

UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

RELACIÓN ENTRE LA ABUNDANCIA DE AVES Y ATRIBUTOS DE HÁBITAT A
ESCALA LOCAL Y DE PAISAJE EN PLANTACIONES FORESTALES

Proyecto de grado presentado como parte
de los requisitos para optar al grado de
Magíster en Áreas Silvestres y
Conservación de la Naturaleza.

ALEXANDRA VIRIDIANA TORRES RODRÍGUEZ

Ciencias Ambientales y Salud

Santiago, Chile

2022

HOJA DE APROBACION DE PROYECTO DE GRADO

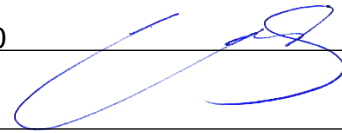
Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesor(a) Guía

Nombre Dr. Cristian Estades M.

Nota 7.0

Firma

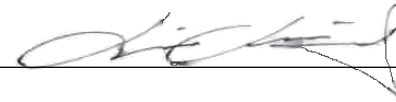


Profesor (a) Consejero (a)

Nombre Dra. Nérida Villaseñor P.

Nota 6.4

Firma



Profesor (a) Consejero (a)

Nombre Dr. Benito González P.

Nota 6.8

Firma



AGRADECIMIENTOS

A la Agencia Chilena de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AGCID) por brindarme la Beca de Cooperación Horizontal–Países Miembros de la Alianza del Pacífico, con la cual realice mis estudios de Magíster en la República de Chile.

La Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT) que mediante su programa de Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico (FONDECYT) Regular No. 1191645: Plantation Clearcutting and Wildlife Conservation: is Metastability attainable at the Landscape level?, financia la investigación en la cual se enmarca este proyecto de grado, al Dr. Jaime Hernández por permitirme participar en él; al Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje (GEP) y el Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre (LEVS) de la Universidad de Chile, por su aporte con recursos humanos y técnicos.

A mi profesor guía, Dr. Cristián Estades por su enorme paciencia y tiempo que me brindo, comprender situaciones familiares y compartir su conocimiento. A mis profesores consejeros, Dra. Nérida Villaseñor y Dr. Benito González por sus valiosas aportaciones en la construcción de este proyecto.

A Franco Magni, Liliana Guzmán, Noelia Espinosa, Matías Castillo, Valentina González, José Aravena, Romina Medel, Valeria Pinto, Víctor Pino y Marlon Sánchez, que aportaron en la recolección de datos en campo y su posterior análisis, así como demás personal involucrado de forma indirecta.

A mis maestros del pasado y presente que no solo me apoyaron en un plano académico, amigos y familia que a pesar de la distancia no estuvieron ausentes en los momentos complicados, a mi hermano y a mi madre Patricia, por formarme como mujer.

Por último a mi padre, Adolfo te sigo encontrando en las aves, la música, las calles, los sueños y los recuerdos.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
Objetivo general.....	3
Objetivos específicos.....	3
MATERIALES Y MÉTODOS	3
Área de estudio.....	3
Registro de avifauna.....	4
Variables de hábitat	5
Análisis de datos.....	6
RESULTADOS	7
Relación de abundancia con atributos de hábitat.....	7
Respuestas de abundancia moduladas por tipo de movilidad.....	11
Respuestas de abundancia asociadas al mega incendio del 2017.....	11
DISCUSIÓN	12
RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN	17
CONCLUSIÓN	18
BIBLIOGRAFÍA	20
ANEXOS	29

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio en la región del Maule, comuna de Constitución y Empedrado. 4

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Especies seleccionadas y características principales, ordenadas por abundancia. 7

Tabla 2. Coeficientes estimados en los mejores modelos (log link) que explican la abundancia de aves, en paisajes forestales de Chile central. 9

Tabla 3. Efectos del mega incendio del 2017 en la abundancia de especies. 12

RESUMEN

Las plantaciones forestales tienen un importante rol económico a nivel global. Sin embargo, sus variados impactos en la biodiversidad no están del todo esclarecidos, debido a que sus respuestas son moduladas por múltiples factores como la ecología de las especies y atributos del hábitat a escala local y de paisaje. Por otro lado, en Chile algunos tomadores de decisiones, las señalaron como causantes potenciales del mega incendio del 2017, uno de los más grande en la historia del país. En consecuencia, existe un creciente interés por compatibilizar esta industria con objetivos de conservación, pero es necesario ahondar en algunos aspectos prácticos.

El objetivo planteado fue analizar la relación entre la abundancia de la avifauna presente en plantaciones forestales y los atributos de hábitat a escala local y de paisaje. Para esto se establecieron 508 puntos de muestreo en plantaciones de la cordillera de la costa del Maule, donde en el verano del año 2019 - 2020, se registró la abundancia de las diferentes especies de aves a través de conteos puntuales. Las variables a escala local se determinaron en terreno con transecto de 25 metros y las de paisaje, con buffers de 500 metros en imágenes satelitales Landsat 8. Para determinar la afectación del mega incendio del 2017, se calculó el promedio ponderado del Índice NBR (Normalized Burn Ratio) a escala de paisaje. Se realizaron Modelos Lineales Generalizados con distribución Poisson, con regresiones paso a paso hacia adelante (stepwise, forward) para las 10 especies con mayor abundancia en el área y los mejores modelos fueron seleccionados de acuerdo a sus valores más bajos de AICc (Criterio de Akaike corregido para muestras pequeñas). Para notar el posible efecto del mega incendio del 2017, se agregó el promedio ponderado de NBR para observar cambios en su AICc a los mejores modelos.

La variación de respuestas en los mejores modelos se relacionó a la ecología de cada especie, asimismo describen la abundancia en función de ambas escalas en simultáneo, posiblemente por mecanismos subyacentes como la complementariedad de recursos y la influencia de atributos del paisaje circundante, como fuente de colonizadores. Respecto a los efectos del mega incendio del 2017, éstos fueron modulados por la capacidad de movilidad de las especies, puesto que, solo se encontraron efectos negativos sobre la abundancia de las aves caminadoras (churrín del norte, hued hued castaño y codorniz) y a pesar de dos años transcurridos los efectos aún serían visibles, indicando que las poblaciones potencialmente no han logrado recuperar su abundancia en el área. Por último, con base a los resultados se proponen recomendaciones para la conservación.

Palabras claves: abundancia de aves, escala local, escala de paisaje, plantación forestal, mega incendio

SUMMARY

Plantation forestry have an important economic role globally. However, their varied impacts on biodiversity are not fully clarified, because their responses are modulated by multiple factors such as the ecology of the species and habitat attributes at local and landscape scales. On the other hand, in Chile some decision makers pointed out as potential causes of the 2017 mega fire, one of the biggest in the country's history. Consequently, there is a growing interest in making this industry compatible with conservation objectives, but it is necessary to delve into some practical aspects.

The stated objective was analyze the relationship between the abundance of avifauna present in forest plantations and habitat attributes at a local and landscape scale. For this purpose, 508 sampling points were established in plantations in the coastal mountain range of Maule, where in the summer of 2019 - 2020, the abundance of the different bird species was recorded through point counts. The variables at the local scale were determined in the field with 25 meter transects and the landscape variables were determined with 500 meter buffers using Landsat 8 satellite images. To determine the impact of the 2017 megafire, the weighted arithmetic average of the NBR Index (Normalized Burn Ratio) was calculated at the landscape scale. Generalized Linear Models with Poisson distribution were performed for the 10 species with the highest abundance in the area and the best models were selected according to their lowest AICc values (Akaike's Criterion corrected for small samples). To note the possible effect of the mega fire of 2017, the weighted arithmetic average of the NBR Index was added to the best models to observe changes in their AICc.

The variation of responses in the best models was related to the ecology of each species, and also describe the abundance in function of both scales simultaneously, possibly due to underlying mechanisms such as the complementarity of resources and the influence of attributes of the surrounding landscape, as a source of colonizers. Regarding the effects of the mega-fire of 2017, these were modulated by the mobility capacity of the species, due to the walking birds (dusky tapaculo, chestnut-throated huet-huet and california quail) were the only ones affected in their abundance and despite the time elapsed their effects are still visible, which suggest that potentially the populations have not been successful in recolonizing the area. Finally, based on the results, recommendations for conservation are proposed.

Key words: bird abundance, local scale, landscape scale, pine plantations, mega-fire

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, las plantaciones forestales abarcan 264 millones de hectáreas, generando en 2011 más de 600 mil millones de USD en valor agregado (FAO, 2014). Actualmente, proporcionan más del 50% de la demanda de madera, estimando que para el 2050 aumente al 75% (Bremer & Farley, 2010; Lindenmayer, *et al.*, 2015). En Chile aportan 2.1 % al Producto Interno Bruto (PIB) y comprenden una superficie de 2.289.525 hectáreas dominadas por *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* (INFOR, 2019). La mayoría se sitúan en la cordillera de la costa, que coincide con un importante hotspot de biodiversidad por su alto endemismo y diversidad (Myers *et al.*, 2000; Nahuelhual *et al.*, 2012; Uribe *et al.*, 2021).

Mediante el manejo intensivo de las plantaciones forestales se producen modificaciones en la configuración y composición del paisaje, causando diversos efectos positivos o negativos sobre la biodiversidad, que aún no son del todo claros (Brockerhoff *et al.*, 2008; Estades *et al.*, 2012; Evans *et al.*, 2021; Fernández *et al.*, 2021). Dichos efectos serían modulados por varios factores como la ecología del organismo y atributos de hábitat a escala local y de paisaje (Hartmann *et al.*, 2010; Tschamtkke *et al.*, 2012).

En este sistema, la evaluación de atributos a distintas escalas espaciales, no es un tema ampliamente desarrollado y los autores se han enfocado a analizarlos, principalmente, por separado (Lindenmayer & Hobbs, 2004; Lantschner *et al.*, 2007; Acuña & Estades, 2011; Simonetti *et al.*, 2013; Quilodrán *et al.*, 2014). Y las investigaciones realizadas que contemplan ambas escalas en su diseño, no concluyen un patrón general de su impacto, ya que las variables pueden actuar de igual manera o variables a escala de paisaje pueden contribuir más que las locales o viceversa en la fauna silvestre (Galitsky *et al.*, 2015). Estudios en mamíferos pequeños, arañas y murciélagos han reportado la importancia de atributos a escala local y de paisaje, pero las variaciones entre sus respuestas son ocasionadas por rasgos de su ecología (e.g. capacidad de movimiento, alimentación, sitios de descanso) y las características de las plantaciones forestales (Barbaro *et al.*, 2005; Charbonnier *et al.*, 2016; Fernández *et al.*, 2021).

