Unidad Experimental de restauración ecológica, Parque Nacional Nonguén.

2.4 Análisis de cámaras trampas

Se realizó la sistematización y análisis de datos obtenidos de las cámaras trampa utilizando la metodología propuesta por Sanderson y Harris 2013 de Small Wild Cat Conservation (SWCC) a través del software CameraSweet, permitiendo mayor rapidez en la clasificación y organización de imágenes, minimizando posibles errores causados por una clasificación manual.

En este estudio se utilizaron tres extensiones, “ReNamer”, “DataOrganize” y “DataAnalyze”. “ReNamer”, empleado con el fin de renombrar imágenes y corregir errores de configuración (fechas y horas de captura); “Dataorganize” para la creación de base de datos y clasificación de carpetas por tipo de especies y número de individuos y; por último, “DataAnalyze”, para la sistematización de datos y generación de *outputs* de salida.

En base a los registros obtenidos, se consideró como evento independiente 60 minutos (Burton et al., 2015), entendiéndose como el periodo de tiempo de separación entre capturas de la especie de interés. Excluyendo, los registros posteriores a la primera captura dentro de ese periodo de tiempo. Obteniéndose, un esfuerzo de muestreo total de 1.641 días en el área de estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo, monitoreo de ecosistemas nativos y de exóticas asilvestradas, durante el periodo 2021, Parque Nacional Nonguén.

Ecosistema	Periodo de muestreo	Esfuerzo de muestreo (trampas-días)
Bosque nativo	Febrero 2021-enero 2022	721
Bosque exótica asilvestrada	Febrero 2021-enero 2022	637
Borde bosque nativo - Aromo	Abril 2021-enero 2022	283

2.5 Análisis de datos

2.5.1 Tasa de detección de micro y meso mamíferos.

Conforme al resultado de procesamiento y análisis de datos generados por CameraSweet y la obtención del número de registros independientes para cada especie (separados por 60 minutos), se calculó la tasa de detección por especie para ecosistemas borde del bosque nativo y la tasa de detección promedio en bosques nativos y de exóticas asilvestradas, expresado como el número de registros independientes cada 100 trampas día (N° reg ind / 100 trampas – día). Tasa que se utilizó para comparar los patrones de uso de ambiente entre las distintas comunidades biológicas.

2.5.2 Clasificación de micro y meso mamíferos.

Para analizar en detalle la influencia del hábitat en la riqueza y detección de determinados grupos faunísticos, se establecieron diferentes categorías de clasificación para aves y mamíferos. Dado que la capacidad de adaptación al ambiente varía notablemente entre los distintos grupos de aves, influenciada por sus necesidades y exigencias ecológicas (Nájera & Simonetti, 2010), se definieron gremios según tipo de alimentación (frugívoros, insectívoros y omnívoros) y uso u preferencia de hábitat (especialistas o generalistas) en función a la principal utilización del ecosistema para anidar y/o alimentarse. En cambio, para mamíferos se efectuaron subdivisiones basadas en su tamaño, clasificándose según mamíferos mayores o menores.

De manera complementaria, se estableció una clasificación para aves especialistas de sotobosque, pertenecientes a la familia Rhinocryptidae, conformada por *Scelorchilus rubecula* Kittlitz (chucaco), *Eugralla paradoxa* Kittlitz (churrín de la mocha) y *Pteroptochos castaneus* Philippi & Landbeck (hued hued castaño). Dado que este grupo de especies se caracteriza por un vuelo restringido y área de ocupación pequeña, su hábitat se compone principalmente por vegetación densa y presencia de sotobosque (Altamirano et al., 2017), siendo clave la mantención de la conectividad entre fragmentos para favorecer su dispersión.

2.5.3 Análisis de amenazas.

Del mismo modo, se identificó la potencial amenaza ecológica, causada por la presencia de especies exóticas como *Rattus rattus* Linnaeus (Rata negra), *Callipepla californica* Shaw (Codorniz) y *Canis familiaris* Linnaeus (Perro doméstico), con el propósito de analizar sus respectivas tasas de registro para cada uno de los ecosistemas, comprender las interacciones ecológicas entre las distintas especies que habitan el lugar y relacionar la información con literatura científica.

2.6 Comparación de registros independientes con atributos ecosistémicos.

Finalmente, se seleccionaron ocho especies representativas de micro y meso mamíferos con alta detección y N° de registros independientes en los distintos tratamientos (bosque nativo y exóticas asilvestradas), para posteriormente relacionar su tasa de detección promedio con indicadores de atributos estructurales y composicionales de los ecosistemas analizados, identificando variables respuesta, en términos de complejidad de hábitat e interacciones ecológicas. Se consideró, preferencia, requerimiento y uso de hábitat y tipo de alimentación anteriormente descritos.

III. RESULTADOS

3.1 Caracterización de ecosistemas

3.1.1 Índices composicionales: riqueza y diversidad de especies

Se registró una riqueza total de 15 especies vegetacionales en las distintas parcelas muestreadas del área de estudio, ocho nativas, tres exóticas y cuatro endémicas (Tabla 6). El ecosistema de bosque nativo registró valores más altos de riqueza, con 11 especies y abundante presencia de *Myrceugenia exsucca* O.Berg (pitra), *Drimys winteri* J.R.Forst. & G.Forst (canelo) y *Aextoxicon punctatum* Ruiz et Pav. (olivillo). En cambio, en bosques de exóticas asilvestradas, *P. radiata* (Pino) correspondió a la especie más dominante, con menor presencia de *A. dealbata* (aromo), *A. melanoxylon* (aromo australiano), *Cryptocarya alba* (Molina) Looser (peumo) y *N. obliqua* (roble).

Tabla 2. Riqueza total de especies arbóreas presentes en los distintos ecosistemas del Parque Nacional Nonguén.

Nombre científico	Nombre común	Origen	Bosque nativo	Exótica asilvestrada
<i>Acacia dealbata</i>	Aromo	Exótico		x
<i>Acacia melanoxylon</i>	Aromo	Exótico		x
<i>Aextoxicon punctatum</i>	Olivillo	Nativo	x	
<i>Amomyrtus luma</i>	Luma	Nativo	x	
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	Temu	Endémica	x	
<i>Cryptocarya alba</i>	Peumo	Endémica	x	x
<i>Drimys winteri</i>	Canelo	Endémica	x	
<i>Gevuina avellana</i>	Avellano	Nativa	x	
<i>Laurelia sempervirens</i>	Laurel	Endémica	x	
<i>Luma apiculata</i>	Arrayan	Nativa	x	
<i>Myrceugenia exsucca</i>	Pitra	Nativa	x	
<i>Nothofagus alpina</i>	Raulí	Nativa		x
<i>Nothofagus obliqua</i>	Roble	Nativa	x	
<i>Persea lingue</i>	Lingue	Nativa	x	
<i>Pinus radiata</i>	Pino	Exótico		x

El índice de diversidad de Shannon (H') calculado para las distintas condiciones de hábitat, evidenció valores contrastantes entre ambos tipos de tratamientos (Tabla 3). Se obtuvo un índice de $H'= 2,09$ para ecosistemas de bosque nativo y $H'= 0,43$ para exóticas asilvestradas, demostrando no solo la mayor diversidad de especies presentes en comunidades biológicas de ecosistemas nativos, sino también, la distribución homogénea de sus individuos (similaridad de abundancia entre especies).

Tabla 3. Riqueza e índice de Shannon obtenido por tipos de ecosistemas.

Ecosistema	Riqueza	Índice de Shannon (H)
Bosque nativo	11	2,09
Exóticas asilvestradas	5	0,43

3.1.2 Índices estructurales: Abundancia y diámetro a la altura del pecho (DAP).

Se decidió emplear únicamente aquellos índices que evidenciaron mayor precisión en sus valores, facilitando el análisis comparativo según tipo de ecosistema estudiado, para una representación más clara de sus características, variaciones y tendencias. Esto incluyó a los índices de abundancia (N° arb/ha), diámetro promedio (cm), área basal (m^2/ha) y altura media (m).

El ecosistema nativo resultó ser un rodal heteroetáneo, menos denso, con una abundancia de 950 arb/ha y estratificación vertical del dosel, abarcando amplios rangos diamétricos entre 10 y 80 cm. Contrario a ecosistemas dominados por exóticas asilvestradas, altamente densos, con abundancia de 2.850 arb/ha y valores diamétricos menores a 40 cm (Figura 3). La altura para ambos tratamientos resultó similar, con un promedio de 3,64 m para bosque nativo y 3,9 m en exóticas asilvestradas (Tabla 4).

Tabla 4. Índices estructurales por tipo de ecosistema estudiado.