Por ejemplo, plantaciones jóvenes y áreas de cosecha generan respuestas variadas en especies. Animales especialistas como *Leopardus guigna*, *Eupsophus septentrionalis*, *Pleuroderma thaul* y *Pterotochos castaneus*, estos paisajes dan resistencia a su desplazamiento, al contrario de especies más generalistas y móviles como *Conepatus chinga* y *Lycalopex culpaeus* (Pliscoff *et al.*, 2020).

En aves, se ha observado que la influencia de los atributos de escala local y de paisaje depende de su dieta, movimiento y particularidades individuales, por ejemplo, factores locales son dos veces más importantes para los granívoros y frugívoros (Galitsky *et al.*, 2015). Pero, en contextos de fragmentación en selvas, se ha mostrado que la diversidad de aves especialistas esta más fuertemente relacionada a características del paisaje que las aves generalistas (Carrara *et al.*, 2015).

Por otro lado, recientemente se han señalado a las plantaciones como causantes potenciales de incendios, ya que, a través de sus altas tasas de crecimiento, acumulan y disponen material combustible, además de provocar cambios en sus propiedades, como la modificación de la flamabilidad de comunidades de especies vegetales nativas, alterar el comportamiento del fuego en su extensión debido a la facilitación de su continuidad en el espacio vertical y horizontal, e intensidad (Cóbar-Carranza *et al.*, 2014; Paritsis *et al.*, 2018).

En el verano del año 2017, se desarrolló un mega incendio en la zona centro sur de Chile, devastando 518.174 hectáreas, de las cuales 280.555 son plantaciones forestales. La región del Maule fue la más perjudicada y la magnitud del disturbio ocasionó que se le catalogara como uno de los más perjudiciales en la historia nacional, con gastos económicos de 26 217 660 USD solo para su combate y cobrando la vida de 12 personas (CONAF, 2017; Martínez-Harms *et al.*, 2017; Pliscoff *et al.*, 2020; Uribe *et al.*, 2020).

El conjunto de posibles consecuencias sobre la biodiversidad, ha favorecido una creciente preocupación para compatibilizar esta industria con objetivos de conservación. Los manejadores de las plantaciones reconocen esta necesidad y se incorporan a certificaciones de manejo sostenible (Bremer & Farley, 2010), pero en la práctica todavía se refleja una necesidad de profundizar en la descripción y análisis de las respuestas de las especies a las intervenciones antrópicas (Brockhoff *et al.*, 2008; Uribe & Estados, 2014).

Uno de los grupos taxonómicos más utilizados para dimensionar el progreso de objetivos de conservación en plantaciones manejadas bajo estas certificaciones son las aves. Ya que son buenos indicadores de la integridad del ecosistema y la biodiversidad (Fartmann *et al.*, 2018; Evans *et al.*, 2021). Sin embargo, específicamente para este grupo taxonómico, los efectos a escala local y de paisaje no son bien conocidos. Muy probablemente, esto se debe a múltiples factores como el contexto de los sistemas, cualidades valoradas, rasgos de la ecología de la especie, entre otros. Algunos sugieren los patrones del paisaje como la principal influencia en la

distribución y ocurrencia de aves (Mitchell *et al.*, 2001) y otros proponen los atributos a escala local con un mejor desempeño para explicar su presencia (Hagan & Meehan, 2002).

Por ende, profundizar en el conocimiento de las respuestas de las aves a las variaciones en el manejo de las plantaciones forestales a sus diferentes escalas, los atributos de hábitat claves y sus impactos en sus repuestas, permitiría generar lineamientos para un manejo forestal sostenible que cumpla con objetivos de conservación.

OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar la relación entre la abundancia de la avifauna presente en plantaciones forestales y los atributos de hábitat a escala local y de paisaje, en la cordillera de la costa en la región del Maule.

Objetivos específicos

- Evaluar la relación entre las características locales y de paisaje sobre la abundancia de la avifauna.
- Determinar diferencias en la abundancia de las especies de aves, moduladas por su movilidad.
- Analizar la abundancia de las especies ante el mega incendio del verano de 2017 en el área.
- Desarrollar recomendaciones para compatibilizar el manejo de las plantaciones forestales y la persistencia de las especies de aves en el área.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Cabe mencionar que este proyecto de grado se encuentra enmarcado dentro del proyecto FONDECYT (Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico) No. 1191645, titulado “Plantation Clearcutting and Wildlife Conservation: is Metastability attainable at the Landscape level?” y en consecuencia contiene variadas similitudes metodológicas.

El estudio se realizó en la cordillera de la costa de la región del Maule, en las comunas de Constitución y Empedrado. Esta zona se caracteriza por veranos secos con poca nubosidad y precipitaciones en los meses de invierno. Su vegetación está dominada por plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, con fragmentos de bosque secundario

conformado por *Nothofagus glauca*, *Nothofagus obliqua* y vegetación esclerófila, que no cubren más del 10% del paisaje (Tomasevic & Estades, 2008; Escudero-Páez *et al.*, 2019).

Dentro de esta área se definieron cinco paisajes de 100 km² cada uno, los puntos de muestreo fueron colocados de acuerdo a los objetivos y especies focales del proyecto FONDECYT (ver registro de avifauna), para tener en total 508 puntos, separados aproximadamente por 1 km entre ellos (Figura 1).

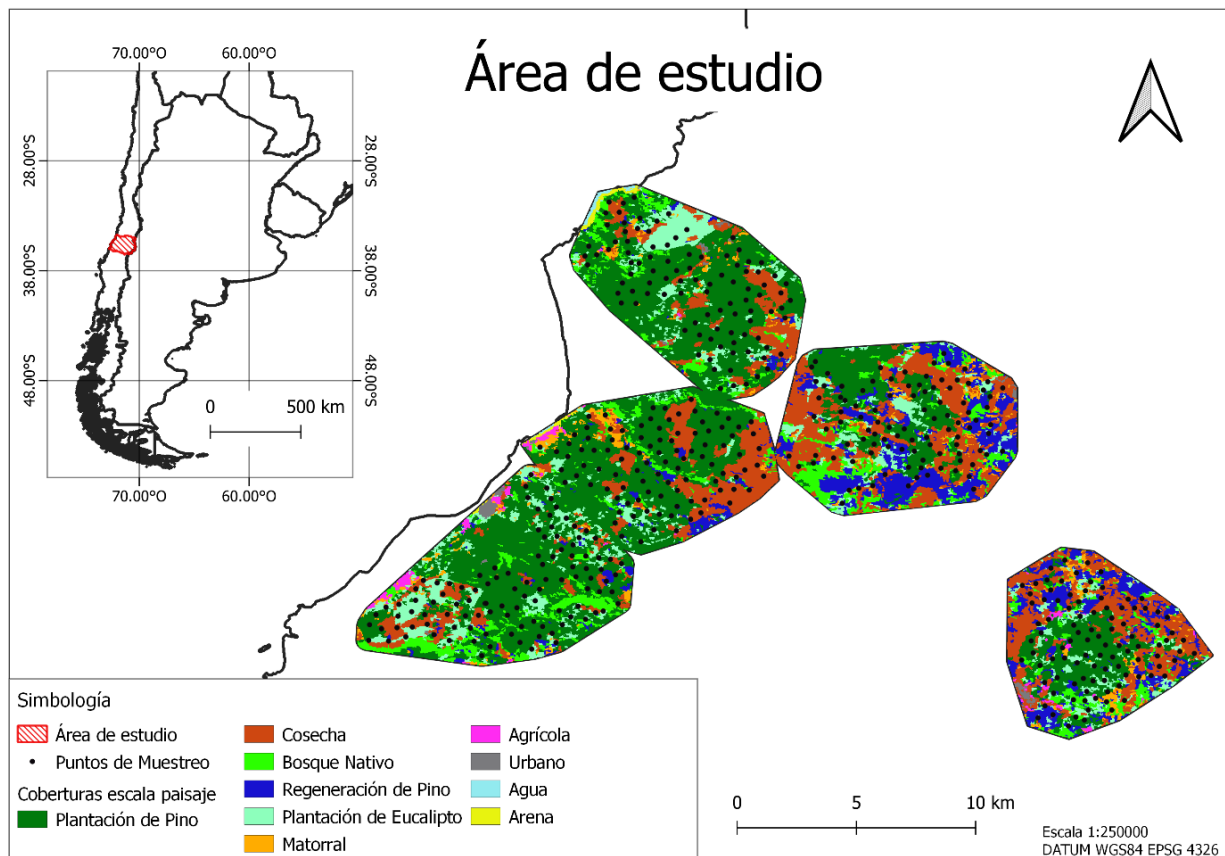


Figura 1. Área de estudio en la región del Maule, comuna de Constitución y Empedrado.

Fuente: Elaboración propia con datos del Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje, 2020.

Registro de avifauna

El trabajo de campo fue realizado durante el verano austral, durante los meses de diciembre a marzo del año 2019 - 2020.

Para el muestreo de la avifauna se estimó la abundancia en cada uno de los puntos a través del registro visual y auditivo de todas las aves en estaciones puntuales de radio fijo (50 metros). Puesto que el proyecto en el cual se enmarca este estudio tiene como especies focales al hued hued castaño (*Pterotochos castaneus*) y churrín del norte (*Scytalopus fuscus*), en éste se utiliza un método de playback para su detección (ver párrafo siguiente). Estas aves son endémicas de Chile, pertenecientes a la familia *Rhinocryptidae* y caracterizadas por su reducida capacidad de movilidad, preferencia por ambientes boscosos y sensibilidad a cambios de configuración espacial, por lo que son propuestos como modelos para la evaluación de la modificación del paisaje por la dinámica de las plantaciones forestales (Tomasevic & Estades, 2008).

El protocolo para el conteo en cada punto, se realizó en horario matutino de 7 a 11 horas, registrando a los individuos en un tiempo estándar de 21 minutos que consiste en cinco minutos de silencio, seguido de un minuto de playback de *Pterotochos castaneus*, un minuto de silencio y un minuto de playback. Luego, se ejecuta una pausa de cinco minutos y se continua con el playback de *Scytalopus fuscus* por un minuto, un minuto de silencio, un minuto de playback y se finaliza con cinco minutos de silencio. El orden del playback de las especies se va alternando (Castillo *et al.*, 2018).

Para notar las discrepancias en las repuestas de las especies moduladas por su tipo de desplazamiento preferente, se optó por categorizarlas a grandes rasgos en aves caminadoras y voladoras, comprendiendo que el primer grupo prefiere desplazarse por el paisaje de manera terrestre aun teniendo la capacidad de volar, tal como lo haría el segundo grupo (Piña & Cifuentes, 2004; Jaramillo *et al.*, 2014). La abundancia de las aves se determinó como el número de individuos total por cada punto de muestreo.