índices estructurales	Bosque nativo	Exótica asilvestrada
Abundancia (N° Arb/ha)	950 ± 602,7	2850 ± 749,5
Diámetro promedio (cm)	23,16 ± 3,7	15,49 ± 0,2
Área basal (m ² /ha)	58,4 ± 35,5	67,85 ± 12,9
Altura media (m)	3,64 ± 0,2	3,90 ± 0

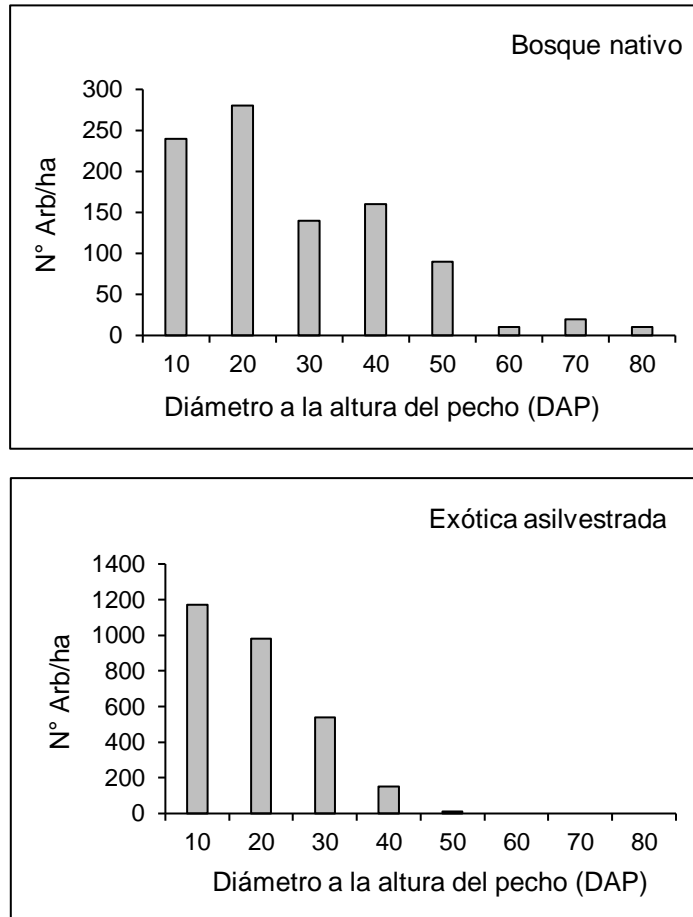


Figura 3. Distribución de rangos diamétricos a la altura del pecho de especies arbóreas presentes en los ecosistemas nativos y de exóticas asilvestradas.

3.2 Análisis y procesamiento de cámaras trampa

A través del procesamiento de cámaras trampa, se evaluó un conjunto inicial de 1.642 archivos, que incluían tanto imágenes como videos. Tras un proceso de selección, en el análisis final se consideraron 1.001 registros, descartando aquellos que presentaban imágenes fantasmas, actividades de operación, o en los cuales no era posible identificar a la especie.

Se consideraron un total de 604 imágenes independientes recopiladas a lo largo de 361 días de monitoreo, distribuidas en los distintos ecosistemas, obteniéndose 285 capturas en el bosque nativo, 233 en exóticas asilvestradas y 86 en el borde de bosque nativo cercano a fragmentos invadidos por aramo.

En el área de estudio se registró una riqueza total de 20 especies tanto de aves como de mamíferos (Tabla 5), representando a 16 familias diferentes. De las especies identificadas, diez corresponden a especies nativas, siete a endémicas y tres a introducidas, siendo *Pudu puda* Molina (pudú) y *Leopardus guigna* Molina (guiña), las únicas especies categorizadas bajo amenaza según el Reglamento de Clasificación de especies del Ministerio del Medio Ambiente, con estado Vulnerable. En cuanto a micro y meso mamíferos nativos, se identificaron cinco especies, *Lycalopex culpaeus* Molina (zorro culpeo), *L. guigna* (guiña), *O. longicaudatus* (ratón colilarga), *Dromiciops gliroides* Thomas (monito del monte) y *P. puda*.

Para cada sitio, se obtuvo una riqueza total de 17 especies en bosque nativo, 12 para exóticas asilvestradas y 11 en áreas borde de bosque nativo, patrón que se mantuvo al clasificarse por grupo de mamíferos nativos. Este patrón varió para el caso de aves, aumentando levemente su riqueza en zonas borde por sobre áreas de exóticas asilvestradas (Figura 4).

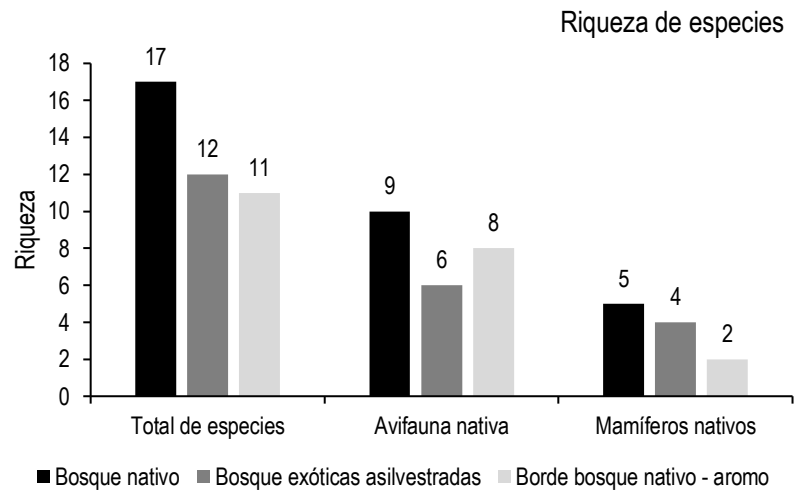


Figura 4. Riqueza de avifauna y mamíferos nativos registrados en la totalidad del área de estudio y por tipo de ecosistema.

En toda la zona de monitoreo, *R. rattus* (Rata negra) concentró el 30,3% de los registros totales de la comunidad faunística. Sin embargo, las especies nativas con mayor cantidad de registros independientes corresponden a *P. castaneus* y *Turdus falcklandii* Quoy & Gaimard (zorzal) con un 22,5%, en contraste a las menos detectadas con un 0,2%, correspondiente a *Elaenia albiceps* d'Orbigny y Lafresnaye (fiofio), *Milvago chimango* Vieillot (tiuque) y *S. desmursii* (Figura 5).

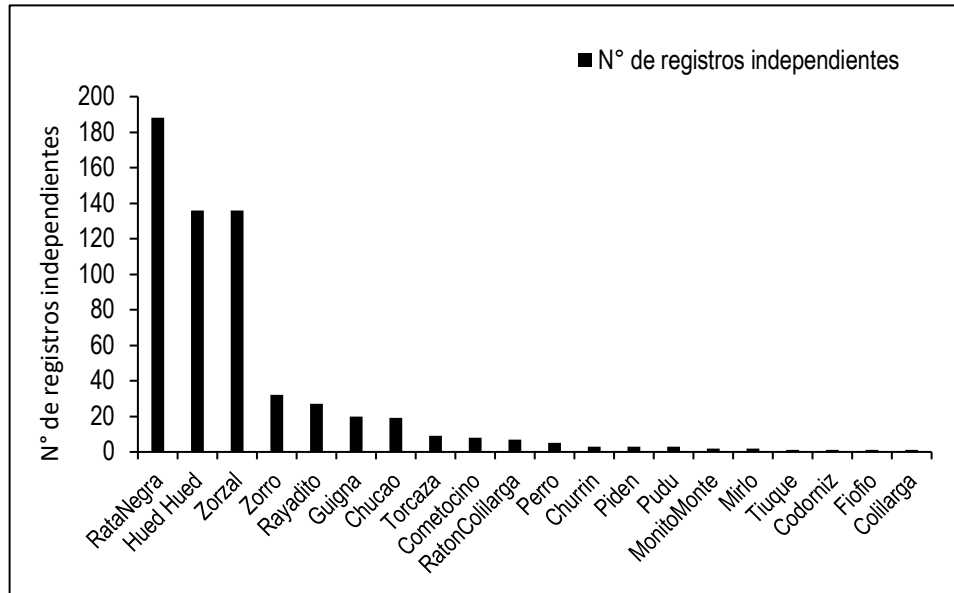


Figura 5. Total de registros independientes (separados por 60 minutos), para la totalidad de especies detectadas en el monitoreo de fauna vertebrada terrestre.

Tabla 5. Listado de especies de mamíferos detectados durante el monitoreo de ecosistemas nativos y de exóticas asilvestradas desde 2021 a 2022.