Variables de hábitat

Las variables locales de hábitat fueron evaluadas en terreno. En cada uno de los puntos de muestreo se realizaron cuatro transectos de 25 metros de largo y cuatro de ancho, cada uno en dirección a los cuatro puntos cardinales. Para cada transecto se cuantificó el porcentaje de la franja cubierta por desecho forestal, suelo desnudo, hojarasca, herbácea, arbustiva, piedras, troncos vivos, regeneración de pino u otro (Bauer, 1943; Uribe & Estades, 2014, Hernández *et al.*, 2019).

A escala de paisaje, se utilizaron imágenes satelitales de Landsat 8 con resolución de 30 mts., buscadas y procesadas con herramientas de Google Earth y Google Earth Engine. Las imágenes fueron reclasificadas en las categorías de plantación de pino, plantación de eucalipto, área

cosechada, bosque nativo, matorrales, suelo agrícola, cuerpos de agua, suelo urbano, arena y regeneración de pino (Zhao *et al.*, 2016, Figura 1). Alrededor de cada punto de muestreo se estableció un radio de 500 metros como zona de influencia para representar el paisaje circundante de las diferentes especies de aves (Barbaro *et al.*, 2005; Fernández *et al.*, 2021) y de éstas últimas se extrajo el porcentaje correspondiente a cada cobertura. A la par, se calculó la distancia más próxima de los puntos de muestreo a caminos, quebradas y áreas urbanas (ver Anexo 1, para más detalles de las variables de hábitat utilizadas).

Finalmente, para valorar la severidad de daño asociado al mega incendio del 2017, se cuantificó el promedio ponderado del Índice NBR (Normalized Burn Ratio, por sus siglas en inglés), el cual reside en estimar la diferencia entre el infrarrojo cercano (NIR) y el infrarrojo lejano (SWIR) entre imágenes pre y post incendio (Valencia *et al.*, 2018). En nuestro caso, las imágenes satélites se obtuvieron del satélite Sentinel 2 y las imágenes pre incendio corresponden al mes de enero del 2017 y post incendio a febrero del mismo año, dichas imágenes fueron reclasificadas de acuerdo a los valores propuestos por Key & Benson (2006) y posteriormente, se calculó en las áreas de influencia el número de píxeles correspondiente a cada clasificación, para obtener un promedio ponderado. Para el procesamiento de todos los datos espaciales se utilizó Qgis (QGIS Development Team, 2016; Diengdoh *et al.*, 2020).

Análisis de datos

Inicialmente, se realizó un análisis exploratorio de los datos, a través de rangos de valores máximos, mínimos y promedio de las variables de hábitat (ver Anexo 2), su correlación entre ellas (ver Anexo 3) y con las 10 especies con los valores más altos de abundancia en el área de estudio, con la intención de identificar tendencias, valores atípicos y variables altamente correlacionadas previo a ejecutar los Modelos Lineales Generalizados (GLM, por sus siglas en inglés). En el supuesto de que esto último ocurriera, es decir variables de hábitat con un $r \geq 0.6$, la variable a colocar en el GLM sería aquella con mayor importancia ecológica para la especie, con la finalidad de reducir el riesgo de un efecto de multicolinealidad (Kutner *et al.*, 2005; Benito *et al.*, 2019).

Mediante Modelos Lineales Generalizados con distribución de Poisson (log link), las variables independientes (características del hábitat a escala local y de paisaje) se usaron para explicar la variación en las variables dependientes (abundancia de las 10 especies de aves elegidas). Las variables de hábitat fueron estandarizadas para la construcción de los GLM. Los mejores modelos fueron seleccionados por su valor más bajo de AICc (Criterio de Akaike corregido para muestras

pequeñas), obtenido gracias a una regresión paso a paso hacia adelante (stepwise, forward; Uribe *et al.*, 2021). Para comprobar los posibles problemas de multicolinealidad se calculó el FIV (Factor de Inflación de la Varianza), en donde todos los modelos obtuvieron valores ≤ 2 (Villaseñor *et al.*, 2021). Al evaluar la dispersión dentro de los mejores modelos, cinco de ellos mostraron sobredispersión, siendo el valor más alto de 1.66. En consecuencia, se modeló con la distribución quasipoisson, pero al no notar diferencias sustanciales se optó por seguir con la distribución inicial.

Para estimar el efecto del mega incendio de 2017 en la zona, a los mejores modelos de cada especie se agregó el promedio ponderado del Índice NBR y se determinó el valor $\Delta AICc$ para determinar patrones o cambios, por ejemplo, si la incorporación de esta perturbación mejoraba o empeoraba su parsimonia. Los análisis se desarrollaron con el software estadístico R (R.-Team, 2013).

RESULTADOS

Relación de abundancia con atributos de hábitat

En total en el área de estudio se registraron 40 especies de aves pertenecientes a 20 familias. De éstas, dos son clasificadas como migrantes para el área; el Fío Fío (*Elaenia albiceps*) y la Viudita (*Colorhamphus parvirostris*). La mayoría está dentro de la categoría de preocupación menor de acuerdo a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) a excepción del Aguilucho de Cola Rojiza (*Buteo ventralis*) que es descrita como Vulnerable (ver Anexo 4 para listado completo de especies). En la Tabla 1 se muestran las 10 especies de aves con mayor abundancia en el área de estudio, utilizadas para construir los GLM.

Tabla 1. Especies seleccionadas y características principales, ordenadas por abundancia.

N°	Nombre común	Nombre científico	Familia	Abundancia (total de registros)	Dieta principal	Estatus migratorio	Estatus IUCN
1	Fío fío	<i>Elaenia albiceps</i>	<i>Tyrannidae</i>	791	I F	M	LC
2	Churrín del norte	<i>Scytalopus fuscus</i>	<i>Rhinocryptidae</i>	526*	I	R	LC

3	Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	<i>Emberizidae</i>	329	G	R	LC
4	Chercán	<i>Troglodytes aedon</i>	<i>Troglodytidae</i>	303	I	R	LC
5	Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda</i>	<i>Furnariidae</i>	256	I	R	LC
6	Hued hued castaño	<i>Pteroptochos castaneus</i>	<i>Rhinocryptidae</i>	230*	I G	R	LC
7	Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	<i>Turdidae</i>	207	I F	R	LC
8	Picaflor chico	<i>Sephanoides sephanioides</i>	<i>Trochilidae</i>	187	N	R	LC
9	Codorniz	<i>Callipepla californica</i>	<i>Odontophoridae</i>	179	G	R	LC
10	Jilguero	<i>Spinus barbatus</i>	<i>Fringillidae</i>	153	G	R	LC

Dieta principal: I, insectívoros; F, frugívoros; G, granívoros; N, nectívoros; C, carnívoros; O, omnívoros.

Estatus migratorio, M, migratoria y R, residente.

Estatus IUCN: Vulnerable, VU; Preocupación menor LC (Least concern, por sus siglas en inglés).

*Los cantos de estas especies fueron usados en el protocolo de playback (Ver sección registro de avifauna).

Fuente: Estades & Temple, 1999; Gutiérrez, *et al.*, 2018.

Los mejores modelos que describen la abundancia de las especies incluyeron variables locales y de paisaje (Tabla 2). Por ejemplo, la abundancia del rayadito (*Aphrastura spinicauda*) fue afectada negativamente por el porcentaje de cobertura de piedras a escala local y, a escala de paisaje, positivamente por el porcentaje de cobertura de bosque nativo y negativamente por la regeneración de pino (Tabla 2).

En el caso de la codorniz (*Callipepla californica*), su abundancia fue afectada negativamente a escala local por el porcentaje de cobertura de hojarasca, mientras que a escala de paisaje se vio beneficiada por el porcentaje de cobertura de zonas agrícolas y cosechas (Tabla 2).

A escala local las piedras impactaron negativamente en la abundancia del fío fío (*Elaenia albiceps*), pero los desechos forestales actuaron positivamente (Tabla 2). A escala de paisaje

fueron favorables las coberturas de regeneración de pino, matorral y plantaciones de pino, igualmente las distancias más próximas a caminos y quebradas, a la par la lejanía a áreas urbanas favoreció su abundancia (Tabla 2).

Para la familia de los Rinocriptidos, el hueso castaño (*Pteroptochos castaneus*) tiene un efecto positivo por el porcentaje de cobertura de piedras a escala local. En cambio, a escala de paisaje fue impactado positivamente por el porcentaje de cobertura de bosque nativo y, negativamente por la cobertura de regeneración de pino y cosecha (Tabla 2). La abundancia del churrín del norte (*Scytalopus fuscus*) se vio afectada negativamente por el porcentaje de cobertura local de piedras, troncos vivos, hojarasca, suelo desnudo y regeneración de pino. Esta última cobertura también actuó negativamente a escala de paisaje, mientras que el porcentaje de cobertura de plantación de pino tuvo un efecto positivo (Tabla 2). Por otro lado, entre más lejos se encuentre un punto de las áreas urbanas, mayor es la abundancia de la especie.

A escala local, la cobertura de suelo desnudo afectó negativamente la abundancia del chercán (*Troglodytes aedon*) y a escala de paisaje es impactada positivamente por el porcentaje de cobertura de matorral y cosecha. En referencia a las distancias calculadas, entre más lejos se encuentre de las quebradas y entre más cerca esté de áreas urbanas más abundante es la especie (Tabla 2).

La abundancia del zorzal (*Turdus falcklandii*) aumentó con el porcentaje de cobertura de herbáceas y suelo desnudo a escala local. Asimismo, fue impactada positivamente a escala de paisaje por el porcentaje de cobertura de zonas urbanas y por la lejanía a las quebradas. La abundancia del chicol (*Zonotrichia capensis*) aumentó con el porcentaje de cobertura de regeneración de pino y herbáceas y disminuyó con la cobertura de hojarasca, a escala local. A escala de paisaje existió un efecto positivo de la superficie cosechada (Tabla 2).

Tabla 2. Coeficientes estimados en los mejores modelos (log link) que explican la abundancia de aves, en paisajes forestales de Chile central.

Especie	Tipo de desplazamiento preferente	Mejor modelo					
		Variables Predictoras					
		Escala Local			Escala de Paisaje		
Rayadito (<i>Aphrastura spinicauda</i>)	Voladora	PIEDRAS	-0.251	**	REGPINOP	-0.249	**
		HOJARASCA	0.113	.	BNATIVO	0.162	**
		OTRO	-0.165		DISCA	0.113	.