Familia	Nombre común	Nombre científico	Origen Biogeográfico	Estado de Conservación	Fuente de categoría vigente
Canidae	Zorro culpeo	<i>Lycalopex culpaeus</i>	Nativo	Preocupación menor	DS 33/2012, MMA
Cricetidae	Ratón colilargo	<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	Nativo	Preocupación menor	RED LIST 2016, UICN
Cervidae	Pudú	<i>Pudu puda</i>	Nativo	Vulnerable	DS 151/2007, MMA
Columbidae	Torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>	Nativo	Preocupación menor	DS 16/2016 MMA
Emberizidae	Cometocino	<i>Phrygilus spp</i>	Endémico	Preocupación menor	RED LIST 2016, UICN
Felidae	Guiña	<i>Leopardus guigna</i>	Nativo	Vulnerable	DS 42/2011, MMA
Furnariidae	Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda</i>	Endémico	Preocupación menor	RED LIST 2016, UICN
Furnariidae	Colilarga	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	Endémico	Preocupación menor	RED LIST 2018, UICN
Falconidae	Tiuque	<i>Milvago chimango</i>	Nativo	Preocupación menor	RED LIST 2018, UICN
Microbiontheridae	Monito del monte	<i>Dromiciops gliroides</i>	Endémico	Casi amenazada	RED LIST 2014, UICN
Rhinocryptidae	Chucao	<i>Scelorchilus rubecula</i>	Endémico	Preocupación menor	DS 79/2018, MMA
Rhinocryptidae	Churrín de la mocha	<i>Eugralla paradoxa</i>	Endémico	Preocupación menor	RED LIST 2018, UICN
Rhinocryptidae	Hued Hued castaño	<i>Pteroptochos castaneus</i>	Endémico	Preocupación menor	RED LIST 2016, UICN
Rallidae	Piden	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	Nativo	Preocupación menor	RED LIST 2016, UICN
Turdidae	Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	Nativo	Preocupación menor	RED LIST 2016, UICN
Turdidae	Mirlo	<i>Turdus merula</i>	Nativo	Preocupación menor	RED LIST 2016, UICN
Tyrannidae	Fío fío	<i>Elaenia albiceps</i>	Nativo	Preocupación menor	RED LIST 2012, UICN
Canidae	Perro	<i>Canis familiaris</i>	Exótico	Preocupación menor	RED LIST 2018, UICN
Muridae	Rata negra	<i>Rattus rattus</i>	Exótico	Preocupación menor	RED LIST 2016, UICN
Phasianidae	Codorniz	<i>Callipepla californica</i>	Exótico	Preocupación menor	RED LIST 2020 UICN

3.3 Tasa de detección por tipo de ecosistema

El bosque nativo fue el único ecosistema en el cual se detectó a toda la diversidad de micro y meso mamíferos registrados en el área de estudio, siendo la tasa de detección promedio de *L. guigna* la más alta, seguida de *L. culpaeus* (Tabla 6). Por el contrario, el valor más bajo de detección en este ecosistema estuvo dado por *D. gliroides*, con valores de 1,67; 0,56 y 0,14 respectivamente (Tabla 6). Sin embargo, en exóticas asilvestradas fue donde resultó la tasa promedio más alta de detección de mamíferos, otorgado por *L. culpaeus*, con un valor 3,89 seguido de *L. guigna* y *O. longicaudatus* con una tasa de 0,86 y 0,80. En zonas borde, solo se detectó a *L. culpaeus* y *L. guigna*, con igual tasa de detección de 1,06 para cada especie (Figura 6).

Al contrastar esta información con la clasificación de micro y meso mamíferos según tamaño (Figura A1), a pesar de que, en mamíferos mayores, el valor más alto de detectabilidad promedio se registró en exóticas asilvestradas por *L. culpaeus*, la mayor detección promedio para *L. guigna* se registró en ecosistemas de bosques nativos, con un valor de 1,67, además de la presencia exclusiva de *P. puda*. En cambio, para mamíferos menores, si bien, tanto en ecosistemas nativos como de exóticas se detectó la misma riqueza de especies, con igual registro de *D. gliroides*, la mayor detección promedio de *O. longicaudatus* ocurrió en bosques de exóticas asilvestradas. Importante mencionar, que no se

obtuvieron registros de mamíferos menores en zonas borde del bosque nativo.

(Figura A1).

Tabla 6. Tasa de detección y detección promedio (N° de registros / 100 trampas noche) para micro y meso mamíferos nativos presentes en los distintos ecosistemas del área de estudio.

Micro y meso mamíferos	Tasa de detección promedio		Tasa de detección
	Bosque nativo	Exótica asilvestrada	Borde bosque nativo
<i>Lycalopex culpaeus</i>	0.56	3.89	1.06
<i>Leopardus guigna</i>	1.67	0.86	1.06
<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	0.28	0.80	0
<i>Pudu puda</i>	0.42	0	0
<i>Dromiciops gliroides</i>	0.14	0.15	0

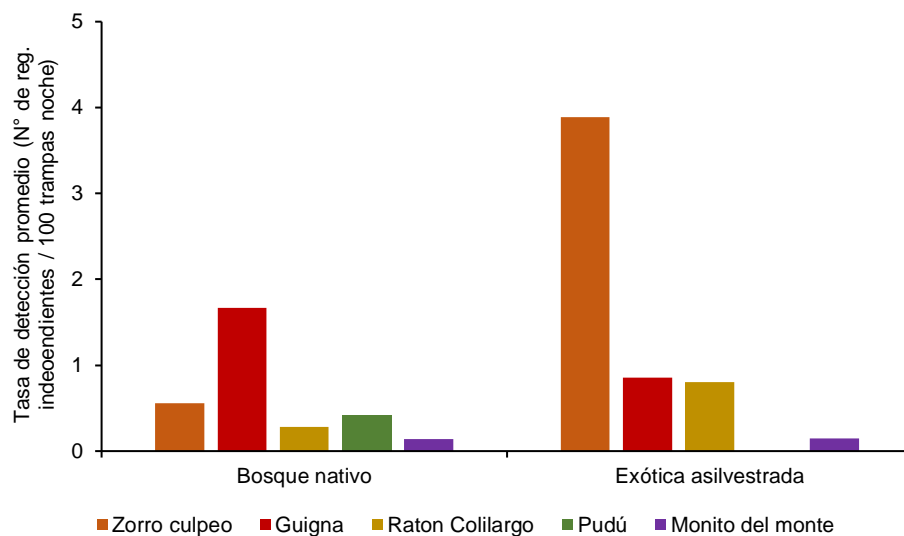


Figura 6. Tasa de detección promedio de micro y meso mamíferos en bosques nativos y de exóticas asilvestradas presentes en el área de estudio.

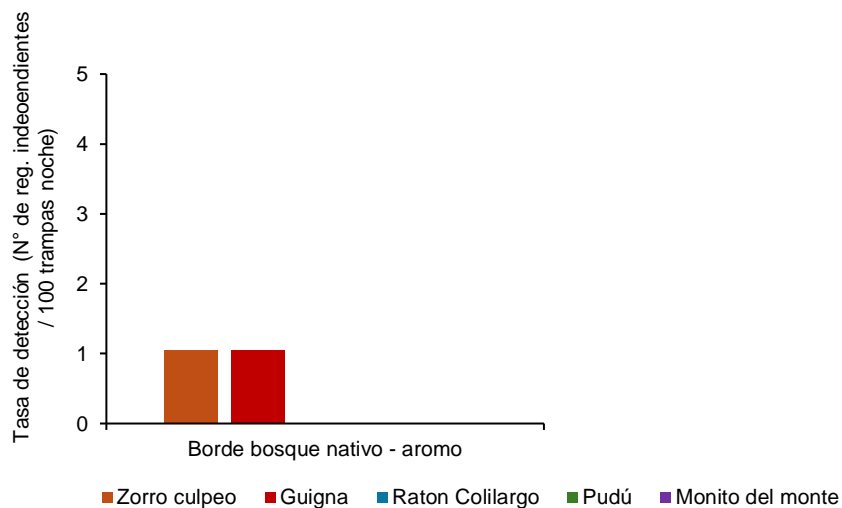


Figura 7. Tasa de detección de micro y meso mamíferos en ecosistema borde de bosque nativo – aramo.

Para avifauna, contrario al caso de mamíferos, se obtuvo en el bosque nativo la mayor diversidad de especies registradas y valores más altos de tasas de detección promedio, siendo *T. falcklandii* la especie con mayor detección con un valor de 14,01, seguido de *P. castaneus* con 5.27 (Tabla 7). Las aves nativas que fueron exclusivamente detectadas en este ecosistema corresponden a *Eugralla paradoxa* Kittlitz (Churrín de la mocha), *Pardirallus sanguinolentus* Swainson (Pidén) y *Turdus merula* Linnaeus (Mirlo) con valores 0,42; 0,42 y 0,28 respectivamente. En contraste, para áreas de exóticas asilvestradas, se detectaron únicamente seis especies, entre ellas, *P. castaneus*, *T. falcklandii*, *Aphrastura spinicauda* Gmelin (Rayadito), *S. rubecula*, *Patagioenas araucana* Temmink (Torcaza) y *Milvago chimango* Vieillot (Tiuque) obteniendo la mayor detección promedio *P. castaneus* con 7,19 y la menor, *P. araucana* y *M. chimango* con 0,29. Finalmente, en zonas de transición o borde del bosque nativo, se detectaron ocho especies, superando la diversidad observada en las áreas de bosque exótico, destacándose la presencia exclusiva de *S. desmursii* y *E. albiceps*, con tasas de detección relativamente bajas de 0,35 en ambos casos (Figura 7).

Tabla 7. Tasa de detección y detección promedio (N° de registros independientes / 100 trampas noche) para cada especie de avifauna presente en los distintos ecosistemas del área de estudio

Avifauna	Tasa de detección promedio		Tasa de detección
	Bosque nativo	Exótica asilvestrada	Borde bosque nativo
<i>Pterotochos castaneus</i>	5.27	7.19	19.43
<i>Turdus falcklandii</i>	14.01	5.07	1.41
<i>Aphrastura spinicauda</i>	1.11	1.90	2.47
<i>Scelorchilus rubecula</i>	1.53	0.61	1.41
<i>Patagioenas araucana</i>	0.98	0.17	0.35
<i>Phrygilus spp</i>	0.97	0	0.35
<i>Eugralla paradoxa</i>	0.42	0	0
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	0.42	0	0
<i>Turdus merula</i>	0.28	0	0
<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	0	0	0.35
<i>Elaenia albiceps</i>	0	0	0.35
<i>Milvago chimango</i>	0	0.17	0

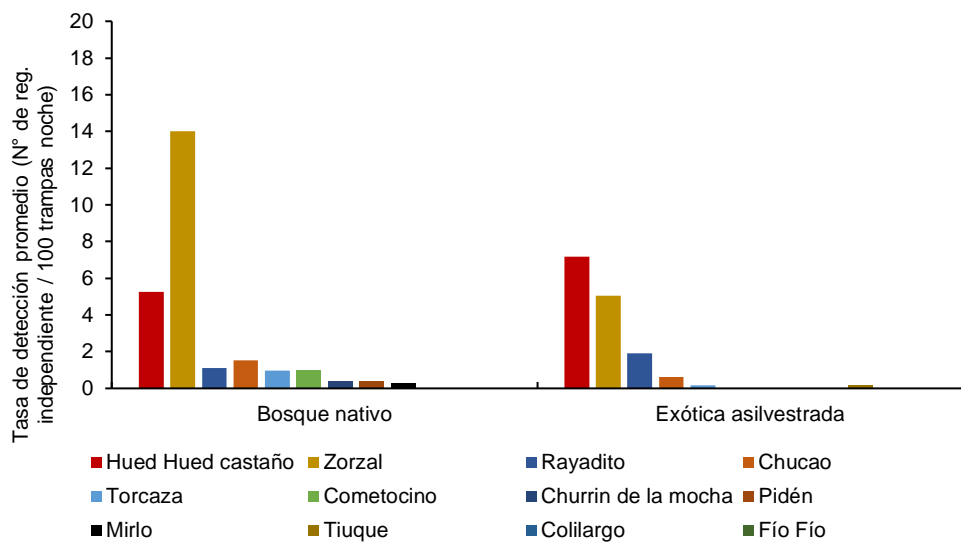


Figura 8. Tasa de detección promedio de avifauna en ecosistemas de bosque nativo y de exóticas asilvestradas presentes en el área de estudio.

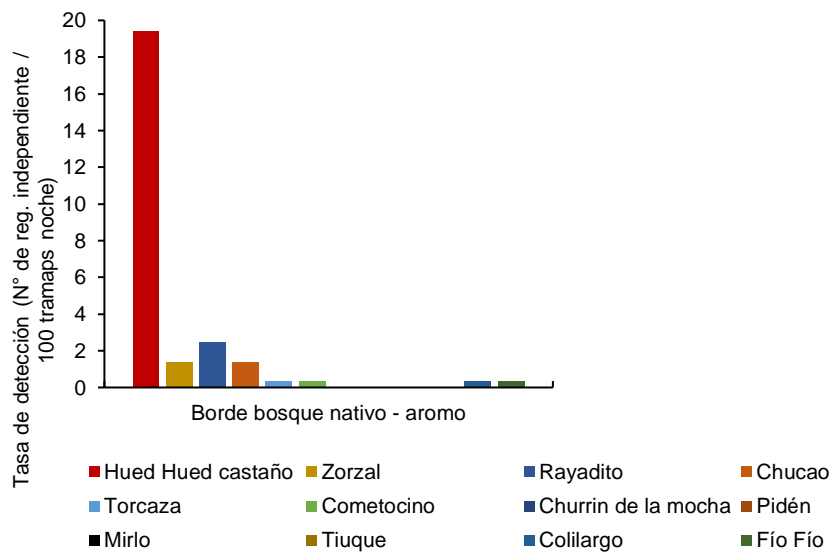


Figura 9. Tasa de detección de avifauna en ecosistema borde de bosque nativo – aramo.

Para el análisis de la familia *Rhinocryptidae*, aves especialistas de sotobosque, se obtuvo una mayor tasa de detección para *P. castaneus* y *S. rubecula* en los diferentes tipos de ecosistemas (Tabla 8). *P. castaneus* se detectó en todos los sitios, siendo en el borde de bosque nativo, donde se registraron valores más altos con 19,43, seguido de exóticas asilvestradas con 7,19. A pesar de que *S. rubecula* se detectó en todos los tipos de ecosistemas, obtuvo valores promedios más altos en el ecosistema nativo con 1,53. La presencia de *E. paradoxa* se limitó de forma exclusiva al bosque nativo

Tabla 8. Tasa de detección y detección promedio (N° de registros independientes / 100 trampas noche) para aves especialistas de hábitat, de la familia *Rhinocryptidae* en los distintos ecosistemas del área de estudio.

Avifauna	Tasa de detección promedio		Tasa de detección
	Bosque nativo	Exótica asilvestrada	Borde bosque nativo
<i>Pteroptochos castaneus</i>	5.27	7.19	19.43
<i>Scelorchilus rubecula</i>	1.53	0.61	1.41
<i>Eugralla paradoxa</i>	0.42	0	0

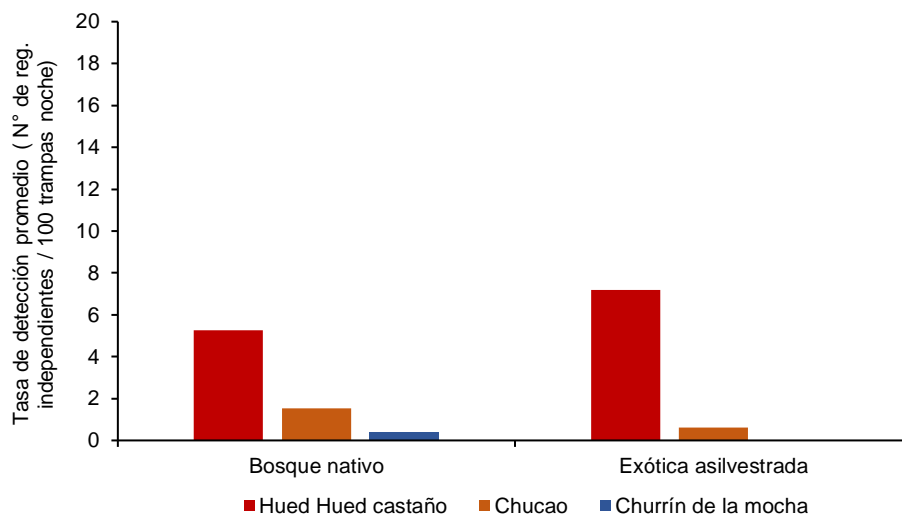


Figura 10. Tasa de detección promedio de aves especialistas de hábitat, del género *Rhinocryptidae* en ecosistemas de bosque nativo y exóticas asilvestradas presentes en el área de estudio.

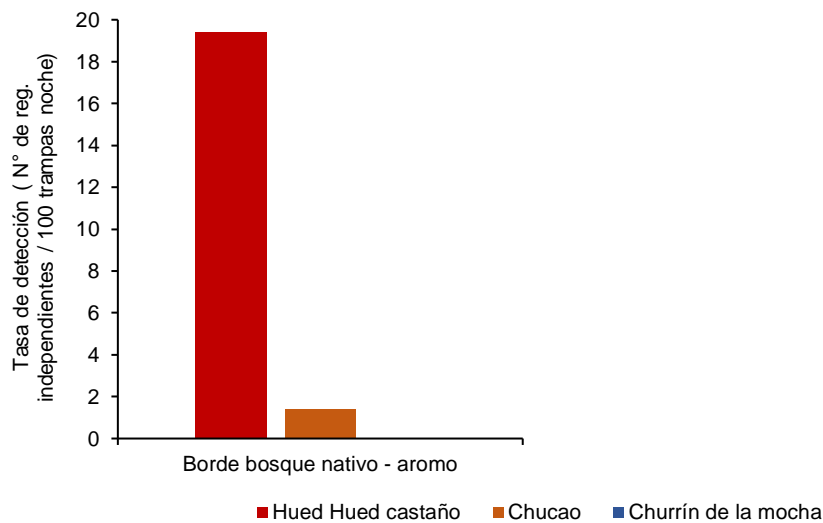


Figura 11. Tasa de detección de aves especialistas de hábitat, del género *Rhinocryptidae* en ecosistema borde del bosque nativo – aromo.

Para el gremio de uso de hábitat (Figura A2), la detección de aves especialistas fue predominantemente mayor en el área de estudio, con nueve especies, en comparación a aves generalistas, con solo tres especies; *T. falcklandii*, *T. merula* y *M. chimango*, siendo mayor la detectabilidad promedio de *T. falcklandii* con una tasa de 14,01 para bosques nativos y 5,07 en exóticas asilvestradas. En bosques nativos y zonas borde, se observó una gran diversidad de aves especialistas y más variabilidad de tasas de detección siendo mayor en ecosistemas nativos, sin embargo, en zonas borde se obtuvieron los registros más altos de detección para *P. castaneus* con 19,43 y *A. spinicauda* con 2,47. En cambio, bosques de exóticas asilvestradas se restringieron exclusivamente a la presencia de *P. castaneus*, *A. spinicauda*, *S. rubecula* y *P. araucana* con valores promedio relativamente altos; 7,19, 1,90, 0,61 y 0,17 respectivamente.