Codorniz	Caminadora	HOJARASCA	-0.544	***	AGRICOLA	0.215	***	
<i>(Callipepla californica)</i>		HERBACEA	0.105		COSECHA	0.163	*	
		OTRO	-0.228		BNATIVO	-0.136		
					ARENA	-0.957		
Fío fío	Voladora	DESECHO FORESTAL	0.077	*	DISQ	-0.220	***	
<i>(Elaenia albiceps)</i>		PIEDRAS	-0.091	*	DISCA	-0.211	***	
		REG PINO	-0.079		DISAU	0.222	***	
					PPINO	0.259	***	
					MATORRAL	0.109	**	
					REGPINOP	0.125	*	
					EUCA	-0.070		
					BNATIVO	0.065		
Hued	hued	Caminadora	PIEDRAS	0.164	*	BNATIVO	0.291	***
castaño			OTRO	-0.159		REGPINOP	-0.312	***
<i>(Pterotochos castaneus)</i>					COSECHA	-0.212	**	
					URBANO	-0.963		
Churrín	del	Caminadora	PIEDRAS	-0.259	***	REGPINOP	-0.334	***
norte			TRONCOS VIV	-0.225	***	PPINO	0.199	**
<i>(Scytalopus fuscus)</i>			HOJARASCA	-0.200	***	DISAU	0.094	*
			SUELO DESN	-0.191	**	BNATIVO	0.071	
			REG PINO	-0.237	*	AGUA	-1.946	
			OTRO	-0.171				
Picaflor	chico	Voladora	SUELO DESN	-0.218	.	REGPINOP	-0.151	
<i>(Sephaniodes sephaniodes)</i>			ARBUSTIVA	-0.162	.	COSECHA	-0.158	
Jilguero	Voladora	TRONCOS VIV	-0.186	.	PPINO	-0.199	.	
<i>(Spinus barbatus)</i>		SUELO DESN	0.145	.				
		REG PINO	0.077					
Chercán	Voladora	SUELO DESN	0.170	*	MATORRAL	0.190	***	
<i>(Troglodytes aedon)</i>		DESECHO FORESTAL	0.114	.	COSECHA	0.206	**	
		PIEDRAS	-0.105		DISQ	0.141	*	
		HOJARASCA	-0.152		DISAU	-0.134	*	
					DISCA	0.094	.	

				REGPINOP	0.100	.	
				ARENA	-0.812		
Zorzal	Voladora	HERBACEA	0.172	**	URBANO	0.110	**
(<i>Turdus</i>		SUELO DESN	0.138	*	DISQ	0.132	*
<i>falcklandii</i>)		OTRO	-0.341		ARENA	-22.219	
Chincol	Voladora	REG PINO	0.155	***	COSECHA	0.206	***
(<i>Zonotrichia</i>		HOJARASCA	-0.196	*			
<i>capensis</i>)		HERBACEA	0.133	*			
		OTRO	-0.125				

Significancia estadística: ***= $p < 0.001$, **= $p < 0.01$, *= $p < 0.05$, . = $p < 0.1$

Detalles de abreviación y descripción de variables a escala local y de paisaje en Anexo 1.

Respuestas de abundancia moduladas por tipo de movilidad

No se observó un patrón claro dentro y entre los grupos, con distintas preferencias de desplazamiento en relación a su respuesta a las variables de hábitat. Algunas variables que convergieron a escala local en el grupo de aves caminadoras, fueron el efecto negativo en su abundancia del porcentaje de cobertura de hojarasca para el churrín del norte y la codorniz, mientras que la cobertura de piedras tuvo un efecto positivo para el hueso hueso castaño pero negativo para el churrín del norte (Tabla 2). A escala de paisaje, coincidió el impacto negativo de la regeneración de pino para el hueso hueso castaño y churrín del norte (Tabla 2). Para la categoría de aves voladoras con las especies restantes, la variabilidad de las respuestas fue aún mayor.

Respuestas de abundancia asociadas al mega incendio del 2017

Se observó una mejora en el rendimiento de los modelos al incluir la variable de promedio ponderado del Índice NBR asociado al mega incendio del 2017 en los mejores modelos de las tres aves caminadoras (churrín del norte, hueso hueso castaño y codorniz) infiriendo que existe un patrón modulado por la movilidad. Debido a que al incorporar esta variable el valor de AICc disminuyó, reflejando una mejoría en la parsimonia del modelo y por tanto en la explicación de la variación de la abundancia de las especies. Igualmente, los valores positivos de $\Delta AICc$ refuerzan esta idea. Además, el estimado para la variable de promedio ponderado de Índice NBR señala un efecto negativo y estadísticamente significativo (Tabla 3). Por el contrario, para ninguna de las

aves voladoras la incorporación de la variable de severidad de daño del mega incendio produjo una contribución significativa al modelo y los valores de $\Delta AICc$ fueron todos negativos indicando una disminución en su desempeño para explicar la variación de la abundancia de las especies (Tabla 3).

Tabla 3. Efectos del mega incendio del 2017 en la abundancia de especies.

Especie	Valores AICc		$\Delta AICc$ NBR	Estimado de Var. NBR
	Mejor Modelo	Mejor Modelo + NBR		
Hued hued castaño (<i>Pteroptochos castaneus</i>)	942.22	931.21	11.01	-2.59***
Churrín del norte (<i>Scytalopus fuscus</i>)	1296.48	1284.65	11.83	-1.92***
Codorniz (<i>Callipepla californica</i>)	745.16	740.66	4.5	-1.43*
Jilguero (<i>Spinus barbatus</i>)	783.88	784.48	-0.6	-0.74
Chercán (<i>Troglodytes aedon</i>)	971.67	972.66	-0.99	-0.59
Picaflor chico (<i>Sephanoides sephaniodes</i>)	760.25	762.18	-1.93	-0.26
Fío fío (<i>Elaenia albiceps</i>)	1662.56	1664.27	-1.71	-0.23
Rayadito (<i>Aphrastura spinicauda</i>)	916.54	918.53	-1.99	-0.16
Zorzal (<i>Turdus falcklandii</i>)	835.75	837.76	-2.01	0.11
Chincol (<i>Zonotrichia capensis</i>)	1045.31	1046.81	-1.5	0.29

Significancia estadística: ***=p < 0.001, **=p < 0.01, *=p < 0.05, .=p<0.1

DISCUSIÓN

Los modelos desarrollados muestran la existencia de un efecto de ambas escalas (local y de paisaje) de atributos de hábitat sobre la abundancia de aves. Por lo tanto, las especies se verían enfrentadas a una multidimensionalidad escalar, igualmente la variación entre las respuestas obedecería a rasgos de su ecología (e.g. preferencias de hábitat, alimentación y sitios de nidificación) por el uso y percepción de los atributos disponibles en el rodal y paisaje circundante que le benefician (Mazerolle & Villard, 1999; Pérez, 2004; Galitsky & Lawler, 2015).

Por ejemplo, a escala de paisaje, las especies de espacios abiertos como el chincol, codorniz y chercán utilizan las zonas de cosecha como áreas para forrajeo y de ahí que sean beneficiados en su abundancia por el porcentaje de esta cobertura (Pérez, 2004; Benito *et al.*, 2019). Por otro

lado, para especies que prefieren ambientes boscosos o ambientes con coberturas vegetacionales más densas como el hued hued castaño, existe un efecto negativo en su abundancia por esta misma variable de hábitat, posiblemente en consecuencia de su baja probabilidad de cruzar este tipo de espacios abiertos, por su percepción de alto riesgo de depredación (Tomasevic & Estades, 2008; Ramírez-Collio *et al.*, 2017; Castillo *et al.*, 2018).

El efecto de ambas escalas en la respuesta de las especies, concuerdan con lo observado por diferentes autores para distintos sistemas productivos y grupos taxonómicos, como la abundancia en mamíferos pequeños, distribución de arañas y diversidad de murciélagos (Barbaro *et al.*, 2005; Charbonnier *et al.*, 2016; Fernández *et al.*, 2021) en plantaciones forestales. En sistemas agrícolas, los atributos de paisaje a escala local y de paisaje contribuyen a modular la composición de las comunidades de aves y diversidad (Clough *et al.*, 2009; Gabriel *et al.*, 2010) y su abundancia, distribución y presencia en ambientes urbanos y periurbanos (Melles *et al.*, 2003; Mayorga *et al.*, 2020). Por lo tanto, conceptualmente las plantaciones forestales actuarían simbólicamente similar.

Dentro de los mecanismos posibles que subyacen el efecto conjunto de la escala local y de paisaje en la abundancia de las aves, está la complementariedad de recursos para cumplir con los requerimientos de su ciclo de vida (Barbaro *et al.*, 2007; Gaigher *et al.*, 2021; Villaseñor *et al.*, 2021). Así el mejor modelo obtenido para el fío fío, muestra que esta especie podría complementar su hábitat de reproducción en las plantaciones de pino con su alimentación de insectos en las zonas de desechos forestales. De manera similar, el chercán puede utilizar las zonas a escala local de suelos desnudos y a escala de paisaje las zonas de matorrales para nidificar (Escobar *et al.*, 2004; Hanberry *et al.*, 2012; Benito *et al.*, 2019; Jara *et al.*, 2019; Johnson *et al.*, 2021).

La influencia de los atributos del paisaje circundante como fuente de individuos colonizadores, sería otro mecanismo probable, puesto que este favorecería su probabilidad de movimiento y ocurrencia (San José *et al.*, 2014; Rodríguez-San Pedro & Simonetti, 2015). Por ejemplo, se ha descrito a la distancia y porcentaje de cobertura de bosque nativo en el paisaje adyacente a las plantaciones como promotores de la abundancia y ocurrencia de ciertas especies de aves (Tubelis *et al.*, 2004; Luck & Korodaj, 2008; Deconchat *et al.*, 2009). Por consiguiente, el efecto positivo del bosque nativo en el paisaje circundante en la abundancia de aves como el rayadito, churrín del norte y hued hued castaño, potencialmente sigan este mecanismo.

La falta de significancia estadística en las variables a escala local y de paisaje en los mejores modelos del picaflor chico y el jilguero, se puede deber a múltiples elementos, como la omisión

de otras variables que impacten en el amplio rango de su ecología o la reciente experiencia del equipo de trabajo en el área de estudio, entre otras.

Parte de los modelos obtenidos mostró un grado de sobredispersión que no se pudo eliminar cambiando la distribución a quasipoisson. Es posible que parte de la explicación radique en la naturaleza de los datos usados, con heterogeneidad y exceso de ceros en algunas variables respuesta. Además, el hecho de que se aplicara un protocolo de playback para aumentar la detectabilidad del churrín del norte y hued hued castaño puede haber aumentado la varianza entre sitios donde las aves no respondieron y lo que sí lo hicieron. No obstante a lo anterior, la corrección con la distribución quasipoisson mostró que no existieron cambios significativos en los modelos, por lo que sugiere que los modelos originales son relativamente robustos.

Acerca del efecto de los playbacks utilizados en la respuesta de otras aves, lo desconocemos, ya que a pesar de que los playbacks de estas especies son ampliamente utilizados (Vergara & Simonetti, 2006; Tomasevic & Estades, 2008; Ramírez-Collio *et al.*, 2017; Castillo *et al.*, 2018; Hernández *et al.*, 2018), no se ha evaluado de manera puntual la reacción de otras especies ante él.