Para gremios en función al tipo de alimentación (aves frugívoras, insectívoras y omnívoras), se observó una mayor dominancia y variabilidad de tasas de detección para especies omnívoras e insectívoras en el área de estudio, con mayor registro en ecosistemas nativos y zonas borde por sobre exóticas asilvestradas (Figura A3), sumando una riqueza total 11 especies, seis omnívoras y cinco insectívoras, contrario a aves exclusivamente frugívoras, con solamente una especie representada por *P. araucana*, también con mayor detectabilidad en ecosistemas nativos, seguido de zonas borde.

Desde una perspectiva ecosistémica, tanto en el gremio de uso de hábitat como de tipo de alimentación, se observó una tendencia de mayor detectabilidad y preferencia de hábitat en bosques nativos a una menor al pasar a zonas de borde y de exóticas asilvestradas. Sin embargo, para especies como el *P. castaneus* y *A. spinicauda*, aves con un tipo de alimentación insectívora e omnívora, se obtuvieron valores de detectabilidad mayores en zonas bordes y de exóticas por sobre el bosque nativo.

3.4 Análisis de amenazas.

En el análisis de amenazas, para la especie exótica invasora *R. rattus* se obtuvo el mayor porcentaje de registros independientes, abarcando un 30% del total de especies en el área de estudio, con tasas de detección de 11,09 para bosques nativos, 16,02 en exóticas asilvestradas y 2,12 en áreas borde (Tabla 9). Por otro lado, se observó la presencia de animales domésticos como *C. familiaris* (perro doméstico) para dos de los ecosistemas anteriormente mencionados, con la mayor tasa de detectabilidad promedio en exóticas asilvestradas. Es importante mencionar, que en el procesamiento de cámaras trampa, se distinguió la movilización de esta especie en grupos de dos a tres individuos (Figura 9). Por último, *C. californica* (codorniz), obtuvo muy baja detectabilidad, de 0,14, con solo un registro independiente, correspondiente a un 0,2%, por lo que se predice, su presencia a grande escala no causaría efectos negativos.

Tabla 9. Tasa de detección y detección promedio (N° de registros / 100 trampas noche) de especies exóticas invasoras en los distintos ecosistemas del área de estudio.

Exóticas invasoras	Tasa de detección promedio		Tasa de detección
	Bosque nativo	Exótica asilvestrada	Borde bosque nativo
<i>Rattus rattus</i>	11.09	16.015	2.12
<i>Canis familiaris</i>	0.28	0.51	0
<i>Callipepla californica</i>	0.14	0	0

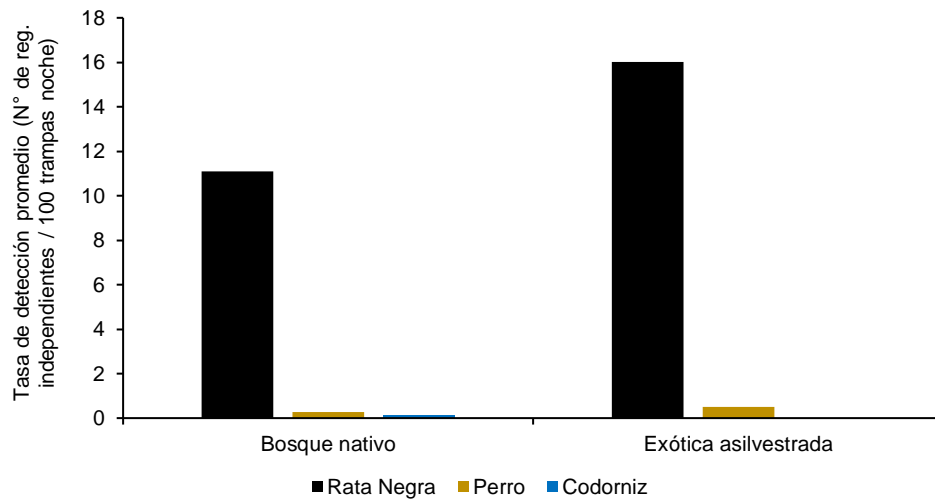


Figura 12. Tasa de detección promedio de especies exóticas invasoras en ecosistemas de bosque nativo y exóticas asilvestradas presentes en el área de estudio.

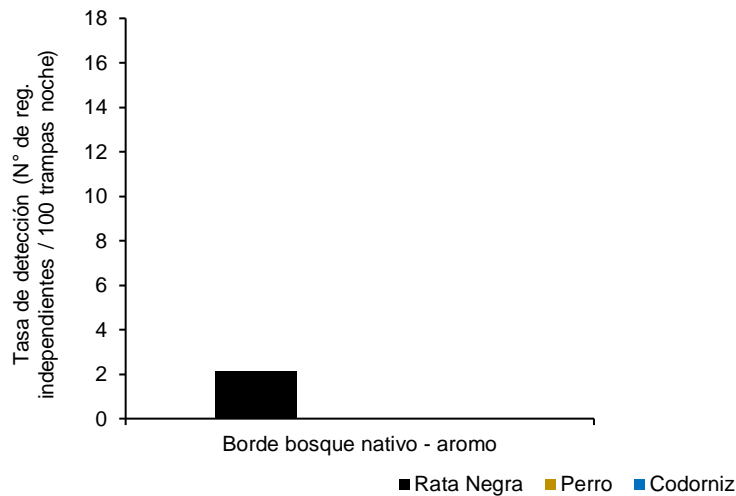


Figura 13. Tasa de detección de especies exóticas invasoras en ecosistema borde de bosque nativo – aromo.

3.5 Relación entre la tasa de detección de micro y meso mamíferos e indicadores de atributos ecosistémicos

La riqueza y detección promedio de la comunidad faunística estuvo positivamente relacionada con ecosistemas más diversos, con mayor variabilidad etaria y presencia de multiestratos otorgados por especies vegetales tolerantes e intolerantes a la sombra (Tabla 9). Con el aumento de la riqueza vegetal de especies y disminución de la densidad (N° Arb/ha) en el ecosistema nativo, se registraron mayores tasas de detección promedio de micro y meso mamíferos, exceptuando casos concretos como *P. castaneus*, *L. culpaeus* y *A. spinicauda*, quienes obtuvieron mayor índice de detección en ecosistemas de exóticas asilvestradas (Tabla 9). Especies como *P. puda* y *Phrygilus spp*, ambas especialistas, se restringieron únicamente a hábitats nativos. A pesar de que se

detectó *S. rubecula*, *T. falcklandii* y *L. guigna* en bosques de exóticas asilvestradas, estos prefirieron ecosistemas nativos por sobre otros.

Tabla 10. Comparación de indicadores de atributos composicionales y estructurales a nivel comunitario y poblacional según tipo de ecosistema estudiado con tasas de detección promedio de mamíferos y aves.

Índice	Bosque nativo	Exóticas asilvestradas
Riqueza	11	5
Shannon (H)	2,09	0,43
Abundancia (N° Arb/ha)	950 ± 602,7	2850 ± 749,5
Diámetro promedio (cm)	23,16 ± 3,7	15,49 ± 0,2
Área basal (m2/ha)	58,4 ± 35,5	67,85 ± 12,9
Altura media	3,64 ± 0,2	3,90 ± 0
T. Detección promedio <i>L. culpaeus</i>	0,56	3,89
T. Detección promedio <i>P. puda</i>	0,42	0
T. Detección promedio <i>L. guigna</i>	1,67	0,86
T. Detección promedio <i>S. rubecula</i>	1,53	0,61
T. Detección promedio <i>P. castaneus</i>	5,27	7,19
T. Detección promedio <i>T. falcklandii</i>	14,01	5,07
T. Detección promedio <i>Phrygilus spp</i>	0,97	0
T. Detección promedio <i>A. spinicauda</i>	1,11	1,90

IV. DISCUSIÓN

El Parque Nacional Nonguén ofrece características únicas con ecosistemas diversos de bosques nativos antiguos y complejidad estructural que proporciona hábitat para numerosas especies (CONAF, 2019). Sin embargo, pese a las condiciones favorables y variabilidad de nichos ecológicos presentes en estos ecosistemas, la introducción de especies exóticas y su gran capacidad invasora, han logrado simplificar estos hábitats afectando su integridad ecológica (Echeverría et al., 2021)

La mayor diversidad de especies registradas en el presente estudio, tanto de aves como mamíferos, se asociaron a ecosistemas de bosque autóctono con mayor diversidad, multiplicidad de estratos y gran variabilidad de especies emergentes en dosel, lo que refleja la importancia e influencia de la configuración espacial en la riqueza y abundancia de especies (Díaz et al., 2005). Resultados consistentes con investigaciones previas, quienes afirman que la sustitución de bosques a hábitats forestales conlleva a la disminución de comunidades biológicas, generando impactos negativos en la biodiversidad (Nájera & Simonetti, 2010; Sánchez-Londoño et al., 2021; Stephens & Wagner, 2007)

Para avifauna, se registran mayores tasas de detección en ecosistemas de bosque nativo, seguido de zonas borde, con gran diversidad de grupos

especialistas de hábitat y alimentación de tipo omnívora e insectívora. Esto responde a la disponibilidad de recursos alimenticios (granos, frutos y semillas) otorgados por la vegetación nativa (Armesto et al., 2008). En esta área, la presencia de invertebrados podría estar favorecida por la densidad del sotobosque, hojarasca y dinámicas de mortalidad en árboles (Díaz et al., 2005; Donoso et al., 2018; Ponce et al., 2017).

Pese a la evidencia de que las zonas bordes actuarían como “trampas ecológicas” para la avifauna, dado a que incrementa la exposición a depredación y parasitismo (Flaspohler et al., 2001; Vergara & Simonetti, 2003), en este ecosistema se registró mayor riqueza de aves que en exóticas asilvestradas, y altas tasas de detección de aves especialistas como *P. castaneus* y *A. spinicauda*. Atribuido, a una mayor intensidad lumínica, aumento de temperatura y variabilidad de flores y frutos carnosos proporcionados por la vegetación pionera, generando hábitats idóneos para la reproducción de aves (Aguilar-Garavito et al., 2015; Vergara & Simonetti, 2003). Resultado consistente con investigaciones previas donde especies de la familia *Rhinocryptidae* se beneficiaron de ecosistemas con plantación forestal para anidar (Vergara, 2002).

Si bien en micro y meso mamíferos los resultados sugieren mayores tasas de detección promedio en áreas dominadas por exóticas asilvestradas, para especies como *L. culpaeus* y *O. longicaudatus*, la mayor diversidad de detección

y presencia de mamíferos especialistas de hábitat se registraron en ecosistemas nativos. Por lo que, la idoneidad de hábitats de especies generalistas como *L. culpaeus* en áreas dominadas por exóticas asilvestradas responden no solo a la disponibilidad de alimento, relacionado a las altas tasas de detección de mamíferos menores en esas áreas, sino también a los requerimientos propios de cada especie, preferencias de hábitat, alimentación, refugio y dispersión (Acosta-Jamett & Simonetti, 2004; Díaz et al., 2005; Gálvez et al., 2013).

Las áreas del parque dominadas por exóticas asilvestradas de *P. radiata*, tienen un gran potencial para el desarrollo de diversidad estructural arbustiva y de sotobosque bajo dosel, dada su capacidad de dispersión y libre establecimiento a falta de un manejo forestal. Sin embargo, se demostró que la comunidad faunística, a pesar de ser capaz de utilizar estos hábitats, ya sea como fuente de alimento o corredor, prefieren hábitats nativos con mayor complejidad ecosistémica (Donoso et al., 2018; Nájera & Simonetti, 2010).

Atributos ecosistémicos como la variabilidad de especies arbóreas y diversidad de estratos, estuvieron relacionados con la detección de fauna nativa y responden a un mayor registro de especies, principalmente para grupos especialistas de hábitat. Antecedente que concuerda con lo reportado por (Díaz et al., 2005; Donoso et al., 2018) quien sugiere la gran influencia de la estructura

forestal; rangos etarios, presencia de sotobosque denso, claros de dosel y patrones de mortalidad vegetativos en la riqueza y abundancia de aves.

Muchas comunidades faunísticas son capaces de adaptarse, colonizar y habitar diversos entornos, otras por el contrario necesitan de cierta configuración ecológica para vivir (Nájera & Simonetti, 2010). Por esto, la conservación de grandes extensiones de hábitat y restauración de fragmentos exóticos es indispensable para evitar la homogeneización biótica del ecosistema y con ello el declive de especies puramente especialistas, en reemplazo por aquellas más tolerantes (McKinney, 2006).

Adicionalmente, conocer la presencia, ausencia y hábitos de amenazas como las especies exóticas invasoras, resultó indispensable para detectar posibles impactos por competencia de recursos para aquellos que comparten nichos ecológicos con comunidades nativas. Así, posiblemente una de las mayores amenazas provocada por la predominante presencia de *R. rattus* no sólo será la depredación (invertebrados y polluelos de aves) sino también, su influencia en la vegetación, restringiendo su regeneración tras alimentarse de sus semillas y renuevos (Brito M & Ojala-Barbour, 2014).

A pesar de que las tasas de detección de perro domésticos son bajas, la depredación canina y transmisión de enfermedades y parásitos representa una

de las grandes causas de mortalidad para la diversidad de especies autóctonas, afectando principalmente a poblaciones de *L. culpaeus*, *L. guigna* y *P. puda* (Rubio et al., 2013; Silva-Rodríguez & Sieving, 2012).

Así, la identificación y evaluación de aves, micro y meso mamíferos, presentes en un área destinada a la restauración ecológica constituye un paso crucial para la conservación, ya que, si bien existe el área protegida, estas no garantizan la conservación de la diversidad biológica, siendo una gran amenaza la cercanía a poblados (Pauchard et al., 2006). En este sentido, el desafío constante en la gestión y preservación de fauna no solo implicará fomentar hábitats y movilidad de especies, sino también, comprender sus preferencias, vulnerabilidad, y amenazas, previniendo a largo plazo la extinción masiva de especies (Gálvez et al., 2013; Maza & Bonacic, 2013).

V. CONCLUSIÓN

La mayor riqueza y detección de micro y meso mamíferos se registró en ecosistemas de bosque nativo, siendo el hábitat idóneo y preferido para la gran diversidad especies nativas detectadas. Sin embargo, áreas dominadas por exóticas asilvestradas de *P. radiata*, compensaron de manera parcial los requerimientos ecológicos de la comunidad faunística. Por lo que, un manejo de ecosistemas que promueva la formación de sotobosque bajo dosel podría desempeñar un papel fundamental para la vida silvestre del Parque Nacional Nonguén y otros ecosistemas similares.

Esta investigación destaca la importancia e influencia de la configuración espacial, en términos composicionales y estructurales, en la detección de fauna, destacando, su capacidad para adaptarse y habitar ecosistemas por años perturbados, destruidos e invadidos por exóticas asilvestradas

Ecosistemas con alta complejidad estructural, potencialmente albergarán una gran diversidad de especies faunísticas, confirmando así, la importancia de incrementar multiplicidad de estratos en la vegetación, como un factor que podría ayudar a áreas invadidas por exóticas a aumentar su biodiversidad, evitando la simplificación de ecosistemas.

Del mismo modo, es indispensable promover la conservación y restauración de bosques autóctonos con el objetivo de preservar la diversidad ecológica única presente el Parque, como una estrategia, que permita no solo la mitigación y adaptación de especies al cambio climático, sino también, el resguardo y la persistencia de taxones raros y amenazados, con mayor riesgo de extinción producto de la expansión de especies exóticas asilvestradas.

Para futuras investigaciones, se sugiere mejorar el alcance del diseño de muestreo, no solo aumentando las estaciones de foto trapeo, sino también considerando variabilidad temporal y espacial, que ofrezca una estimación más precisa sobre los efectos que puede causar la presencia e invasión de especies exóticas invasoras en la diversidad de ecosistemas de bosques nativos.

VI. GLOSARIO

Borde: límites entre parches de cualidades diferentes, definido como una zona de transición entre hábitats. Es un efecto producido por la interrupción de la continuidad de hábitats que eran adyacentes, desempeñando un rol crítico en la capacidad de movilización y adaptación de las especies dentro de hábitats perturbados

Complejidad ecológica: se manifiesta conforme a la estructura, heterogeneidad del ambiente físico o ecosistémico y variabilidad de procesos ecológicos.

Disturbio: evento discreto y externo, causando daños drásticos en el desarrollo natural de un ecosistema y sus atributos.

Dato espacial: entidades espacio-temporales que cuantifican la distribución, estado y vínculos de los fenómenos u objetos naturales y sociales

Especie exótica invasora: corresponde a una especie exótica, asilvestrada o naturalizada, que ha sido introducida voluntaria o accidentalmente, expandiendo fácilmente su población y distribución, amenazando e impactando fuertemente ecosistemas con vegetación autóctona.

Especie exótica asilvestrada o naturalizada: especie que, en estado de libertad, es capaz de establecerse y dispersarse de manera autónoma, sin intervención de terceros.

Integridad ecosistémica: capacidad de un ecosistema para mantener, sustentar y adaptar un correcto funcionamiento ecológico, estructura y composición de especies.

Nicho ecológico: posición relacional o funcional de una especie o población en un ecosistema u hábitat específico. Corresponde a la estrategia que utiliza una especie para sobrevivir en el hábitat o ecosistema, ya sea para obtener alimento, establecer competencia, cazar o escapar de depredadores.

Atributos ecosistémicos: corresponde a la condición física, composición de especies, diversidad estructural y funcionamiento a nivel ecosistema (procesos ecosistémicos)

VII. BIBLIOGRAFÍA

Acosta-Jamett, G., & Simonetti, J. A. (2004, 2004/06/01). Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity & Conservation*, 13(6), 1135-1151. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000018297.93657.7d>

Aguilar-Garavito, M., Ariza, A., Inge, A., Aronson, J., Avella, A., Bernal Castro, E., Brancalion, P., Cabrera, M., Calle, Z., & Carvajal, M. (2015). Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres.