Por otra parte, el registro de avifauna sigue un protocolo estandarizado, ejecutado en 508 puntos de muestreos, generando las respuestas en condiciones semejantes, las relaciones de los atributos de hábitat con la abundancia de las especies, son congruentes con las preferencias ecológicas descritas sin el uso de un playback (Pérez, 2004; Piña & Cifuentes, 2004; Tomasevic & Estades, 2008; Jaramillo *et al.*, 2014) y asimismo, no hay un problema mayor en su interpretación, ya que el análisis se centra en la relación de la abundancia con características de hábitat a distintas escalas y no en una comparación de la abundancia entre especies.

En relación a las implicancias para el manejo del sitio, determinar la escala y atributos de hábitats claves en la que las aves son afectadas por el manejo de las actividades antrópicas es primordial (Tews *et al.*, 2004; Barbaro *et al.*, 2005). En nuestro caso, los planes de manejo deben contemplar en su planeación los efectos directos a escala local y los indirectos por la modificación del paisaje circundante. Por ejemplo, empresas forestales han incluido dentro de sus políticas la preservación de bosque nativo entre sus predios para favorecer a las especies, pero los resultados de este estudio destacan que la modificación del paisaje circundante en al menos 500 metros también le afectaría, por consiguiente, lo más recomendable es que estos espacios tengan una superficie mayor o la distancia entre parches pequeños sea menor a esta magnitud.

En referencia a las respuestas moduladas por movilidad, inicialmente se esperaba que las aves con menor movilidad (e.g. Rinocriptidos) tendrían un mayor impacto en su abundancia por los atributos locales y para las aves con mayor movilidad por los atributos a escala de paisaje. Sin embargo, los resultados no mostraron ningún patrón en los mejores modelos de las especies y se vieron afectados positiva o negativamente por atributos a ambas escalas (Tabla 2).

Una explicación posible para la falta de una semejanza en las respuestas modulada por su movilidad, es que las aves menos móviles, al igual que otras especies pueden ser afectadas por atributos a ambas escalas. Tal como el *hued hued castaño*, ave con la menor capacidad de movimiento respecto a las aves estudiadas, que a escala local, la presencia de sotobosque en plantaciones de *Pinus radiata* madura es su principal predictor de abundancia (Ramirez-Collio *et al.*, 2017) pero a escala de paisaje, la influencia de la presencia de parches de bosque grandes o bien conectados, son elementales para su dispersión y consecuente persistencia en el tiempo (Tomasevic & Estados, 2008; Castillo *et al.*, 2018).

Asimismo, la forma en que determinamos la predominancia de una escala sobre otra, tal vez no es la más óptima, dado que solo cuantificamos el número de variables dentro del mejor modelo que correspondía a cada una. Sugerimos, cuantificar la contribución relativa de las variables para cada escala, como lo han realizado otros autores (Galitsky & Lawler, 2015).

Por lo que se refiere al impacto del mega incendio del 2017 en la abundancia de las aves, los resultados muestran un efecto modulado por su movilidad. Debido que, para el grupo de aves caminadoras, la disminución del valor AICc indican que mejora el desempeño del GLM en explicar la variación de la abundancia de estas especies (Tabla 3). Por consiguiente, esta aproximación infiere que los efectos asociados al mega incendio del 2017, impacto la abundancia del churrín del norte, *hued hued castaño* y *codorniz*, a escala de paisaje.

Uno de los fenómenos que puede explicar el efecto negativo, es la restricción de movilidad durante el disturbio por una disminución en su posibilidad de refugiarse en áreas no afectadas. En contraste de las aves voladoras que tuvieron la oportunidad de desplazarse a hábitats alternos por vía aérea o terrestre (Loyn, 1997; Kinnaird, & O'Brien, 1998; Engstrom, 2010).

Por otro lado, postulando que el individuo sea capaz de refugiarse, el humo podría afectarlo secundariamente. Para aves en general, se ha reportado que la atenuación de la luz y el humo reduce indirectamente el éxito de forrajeo, las partículas adheridas en las plumas intervienen con su camuflaje y potencial encuentro con parejas, existen cambios conductuales como la ausencia

de vocalización y se ha sugerido un declive del éxito de anidación (Lee *et al.*, 2017; Sanderfoot & Gardner, 2021; Sanderfoot *et al.*, 2021).

Además, los resultados de los mejores modelos con la adición del promedio ponderado del Índice NBR, aún reflejan el impacto del mega incendio en la abundancia de las aves caminadoras, a pesar del tiempo transcurrido. Dado que los mejores modelos fueron realizados con datos de abundancia y atributos de hábitat del verano de 2019-2020 y el promedio ponderado de Índice NBR del año 2017, es decir, existen dos años entre las mediciones.

Presumiblemente, las aves caminadoras tengan dificultades en recolonizar el área, causando en última instancia un impacto en su abundancia, por distintos procesos inherentes al incendio.

En primer lugar, los individuos que sobreviven a los efectos inmediatos de los incendios se enfrentan a sistemas con recursos limitados (Engstromo, 2010). Por ejemplo, debido a la conducta del mega incendio del 2017, las comunidades vegetales nativas se volvieron vulnerables, a causa de las pocas adaptaciones ante estos escenarios novedosos. En ecosistemas de matorral, las semillas de especies nativas tienen respuestas negativas por el fuego y, por otra parte, en un caso análogo en Australia, el mega incendio del 2019-2020, origino una disminución de poblaciones de invertebrados, por al menos los cuatros primeros meses posteriores al siniestro. Con estos antecedentes, suponemos que los principales alimentos para las aves se encontraban comprometidos post incendio (Venegas *et al.*, 2009; Gómez-González *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2021).

Ahora bien, en nuestra área de estudio predominan las plantaciones forestales de *Pinus radiata*, que como resultado del calor del incendio liberó de forma masiva semillas de sus conos dando pie a una invasión agresiva y rápida (Bustamante & Simonetti, 2005). Este evento creo parches de altas densidades de individuos, que al parecer podrían intervenir con fuentes de alimentos, representar restricciones de movilidad o reducir inversamente una cobertura benéfica en la abundancia de aves como el hueso hueso castaño y churrín del norte, hecho que coincide con el efecto negativo estadísticamente significativo en sus mejores modelos por la variable de regeneración de pino (Tabla 2; Tomasevic & Estades, 2008). Por el contrario, esta última variable no está incluida en el mejor modelo de la codorniz, presumiblemente por sus hábitos menos especialistas (Blakely *et al.*, 1993; González-Acuña, 2013), en comparación de las otras aves caminadoras.

No obstante, por la falta de datos previos de abundancia de las especies no es posible dar una certeza tajante al respecto. Asimismo, existen temas poco indagados y subestimados que se

deben evaluar con mayor profundidad, como la potencial dependencia de las áreas no afectadas por las aves caminadoras en comparación de aves voladoras. Al igual, que las afectaciones implícitas del material particulado del incendio que puede llegar a alcanzar concentraciones tóxicas (Lee *et al.*, 2021; Sanderfoot *et al.*, 2021).

RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

El proyecto aporta conocimiento de atributos de hábitat a escala local y de paisaje que impactan positiva o negativamente en la abundancia de aves en plantaciones forestales de la cordillera de la costa y con base en nuestros resultados pretendemos cooperar en el diseño de prácticas más sostenibles.

En principio, conocer la escala a la cual la abundancia de las especies es influenciada por el manejo forestal, ayuda a enfocar esfuerzos de conservación de manera más eficiente. En las aves estudiadas los efectos en su abundancia son a escala local y de paisaje. Por consecuencia, implica que las plantaciones forestales deben enfocar esfuerzos y considerar en sus planes de manejo el impacto de sus actividades directos e indirectos en el paisaje circundante donde está inserto (Rodewald & Yahner, 2001; Fernández *et al.*, 2021).

En segunda instancia, identificar y reconocer atributos claves que favorecen o perjudican la abundancia de las aves estudiadas (Barbaro *et al.*, 2005), auxilia en la toma de decisiones informada para potenciar o mitigar su impacto según corresponda, teniendo también a consideración las especies a priorizar para su conservación. Por ejemplo, manejar o disminuir los parches de regeneración de pino por su efecto negativo o promover la cobertura de bosque nativo dentro de la matriz forestal para promover la abundancia de especies como el churrín del norte, hued hued castaño, rayadito y fío fío (Castillo *et al.*, 2018).

De acuerdo a la aproximación realizada con las variables y escala de paisaje circundante evaluadas, se infiere que existe un impacto negativo del mega incendio del 2017 en la abundancia de las aves caminadoras (codorniz, churrín del norte y hued hued castaño), aunque se debe poner especial énfasis en la conservación de las aves de la familia de los Rinocriptidos, ya que son aves endémicas y evitar su pérdida beneficiaria al ecosistema. Para ello, se propone incluir en el plan de manejo forestal, un aumento de las coberturas con impacto positivo en su abundancia como el bosque nativo y reducir aquellas con denotación negativa como la regeneración de pino para coadyuvar su recuperación. Al mismo tiempo, se sugiere estimar esfuerzos para identificar áreas prioritarias de restauración, monitorear la población y los

potenciales procesos que están impactando negativamente su abundancia por probables dificultades en recolonizar el área.

Por otra parte, se prevé que los mega incendios en Chile aumenten por factores antrópicos y efectos del cambio climático como las altas temperaturas y sequías. Por este motivo, es necesario que dentro de los planes de combates contra incendio existan medidas para proteger a las especies menos móviles, se actualicen tecnologías y conocimientos, se continúe realizando acciones de prevención, combate y restauración, como la poda y raleo que retardan la propagación del fuego, así como otras alternativas de manejo de combustibles. A la par, se sugiere incrementar el entendimiento de los efectos directos e indirectos del fuego sobre la fauna silvestre, tal como el rol que juega el humo en las zonas no afectadas durante estos disturbios (Peña-Fernández & Valenzuela-Palma, 2004; CONAF, 2006; Franklin *et al.*, 2021).

Sin embargo, la efectividad de todas las recomendaciones antes mencionadas depende de la cooperación e interés de los sectores involucrados (estado, plantaciones forestales, ciudadanía y academia), recursos económicos y contexto sociopolítico (Morales *et al.*, 2021).

CONCLUSIÓN

El presente trabajo permite concluir que los mejores modelos de las especies seleccionadas en el contexto de plantaciones forestales de la costa, explican su abundancia en función de atributos de hábitat a escala local y de paisaje en simultáneo, esto implica que hay una multidimensionalidad escalar operando. La variación de las respuestas entre las aves estudiadas corresponde a su percepción y uso de atributos, de acuerdo a su ecología (Mazerolle & Villard, 1999; Galitsky & Lawler, 2015).