Altamirano, T., Ibarra, J., Martin, K., & Bonacic, C. (2017, 09/01). The conservation value of tree decay processes as a key driver structuring tree cavity nest webs in South American temperate rainforests. *Biodiversity and Conservation*, 26, 2453-2472. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1369-x>

Armesto, J. J., Díaz, I., Papic, C., & Willson, M. (2008, 06/28). Seed rain of fleshy and dry propagules in different habitats in the temperate rainforests of Chiloe Island, Chile. *Austral Ecology*, 26, 311-320. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.tb00112.x>

Brito M, J., & Ojala-Barbour, R. (2014, 04/30). Presencia de la rata invasora *Rattus rattus* (Rodentia: Muridae) en el Parque Nacional Sangay, Ecuador. *Therya*, Vol.5, 323-329. <https://doi.org/10.12933/therya-14-190>

CI, C. i. (2024). *Biodiversity Hotspots*. <https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>

CONAF, C. N. F. (2019). Plan de Manejo, Reserva Nacional Nonguén.

Díaz, I. A., Armesto, J. J., Reid, S., Sieving, K. E., & Willson, M. F. (2005). Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloe Island, Chile. *Biological Conservation*, 123(1), 91-101. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.10.011>

Donoso, P. J., Ponce, D. B., Pinto, J. B., & Triviño, I. L. (2018). Cambios en cobertura y regeneración arbórea en bosques siempreverdes en diferentes estados sucesionales en el sitio experimental de Llancahue, Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile. *Gayana. Botánica*, 75(2), 657-662. <https://doi.org/10.4067/s0717-66432018000200657>

Echeverría, C., Fuentes, R., & Heilmayr, R. (2019). Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile.

Echeverría, C., Gatica, P., Román, S., Bordeu, A., & Espinoza, C. (2021). Más allá de la deforestación: restauración ecológica de bosques nativos en el Parque Nacional Nonguén, Chile.

Flaspohler, D., Temple, S. A., & Rosenfield, R. (2001, 02/01). Effects of Forest Edges on Ovenbird Demography in a Managed Forest Landscape. *Conservation Biology*, 15, 173-183. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.99397.x>

Frouz, J., Elhottová, D., Kuráž, V., & Šourková, M. (2006). Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology*, 33(3), 308-320. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.11.001>

Fund, C. E. P. (2017). *La llanura costera de América del Norte reconocida como el 36º hotspot de biodiversidad del mundo.*

Gálvez, N., Hernández, F., Laker, J., Gilabert, H., Petitpas, R., Bonacic, C., Gimona, A., Hester, A., & Macdonald, D. W. (2013). Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable guinea Leopardus guigna. *Oryx*, 47(2), 251-258. <https://doi.org/10.1017/s0030605312000099>

Guiden, P. W., Barber, N. A., Blackburn, R., Farrell, A., Fliginger, J., Hosler, S. C., King, R. B., Nelson, M., Rowland, E. G., Savage, K., Vanek, J. P., & Jones, H. P. (2021, Feb). Effects of management outweigh effects of plant diversity on restored animal communities in tallgrass prairies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(5). <https://doi.org/10.1073/pnas.2015421118>

Hajek, E. R., & Castri, F. d. (1975). *Bioclimatografía de Chile* (U. C. d. Chile, Ed.)

Herrera, I., Goncalves, E., Bustamante, R., & Pauchard, A. (2016). *Manual de plantas invasoras de Sudamérica*.

IPBES. (2019). *El informe de la Evaluación Mundial sobre la Diversidad Biológica y los Servicios Ecosistémicos*

Luebert, F., & Plischoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile* (E. Universitaria, Ed.)

Maza, M. d. I., & Bonacic, C. (2013). *Manual para el monitoreo de fauna silvestre en Chile*

McKinney, M. (2006, 01/31). McKinney, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>

MMA. (2018). <Guía de apoyo docente en la Biodiversidadf>

MMA, M. d. M. A. (2019). *Sexto Informe Nacional de Biodiversidad en Chile*

Nájera, A., & Simonetti, J. A. (2010). Enhancing Avifauna in Commercial Plantations. *Conservation Biology*, 24(1), 319-324. <http://www.jstor.org/stable/40419658>

Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E., & Urrutia, R. (2006, 2006/01/01/). Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*, 127(3), 272-281. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.015>

Ponce, D. B., Donoso, P. J., & Salas-Eljatib, C. (2017). Differentiating Structural and Compositional Attributes across Successional Stages in Chilean Temperate Rainforests. *Forests*, 8(9), 329. <https://www.mdpi.com/1999-4907/8/9/329>

Primak, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., & Massardo, F. (2001). *Fundamentos de conservación biológica*

Rubio, A., Fredes, F., & Bonacic, C. (2013, 01/01). Serological and Parasitological Survey of Free-Ranging Culpeo Foxes (*Lycalopex culpaeus*) in the Mediterranean Biodiversity Hotspot of Central Chile. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 12, 1445-1449. <https://doi.org/10.3923/javaa.2013.1445.1449>

Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell Aide, T. (2005). Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology*, 13(3), 569-577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>

Sánchez-Londoño, J. D., Botero-Cañola, S., & Villada-Cadavid, T. (2021). Mamíferos silvestres en plantaciones forestales - Wild mammals in tree plantations ¿Una oportunidad para su conservación? *Caldasia*, 43(2), 343-353. <https://www.jstor.org/stable/48646920>

Schwartz, M. W., Brigham, C. A., Hoeksema, J. D., Lyons, K. G., Mills, M. H., & Van Mantgem, P. J. (2000). Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia*, 122(3), 297-305. <https://doi.org/10.1007/s004420050035>

Silva-Rodríguez, E. A., & Sieving, K. E. (2012, 2012/06/01/). Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation*, 150(1), 103-110. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.008>

Stephens, S., & Wagner, M. R. (2007). Forest plantations and biodiversity: A fresh perspective. *Journal of Forestry*, 105, 307-313.

Vergara, P. M. (2002). Fragmentacion de bosques y uso de hábitat por Rinocriptidos. 80.

<https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/106675/Fragmentacion-de-bosques-y-uso-del-habitat.pdf?sequence=6&isAllowed=y>

Vergara, P. M., & Simonetti, J. A. (2003). Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecologica*, 24(5-6), 285-288. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2003.09.006>

WWF. (2020). *Informe Planeta Vivo 2020*.

VIII. APÉNDICE

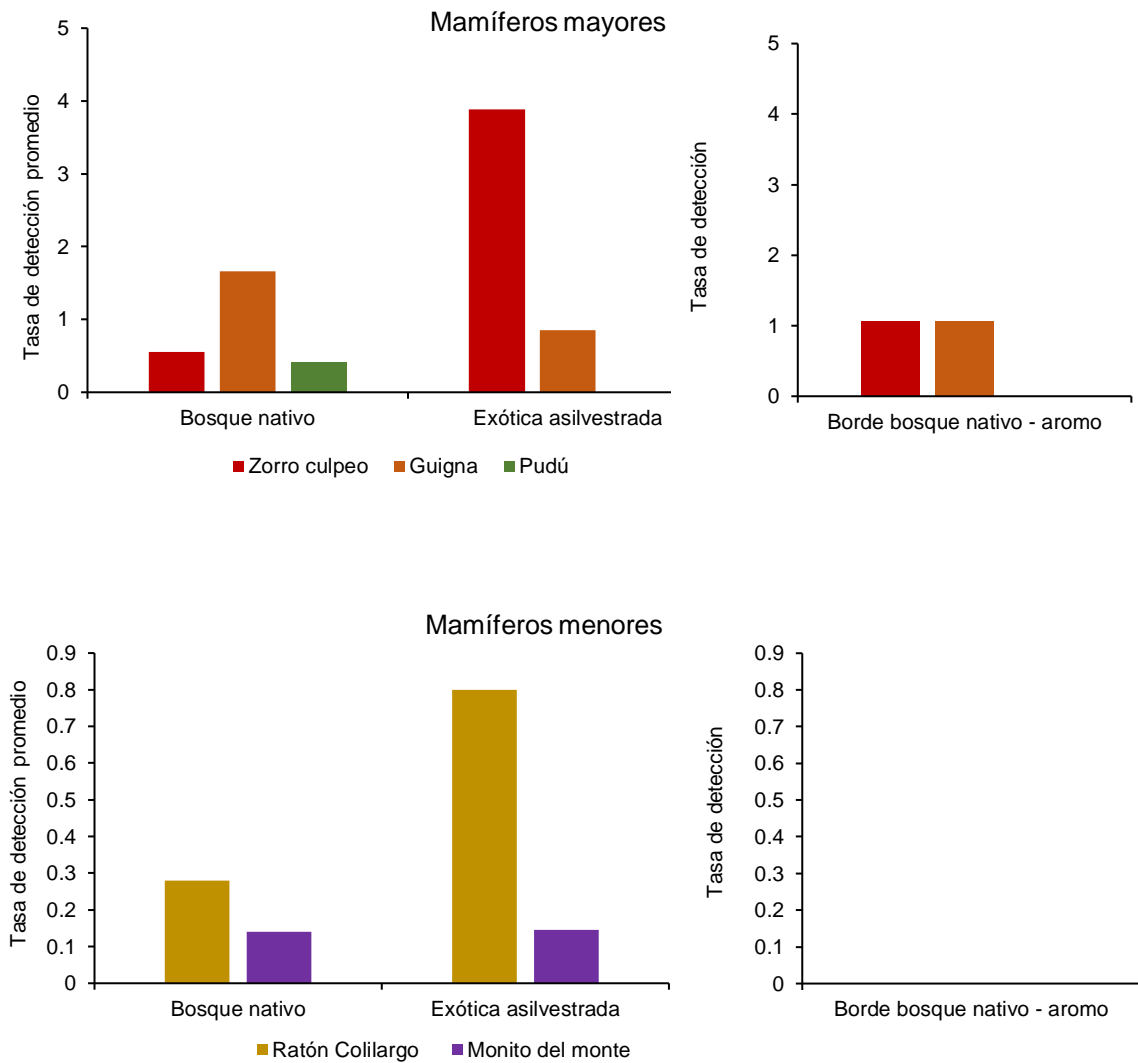


Figura A1. Tasa de detección y detección promedio de mamíferos nativos mayores y menores en los distintos ecosistemas (Bosque nativo, exótica asilvestrada y zona borde), presente en el PN. Nonguén.