Este efecto en simultáneo, potencialmente se debe a dos mecanismos, en el primero, las especies serían capaces de utilizar los diferentes tipos de cobertura y distancias evaluadas para complementar recursos y cumplir con sus requerimientos a lo largo de su ciclo de vida. El segundo, la influencia de atributos del paisaje circundantes, funcionan como una fuente de individuos colonizadores, aumentando las probabilidades de ocurrencia, movimiento y consecuentemente de abundancia.

En aspectos prácticos, la modificación del paisaje circundante debe ser incluido en los planes de manejo y no solo contemplar la intervención directa a escala local.

Por otro lado, no se observó un patrón en las respuestas de las especies modulado por su movilidad, creemos que esto se debe a que las aves menos móviles son afectadas por atributos de hábitat a escala local y de paisaje, al igual que las aves más móviles, pero debe ser un tema a retomar para futuras investigaciones

Acercas de la evaluación realizada de la severidad de daño del mega incendio del 2017, se muestra que solo las aves caminadoras (churrín del norte, hued hued castaño y codorniz) se vieron afectadas en su abundancia. Para ello, proponemos que mecanismos como la restricción de movilidad durante el fenómeno, disminuyeron las posibilidades de las aves de refugiarse en áreas no afectadas y en el caso de lograrlo, ser víctimas de efectos indirectos como el humo. Por el contrario, las aves voladoras probablemente tuvieron la facilidad de desplazarse a hábitats alternos por vía aérea o terrestre.

Igualmente, en los modelos desarrollados se reflejaría un efecto negativo en las aves caminadoras asociadas al mega incendio del 2017 a pesar del tiempo transcurrido, dado que los datos del promedio ponderado de índice NBR corresponden al año 2017 y los de abundancia de aves a la temporada de 2019- 2020, con una diferencia de dos años. Indicando presumiblemente que las especies han tenido dificultades en recolonizar el área, por ejemplo, a causa de las zonas de regeneración de pino, que en los mejores modelos coincide con un efecto negativo para el hued hued castaño y churrín del norte. No obstante, debido a la falta de datos previos al disturbio, las aseveraciones no pueden ser determinantes.

BIBLIOGRAFÍA

ACUÑA, M. P., & ESTADES, C. F. (2011). Plantation clearcut size and the persistence of early-successional wildlife populations. *Biological conservation*, 144(5), 1577-1584.

BARBARO, L., PONTCHARRAUD, L., VETILLARD, F., GUYON, D., & JACTEL, H. (2005). Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. *Écoscience*, 12(1), 110–121. doi:10.2980/i1195-6860-12-1-110

BARBARO, L., ROSSI, J. P., VETILLARD, F., NEZAN, J., & JACTEL, H. (2007). The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *Journal of biogeography*, 34(4), 652-664.

BAUER, H. L. (1943). The statistical analysis of chaparral and other plant communities by means of transect samples. *Ecology*, 24(1), 45-60.

BENITO, J. F., ESCOBAR, M. A., & VILLASEÑOR, N. R. (2019). Conservación en la ciudad: ¿Cómo influye la estructura del hábitat sobre la abundancia de especies de aves en una metrópoli latinoamericana? *Gayana (Concepción)*, 83(2), 114-125.

BIBLIOTECA NACIONAL DE CHILE. (2016). Mapas vectoriales. Información Territorial, Red hidrográfica: polilíneas de los drenes de todo Chile. Recuperado 13 de febrero de 2021, de https://www.bcn.cl/siit/mapas_vectoriales/index_html

BIBLIOTECA NACIONAL DE CHILE. (2016). Mapas vectoriales. Información Territorial, Áreas urbanas del todo territorio chileno. Recuperado 13 de febrero de 2021, de https://www.bcn.cl/siit/mapas_vectoriales/index_html

BLAKELY, K. L., CRAWFORD, J. A., & OATES, R. M. (1993). Temporal variation in the diets of California quail in western Oregon. *The Great Basin Naturalist*, 305-309.

BREMER, L. L., & FARLEY, K. A. (2010). Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19(14), 3893-3915.

BROCKERHOFF, E. G., JACTEL, H., PARROTTA, J. A., QUINE, C. P., & SAYER, J. (2008). Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity?. *Biodiversity and Conservation*, 17(5), 925-951.

CARRARA, E., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., VEGA-RIVERA, J. H., SCHONDUBE, J. E., DE FREITAS, S. M., & FAHRIG, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184, 117-126.

CASTILLO, M. G., HERNÁNDEZ, H. J., & ESTADES, C. F. (2018). Effect of connectivity and habitat availability on the occurrence of the Chestnut-throated Huet-Huet (*Pteroptochos castaneus*, *Rhinocryptidae*) in fragmented landscapes of central Chile. *Landscape Ecology*, 33(7), 1061-1068.

CHARBONNIER, Y., GAÜZÈRE, P., VAN HALDER, I., NEZAN, J., BARNAGAUD, J. Y., JACTEL, H., & BARBARO, L. (2016). Deciduous trees increase bat diversity at stand and landscape scales in mosaic pine plantations. *Landscape Ecology*, 31(2), 291-300.

CLOUGH, Y., PUTRA, D. D., PITOPANG, R., & TSCHARNTKE, T. (2009). Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biological Conservation*, 142(5), 1032-1041.

CÓBAR-CARRANZA, A. J., GARCÍA, R. A., PAUCHARD, A., & PENA, E. (2014). Effect of *Pinus contorta* invasion on forest fuel properties and its potential implications on the fire regime of *Araucaria araucana* and *Nothofagus antarctica* forests. *Biological Invasions*, 16(11), 2273-2291.

CONAF. (2006). Silvicultura preventiva. Silvicultura para la prevención de Incendios Forestales en plantaciones Forestales. Documento de trabajo N° 452.

CONAF. (2017). Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. 56 p. Santiago, Chile.

DECONCHAT, M., BROCKERHOFF, E. G., & BARBARO, L. (2009). Effects of surrounding landscape composition on the conservation value of native and exotic habitats for native forest birds. *Forest Ecology and Management*, 258, S196-S204.

DIENGDOH, V. L., ONDEI, S., HUNT, M., & BROOK, B. W. (2020). A validated ensemble method for multinomial land-cover classification. *Ecological Informatics*, 56, 101065.

ENGSTROM, R. T. (2010). First-order fire effects on animals: review and recommendations. *Fire Ecology*, 6(1), 115-130.

ESCOBAR, M., PÁEZ, M., VUKASOVIC, A., & ESTADES, C. (2004). Nidificación del migrador austral *Elaenia albiceps* en remanentes de bosque maulino y plantaciones de *Pinus radiata* en Chile central. *Boletín Chil Ornitol*, 10, 34-6.

ESCUADERO-PÁEZ, S. P., BOTERO-DELGADILLO, E., & ESTADES, C. F. (2019). Effect of plantation clearcutting on carnivore presence in industrial forest landscapes in south-central Chile. *Mammalia*, 83(2), 115-124.

ESTADES, C. F., & TEMPLE, S. A. (1999). Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9(2), 573-585.

ESTADES, C. F., GREZ, A. A., & SIMONETTI, J. A. (2012). Biodiversity in Monterey pine plantations. *Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities*, 77-98.

EVANS, K. O., LARSEN-GRAY, A., MILLER, D., & LOEHLE, C. (2021). Systematic Review of Bird Response to Privately-Owned, Managed Pine Stands in the Southeastern US. *Forests*, 12(4), 442.

FAO. (2014). Contribution of the forestry sector to national economies, 1990-2011, by A. Lebedys and Y. Li. *Forest Finance Working Paper FSFM/ACC/09*. FAO, Rome.

FARTMANN, T., KÄMPFER, S., BRÜGGESHEMKE, J., JUCHEM, M., KLAUER, F., WEKING, S., & LÖFFLER, F. (2018). Landscape-scale effects of Christmas-tree plantations in an intensively used low-mountain landscape. Applying breeding bird assemblages as indicators. *Ecological Indicators*, 94, 409-419.

FERNÁNDEZ, P. D., VILLASEÑOR, N. R., URIBE, S. V., & ESTADES, C. F. (2021). Local and landscape determinants of small mammal abundance in industrial pine plantations. *Forest Ecology and Management*, 496, 119470.

FRANKLIN, M. J., MAJOR, R. E., BEDWARD, M., & BRADSTOCK, R. A. (2021). Relative avian mobility linked to use of fire-affected resources in forested landscapes. *Forest Ecology and Management*, 497, 119484.

GABRIEL, D., SAIT, S. M., HODGSON, J. A., SCHMUTZ, U., KUNIN, W. E., & BENTON, T. G. (2010). Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology letters*, 13(7), 858-869.

GAIGHER, R., PRYKE, J. S., & SAMWAYS, M. J. (2021). Habitat complementarity and butterfly traits are essential considerations when mitigating the effects of exotic plantation forestry. *Biodiversity and Conservation*, 1-21.

GALITSKY, C., & LAWLER, J. J. (2015). Relative influence of local and landscape factors on bird communities vary by species and functional group. *Landscape Ecology*, 30(2), 287-299.

GÓMEZ-GONZÁLEZ, S., PAULA, S., CAVIERES, L. A., & PAUSAS, J. G. (2017). Postfire responses of the woody flora of Central Chile: Insights from a germination experiment. *PloS one*, 12(7), e0180661.

GONZÁLEZ-ACUÑA, D., RIQUELME-SALASAR, P., CRUZATT-MOLINA, J., LÓPEZ-SEPÚLVEDA, P., MORENO-SALAS, L., & FIGUEROA-ROJAS, R. (2013). Dieta de la codorniz californiana (*Callipepla californica*) en áreas agrícolas del Centro sur de Chile. *Revista Científica*, 23(4), 312-317.

GUTIÉRREZ-TAPIA, PABLO, AZÓCAR, M. IGNACIO, & CASTRO, SERGIO A. (2018). A citizen-based platform reveals the distribution of functional groups inside a large city from the Southern Hemisphere: e-Bird and the urban birds of Santiago (Central Chile). *Revista chilena de historia natural*, 91, 3. Epub 18 de abril de 2018. <https://dx.doi.org/10.1186/s40693-018-0073-x>

HAGAN, J. M., & MEEHAN, A. L. (2002). The effectiveness of stand-level and landscape-level variables for explaining bird occurrence in an industrial forest. *Forest Science*, 48(2), 231-242.

HANBERRY, B. B., HANBERRY, P., DEMARAIS, S., & JONES, J. C. (2012). Importance of residual trees to birds in regenerating pine plantations. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 5(3), 108.

HARTMANN, H., DAOUST, G., & BIGUÉ, B. (2010). Negative or positive effects of plantation and intensive forestry on biodiversity: A matter of scale and perspective. *The Forestry Chronicle*, 86(3), 354-364.

HERNÁNDEZ PALMA, H., ESTADES MARFÁN, C., & CASTILLO ARMIJO, M. (2018). Effect of connectivity and habitat availability on the occurrence of the Chestnut-throated Huet-Huet (*Pterotochos castaneus*, *Rhinocryptidae*) in fragmented landscapes of central Chile.

HERNÁNDEZ PALMA, H., ESTADES MARFÁN, C., & GONZÁLEZ PÉREZ, B. (2019). Proyecto FONDECYT No. 1191645, "Plantation Clearcutting and Wildlife Conservation: is Metastability attainable at the Landscape level?".

INFOR. (2019). El sector forestal chileno 2019. En línea. Recuperado 10 de diciembre de 2020, de https://wef.infor.cl/sector_forestal/sectorforestal.php

JARA, R. F., CREGO, R. D., ARELLANO, F. J., ALTAMIRANO, T. A., IBARRA, J. T., ROZZI, R., & JIMÉNEZ, J. E. (2019). Breeding strategies of open-cup-nesting birds in sub-Antarctic forests of Navarino Island, Chile. *Revista chilena de historia natural*, 92(1), 1-10.

JARAMILLO, A., BURKE, P. y BEADLE, D. (2014). *Aves de Chile*. Lynx edicions, Barcelona, España.

JOHNSON, N. K., CICERO, C., SCHMITT, N. J., & CHRISTMAN, G. M. (2021). 11 Breeding Birds. In *Natural History of the White-Inyo Range, Eastern California* (pp. 361-436). University of California Press.

KEY, C., & BENSON, N. (2006). Landscape Assessment (LA). General Technical Report RMRS-GTR-164-CD. En: Lutes, D., Keane, R., Carati, J., Key, C., Benson, N., Gangi, L. (eds.), FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System, pp. 1-55. USDA Forest Service, Rocky Mountains Research Station. Fort Collins, CO.

KINNAIRD, M. F., & O'BRIEN, T. G. (1998). Ecological effects of wildfire on lowland rainforest in Sumatra. *Conservation Biology*, 12(5), 954-956.

KUTNER, M. H., NACHTSHEIM, C. J., NETER, J., & LI, W. (2005). *Applied linear statistical models* (Vol. 5). Boston: McGraw-Hill Irwin. 1936 p.

LABORATORIO DE GEOMÁTICA Y ECOLOGÍA DEL PAISAJE. (2020). Área de estudio en la región del Maule, comuna de Constitución. [Figura 1].

LANTSCHNER, M. V., RUSCH, V., & PEYROU, C. (2007). Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. In *Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity?*. Springer Biodivers Conserv 17:969–989.

LEE, B. P. Y., DAVIES, Z. G., & STRUEBIG, M. J. (2017). Smoke pollution disrupted biodiversity during the 2015 El Niño fires in Southeast Asia. *Environmental Research Letters*, 12(9), 094022.

LEE, J. S., CALLAGHAN, C. T., & CORNWELL, W. K. (2021). Using citizen science to measure recolonisation of birds after the Australian 2019–2020 mega-fires. *Austral Ecology*.

LINDENMAYER, D., MESSIER, C., PAQUETTE, A., & HOBBS, R. J. (2015). Managing tree plantations as novel socioecological systems: Australian and North American perspectives. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(10), 1427-1433.

LINDENMAYER, D.B. & HOBBS, R.J. (2004). Fauna conservation in Australian plantation forests - a review. *Biological Conservation* 119:151-168.

LOYN, R. H. (1997). Effects of an extensive wildfire on birds in far eastern Victoria. *Pacific Conservation Biology*, 3(3), 221-234.

LUCK, G. W., & KORODAJ, T. N. (2008). Stand and landscape-level factors related to bird assemblages in exotic pine plantations: implications for forest management. *Forest ecology and management*, 255(7), 2688-2697.

MARTÍNEZ-HARMS, M. J., CÁCERES, H., BIGGS, D., & POSSINGHAM, H. P. (2017). After Chile's fires, reforest private land. *Science*, 356(6334), 147-148.

MAYORGA, I., BICHIER, P., & PHILPOTT, S. M. (2020). Local and landscape drivers of bird abundance, species richness, and trait composition in urban agroecosystems. *Urban Ecosystems*, 23(3), 495-505.

MAZEROLLE, M. J., & VILLARD, M. A. (1999). Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. *écoscience*, 6(1), 117-124.

MELLES, S., GLENN, S., & MARTIN, K. (2003). Urban bird diversity and landscape complexity: species–environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology*, 7(1).

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS. (2019). Red vial 2019. Carta caminera. Recuperado 13 de febrero de 2021, de <http://www.mapas.mop.cl/>

MITCHELL, M. S., LANCIA, R. A., & GERWIN, J. A. (2001). Using landscape-level data to predict the distribution of birds on a managed forest: effects of scale. *Ecological Applications*, 11(6), 1692-1708.

MORALES, N. S., FERNÁNDEZ, I. C., DURAN, L. P., & VENEGAS-GONZÁLEZ, A. (2021). Community-driven post-fire restoration initiatives in Central Chile: when good intentions are not enough. *Restoration Ecology*, 29(4), e13389.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A., & KENT, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

NAHUELHUAL, L., CARMONA, A., LARA, A., ECHEVERRÍA, C., & GONZÁLEZ, M. E. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and urban planning*, 107(1), 12-20.

PARITSIS, J., LANDESMANN, J. B., KITZBERGER, T., TIRIBELLI, F., SASAL, Y., QUINTERO, C., ... & NUÑEZ, M. A. (2018). Pine plantations and invasion alter fuel structure and potential fire behavior in a Patagonian forest-steppe ecotone. *Forests*, 9(3), 117.

PEÑA-FERNÁNDEZ, E., & VALENZUELA-PALMA, L. (2004). Incremento de los incendios forestales en bosques naturales y plantaciones forestales en Chile. In *Memorias del segundo simposio internacional sobre políticas, planificación y economía de los programas de protección contra incendios forestales: Una visión global* (pp. 595-612).

PÉREZ PÉREZ, M. F. (2004). Efecto de la estructura de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don sobre su calidad como hábitat para aves en constitución.

PIÑA, D. E. M., & CIFUENTES, G. E. G. (2004). *Las aves de Chile: Nueva guía de campo*. Ediciones del naturalista.

PLISCOFF, P., FOLCHI, M., ALISTE, E., CEA, D., & SIMONETTI, J. A. (2020). Chile mega-fire 2017: An analysis of social representation of forest plantation territory. *Applied geography*, 119, 102226.

PLISCOFF, P., SIMONETTI, J. A., GREZ, A. A., VERGARA, P. M., & BARAHONA-SEGOVIA, R. M. (2020). Defining corridors for movement of multiple species in a forest-plantation landscape. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01108.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. (2016). QGIS geographic information system. Open-source geospatial foundation project.

QUILODRÁN, C. S., ESTADES, C. F., & VÁSQUEZ, R. A. (2014). Conspecific effect on habitat selection of a territorial cavity-nesting bird. *The Wilson Journal of Ornithology*, 126(3), 534-543.

R.-TEAM, R. C. (2013). *R: A language and environment for statistical computing*.

RAMÍREZ-COLLIO, K., VERGARA, P. M., & SIMONETTI, J. A. (2017). Converting clear cutting into a less hostile habitat: The importance of understory for the abundance and movement of the

Chestnut-throated Huet-Huet (*Pteroptochos castaneus*: *Rhinocryptidae*). *Forest Ecology and Management*, 384, 279-286.

RODRÍGUEZ-SAN PEDRO, A., & SIMONETTI, J. A. 2015. The relative influence of forest loss and fragmentation on insectivorous bats: does the type of matrix matter?. *Landscape Ecology*, 30(8), 1561-1572.

SAN JOSÉ, M., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., SÁNCHEZ-CORDERO, V., (2014). Association between small rodents and forest patch and landscape structure in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Trop. Cons. Sci.* (7), 403-422.

SANDERFOOT, O. V., & GARDNER, B. (2021). Wildfire smoke affects detection of birds in Washington State. *The Condor*, 123(3), duab028.

SANDERFOOT, O. V., BASSING, S. B., BRUSA, J. L., EMMET, R. L., GILLMAN, S. J., SWIFT, K., & GARDNER, B. (2021). A review of the effects of wildfire smoke on the health and behavior of wildlife. *Environmental Research Letters*.

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.

TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M. C., SCHWAGER, M., & JELTSCH, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79-92.

TOMASEVIC, J. A., & ESTADES, C. F. (2008). Effects of the structure of pine plantations on their “softness” as barriers for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *Forest Ecology and Management*, 255(3-4), 810-816.

TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J. M., RAND, T. A., DIDHAM, R. K., FAHRIG, L., BATÁRY, P., ... & EWERS, R. M. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological reviews*, 87(3), 661-685.

TUBELIS, D. P., LINDENMAYER, D. B., & COWLING, A. (2004). Novel patch–matrix interactions: patch width influences matrix use by birds. *Oikos*, 107(3), 634-644

URIBE, S. V., & ESTADES, C. F. (2014). Reptiles in Monterey pine plantations of the Coastal Range of Central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 87(1). doi:10.1186/s40693-014-0025-

z

URIBE, S. V., ESTADES, C. F., & RADELOFF, V. C. (2020). Pine plantations and five decades of land use change in central Chile. *PloS one*, 15(3), e0230193.

URIBE, S. V., GARCIA, N., & ESTADES, C. F. (2021). Effect of land use history on biodiversity of pine plantations. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 430.

VALENCIA, D., SAAVEDRA, J., BRULL, J., & SANTELICES, R. (2018). Severidad del daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinosa en la Región del Maule de Chile. *Gayana. Botánica*, 75(1), 531-534.

VENEGAS, A. M., VARELA, S., & ESTADES, C. F. (2009). Efecto del fuego en la comunidad de aves de bosque en la Reserva Nacional Malleco. *Boletín Chileno de Ornitología*, 15(1), 1-7.

VERGARA, P. M., & SIMONETTI, J. A. (2006). Abundance and movement of understory birds in a Maulino forest fragmented by pine plantations. *Biodiversity & Conservation*, 15(12), 3937-3947.

VILLASEÑOR, N. R., ESCOBAR, M. A., & HERNÁNDEZ, H. J. (2021). Can aggregated patterns of urban woody vegetation cover promote greater species diversity, richness and abundance of native birds?. *Urban Forestry & Urban Greening*, 61, 127102.

ZHAO, Y., FENG, D., YU, L., WANG, X., CHEN, Y., BAI, Y., ... & RADKE, J. D. (2016). Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. *Remote Sensing of Environment*, 183, 170-185.

ANEXOS

Anexo 1. Abreviaturas y descripción de variables utilizadas en análisis espacial.