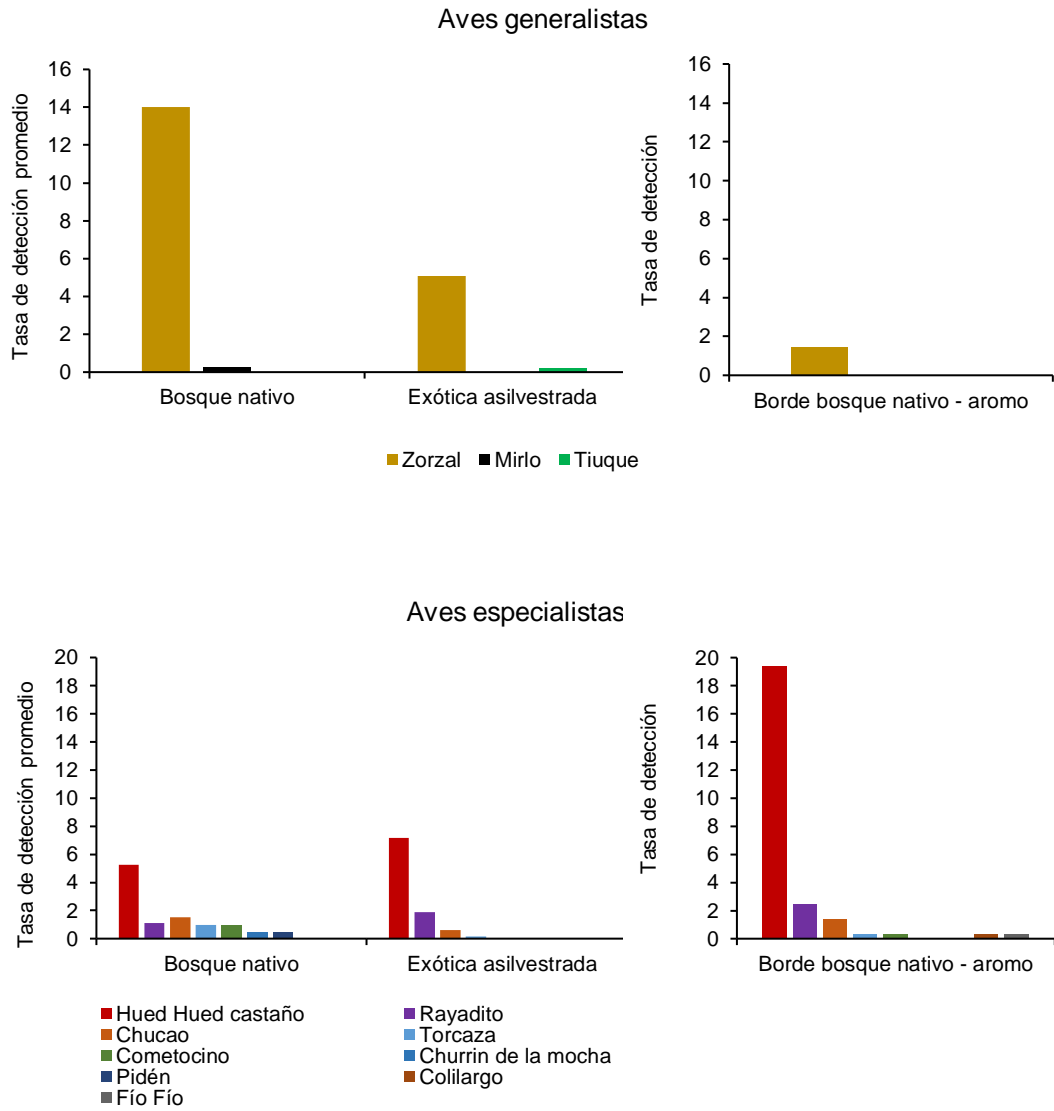


Figura A2. Tasa de detección y detección promedio de grupos de aves según preferencia de hábitat (generalistas o especialistas) en los distintos ecosistemas (Bosque nativo, exótica asilvestrada y zona borde), presente en el PN. Nonguén.

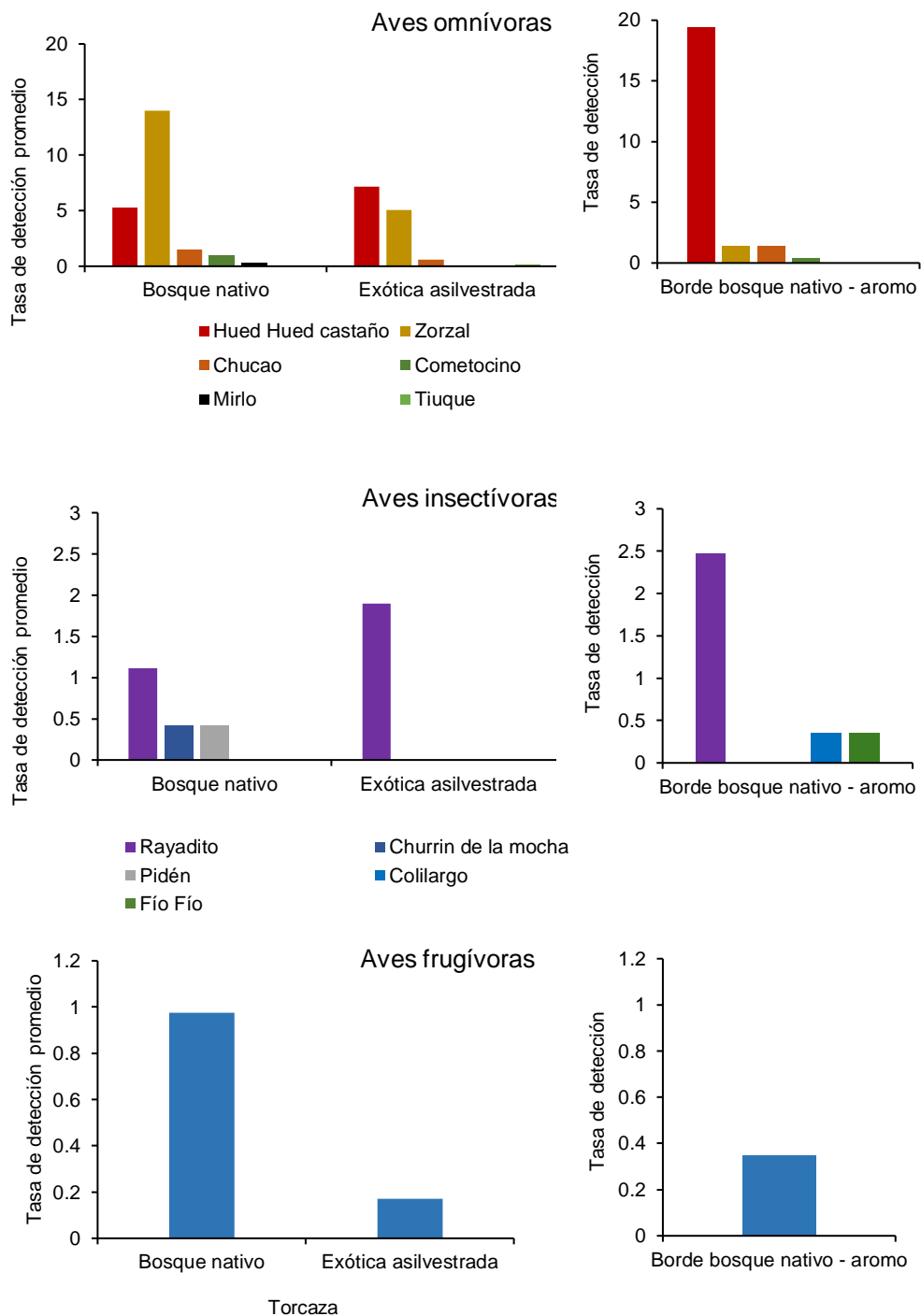


Figura A3. Tasa de detección y detección promedio de grupos de aves en función a su tipo de alimentación (frugívoras, omnívoras e insectívoras) en los distintos ecosistemas (Bosque nativo, exóticas asilvestrada y zona borde), presente en el PN. Nonguén.