Escala espacial	Variable	Abreviación	Descripción	Fuente
Local	Desecho Forestal	DESECHO FORESTAL	Porcentaje de cobertura	de Imágenes satélites Landsat 8, clasificadas de acuerdo a Zhao <i>et al.</i> ,2016.
	Suelo Desnudo	SUELO DESN		
	Hojarasca	HOJARASCA		
	Herbácea	HERBÁCEA		
	Arbustiva	ARBUSTIVA		
	Piedras	PIEDRAS		
	Troncos Vivos	TRONCOS VIV		
	Regeneración de Pino	REG PINO		
	Otro	OTRO		
Paisaje	Plantación de Pino	PPINO	Distancia más próxima al punto de muestreo (mts).	Áreas Urbanas. Información Territorial. Biblioteca Nacional de Chile
	Cosecha	COSECHA		
	Bosque Nativo	BNATIVO		
	Regeneración de Pino	REGPINOP		
	Eucalipto	EUCA		
	Matorral	MATORRAL		
	Agua	AGUA		
	Urbano	URBANO		
	Arena	ARENA		
Agrícola	AGRÍCOLA			
	Distancia a Caminos	DISCA		Red vial 2019, Carta caminera, Ministerio de Obras Públicas.
	Distancia a Áreas Urbanas	DISAU		

Distancia a Quebradas DISQ

Red hidrográfica.
Información Territorial.
Biblioteca Nacional de
Chile

Anexo 2. Rango de valores y promedio de variables a escala local y de paisaje.

Variables a escala local	Valor Mínimo	Valor Máximo	Promedio
DESECHO FORESTAL	1.25	78.75	26.36
SUELO DESN	0	65	9.38
HOJARASCA	0	80	27.09
HERBACEA	0	67.5	10.49
ARBUSTIVA	0	68.75	9.09
PIEDRAS	0	31.25	3.41
TRONCOS VIV	0	32.5	10.37
REG PINO	0	70	3.66
OTRO	0	20	0.15

Variables a escala de paisaje	Valor Mínimo	Valor Máximo	Promedio
PPINO	0	100	48.12
COSECHA	0	97.92	22.56
BNATIVO	0	53.18	6.02
REGPINOP	0	84.86	8.66
EUCA	0	98.73	11.08
MATORRAL	0	52.69	3.10
AGUA	0	3.60	0.02
URBANO	0	10.77	0.07
ARENA	0	18.62	0.08
AGRICOLA	0	16.08	0.29
DISQ	6.314	4726.213	1125.967
DISCA	1.692	3863.801	1180.402
DISAU	265.4	9832.4	5117

Anexo 3. Coeficientes de correlaciones entre variables de hábitat y matriz de valor de p de las correlaciones entre variables predictivas.

Coeficientes de correlaciones entre variables locales y de paisaje									
Variables a escala de paisaje	Variables a escala local								
	DESECHO FORESTAL	SUELO DESNUDO	HOJARASCA	HERBACEA	ARBUSTIVA	PIEDRAS	TRONCOS VIV	REG PINO	OTRO
PPINO	0.04	-0.5	0.51	-0.25	0.08	-0.35	0.21	-0.37	-0.12
COSECHA	-0.04	0.56	-0.42	0.27	-0.17	0.37	-0.28	0.13	0.10
BNATIVO	-0.06	-0.02	-0.04	0.00	0.09	0.00	0.10	0.08	0.07
REGPINOP	-0.08	0.19	-0.27	0.02	-0.02	0.25	-0.12	0.55	0.01
EUCA	0.10	-0.04	-0.07	0.00	0.10	-0.10	0.09	-0.05	0.03
MATORRAL	-0.02	0.09	-0.17	0.21	-0.06	0.07	-0.05	0.13	0.02
AGUA	0.04	0.01	0.01	-0.02	-0.06	-0.04	-0.01	-0.02	-0.01
URBANO	-0.01	0.00	0.00	0.05	0.03	-0.04	-0.03	-0.04	-0.01
ARENA	0.08	0.03	-0.01	-0.02	-0.06	-0.04	-0.03	-0.01	-0.01
AGRICOLA	0.05	-0.01	-0.01	0.07	-0.04	-0.04	-0.03	-0.07	0.01
DISQ	-0.03	-0.14	0.17	-0.06	-0.02	-0.08	0.18	-0.18	-0.06
DISCA	0.03	-0.01	0.05	-0.12	-0.06	0.04	0.01	0.01	-0.07
DISAU	-0.01	0.12	-0.08	0.01	0.01	0.10	0.01	-0.06	0.00

Matriz de valor de p de las correlaciones entre variables predictivas

Variables a escala local

Variables a escala de paisaje	DESECHO FORESTAL	SUELO DESN	HOJARASCA	HERBACEA	ARBUSTIVA	PIEDRAS	TRONCOS VIV	REG PINO	OTRO
PPINO	0.4	0	0	0	0.06	0	0	0	0.01
COSECHA	0.33	0	0	0	0	0	0	0	0.02
BNATIVO	0.15	0.73	0.39	0.92	0.04	0.97	0.03	0.07	0.1
REGPINOP	0.07	0	0	0.71	0.58	0	0.01	0	0.84
EUCA	0.02	0.41	0.13	0.97	0.03	0.02	0.04	0.23	0.46
MATORRAL	0.6	0.05	0	0	0.16	0.11	0.25	0	0.65
AGUA	0.35	0.75	0.74	0.58	0.19	0.36	0.88	0.7	0.83
URBANO	0.77	0.99	0.99	0.29	0.49	0.42	0.51	0.43	0.75
ARENA	0.08	0.5	0.74	0.69	0.15	0.36	0.46	0.79	0.83
AGRICOLA	0.29	0.79	0.89	0.12	0.34	0.35	0.55	0.11	0.9
DISQ	0.48	0	0	0.2	0.61	0.09	0	0	0.21
DISCA	0.46	0.81	0.26	0.01	0.21	0.35	0.74	0.8	0.12
DISAU	0.82	0.01	0.08	0.75	0.8	0.02	0.9	0.21	0.96

Anexo 4. Listado de especies registradas en el área de estudio con características principales.

N°	Nombre Común	Nombre científico	Familia	Abundancia	Dieta Principal	Estatus Migratorio	Estatus UICN
1	Fío fío	<i>Elaenia albiceps</i>	<i>Tyrannidae</i>	791	I F	M	LC
2	Churrín del norte	<i>Scytalopus fuscus</i>	<i>Rhinocryptidae</i>	526	I	R	LC
3	Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	<i>Emberizidae</i>	329	G	R	LC
4	Chercán	<i>Troglodytes aedon</i>	<i>Troglodytidae</i>	303	I	R	LC
5	Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda</i>	<i>Furnariidae</i>	256	I	R	LC
6	Hued hued castaño	<i>Pteroptochos castaneus</i>	<i>Rhinocryptidae</i>	230	IG	R	LC
7	Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	<i>Turdidae</i>	207	IF	R	LC
8	Picaflor Chico	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	<i>Trochilidae</i>	187	N	R	LC
9	Codorniz	<i>Callipepla californica</i>	<i>Odontophoridae</i>	179	G	R	LC
10	Jilguero	<i>Spinus barbatus</i>	<i>Fringillidae</i>	153	G	R	LC
11	Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	<i>Icteridae</i>	149	O	R	LC
12	Diucón	<i>Xolmis pyrope</i>	<i>Tyrannidae</i>	126	I	R	LC
13	Tiuque	<i>Milvago chimango</i>	<i>Falconidae</i>	126	C	R	LC
14	Churrín de la Mocha	<i>Eugralla paradoxa</i>	<i>Rhinocryptidae</i>	118	I	R	LC
15	Golondrina	<i>Tachycineta leucopyga</i>	<i>Hirundinidae</i>	100	I	R	LC
16	Pitio	<i>Colaptes rupicola</i>	<i>Picidae</i>	88	I	R	LC
17	Cachudito	<i>Anairetes parulus</i>	<i>Tyrannidae</i>	85	I F	R	LC
18	Picaflor gigante	<i>Patagona gigas</i>	<i>Trochilidae</i>	53	N	R	LC
19	Comesebo	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	<i>Furnariidae</i>	52	I	R	LC
20	Tijeral	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	<i>Furnariidae</i>	21	I	R	LC

21	Canastero	<i>Pseudasthenes humicola</i>	<i>Furnariidae</i>	18	I	R	LC
22	Cometocino	<i>Phrygilus gayi</i>	<i>Thraupidae</i>	18	G	R	LC
23	Jote	<i>Coragyps atratus</i>	<i>Cathartidae</i>	16	C	R	LC
24	Loica	<i>Sturnella loyca</i>	<i>Icteridae</i>	11	I	R	LC
25	Aguilucho	<i>Geranoaetus polyosoma</i>	<i>Accipitridae</i>	9	C	R	LC
26	Chirihue	<i>Sicalis luteola</i>	<i>Thraupidae</i>	9	G	R	LC
27	Carpinterito	<i>Dryobates lignarius</i>	<i>Picidae</i>	8	I	R	LC
28	Diuca	<i>Diuca diuca</i>	<i>Thraupidae</i>	8	G	R	LC
29	Viudita	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	<i>Tyrannidae</i>	8	I	M	LC
30	Tórtola	<i>Zenaida auriculata</i>	<i>Columbidae</i>	7	G	R	LC
31	Tapaculo	<i>Scelorchilus albicollis</i>	<i>Rhinocryptidae</i>	6	I	R	LC
32	Tenca	<i>Mimus thenca</i>	<i>Mimidae</i>	6	O	R	LC
33	Turca	<i>Pteroptochos megapodius</i>	<i>Rhinocryptidae</i>	5	I	R	LC
34	Queltehue	<i>Vanellus chilensis</i>	<i>Charadriidae</i>	5	I	R	LC
35	Colilarga	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	<i>Furnariidae</i>	4	I	R	LC
36	Águila	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	<i>Accipitridae</i>	2	C	R	LC
37	Ag. Cola Rojiza	<i>Buteo ventralis</i>	<i>Accipitridae</i>	1	C	R	VU
38	Perdiz	<i>Nothoprocta perdicaria</i>	<i>Tinamidae</i>	1	I	R	LC
39	Perrito	<i>Himantopus mexicanus</i>	<i>Recurvirostridae</i>	1	I	R	LC
40	Peuco	<i>Parabuteo unicinctus</i>	<i>Accipitridae</i>	1	C	R	LC

Dieta principal: I, insectívoros; F, frugívoros; G, granívoros; N, nectívoros; C, carnívoros; O, omnívoros.

Estatus migratorio, M, migratoria y R, residente.

Estatus IUCN: Vulnerable, VU; Preocupación menor LC (Least concern, por sus siglas en inglés).

Fuente: Estades & Temple, 1999; Gutiérrez, *et al.*, 2018.