



UNIVERSIDAD DE CHILE – FACULTAD DE CIENCIAS- ESCUELA DE PREGRADO

# **“Efecto de la estructura del paisaje urbano en la riqueza y abundancia de aves a escala local en Santiago de Chile”**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con mención en Medio Ambiente

**Samuel Ignacio Guerrero Carvajal**

Director del Seminario de Título: Dr. Ignacio Fernández Chicharro

Patrocinante del Seminario de Título: Dr. Javier Andrés Simonetti Zambelli

Octubre 2022

Santiago – Chile



## INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TITULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por el Sr. **Samuel Ignacio Guerrero Carvajal**

### “Efecto de la estructura del paisaje urbano en la riqueza y abundancia de aves a escala local en Santiago de Chile”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo Ambiental.

**Director Seminario de Título** \_\_\_\_\_

**Profesor Patrocinante** \_\_\_\_\_

#### COMISIÓN REVISORA Y EVALUADORA

**Presidente** \_\_\_\_\_

**Corrector** \_\_\_\_\_

Santiago de Chile, .....

## BIOGRAFÍA



El día 5 de septiembre de 1995, en los hermosos paisajes de la ciudad de Combarbalá, nace Samuel Ignacio Guerrero Carvajal. Desde pequeño se interesó por la naturaleza, explorando con fascinación desde los recovecos de su jardín, hasta los cerros y quebradas que rodeaban su hogar.

Creciendo en una cálida y amable familia. Sus amados padres, Jacqueline Isabel Carvajal Carvajal y Waldo Juan Guerrero Cruz cuidaron de él desde sus primeros pasos, junto a sus abuelitas Yan y tía Nena, sus queridos hermanos Daniel y Daniela, su querida tía Dixia con la Sasha y el Tonino, y tantas personas que lo acompañaron en este continuo crecer, donde fue aprendiendo las virtudes de sus seres queridos.

Vivió su infancia en Combarbalá, rodeado del amor de su familia. Para luego migrar a la Serena buscando una mejor educación, y encontrando un grupo de amigos que lo acompañarán toda su vida. Entre el colegio, cerros, el basural, la playa y el bosque, se forjaron los lazos que unieron al grupo de los Samys, compartiendo mil alegrías y acogiéndolo en sus momentos difíciles.

El año 2014 viaja a Santiago a estudiar la carrera de Biología ambiental en la Universidad de Chile, con una fuerte convicción por aprender sobre los misterios de la naturaleza y hacer crecer esas ansias de conocimiento.

En la universidad las palabras “ciencia es compartir” quedaron grabadas en su memoria, cultivando así el deseo por enseñar a sus cercanos eso que tanto le fascinaba. Tomó cuanta oportunidad se le presentó, desde electivos en la universidad, como cursos, talleres y charlas que se daban en la capital, para aprender todo aquello que llamara su atención. Y en el camino haciendo tantos buenos amigos, que conserva con amor en su corazón.

Hoy le agradece a la vida por todo lo vivido y por todas las personas que conoció.

## DEDICATORIA

*Le dedico con toda el alma  
A esos lugares que me abrazaron en la calma  
A esos bellos paisajes  
que aparecieron en todos mis viajes*

*Agradezco a todos esos momentos  
a esas personas y lugares  
a esas alegrías y pesares  
a esos placeres y lamentos*

*A todos los segundos de esta vida  
pues sin ellos no sería hoy en día  
esa persona que puede proclamar  
que tiene un corazón forjado para amar*

*Y el que pueda agradecer  
por cada atardecer  
por cada acontecer  
en la simple dicha del ser...*

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas que me han acompañado en este proyecto y a todos quienes han sido una inspiración en este camino llamado vida.

A mi madre Jacqueline Isabel Carvajal Carvajal, no podría pensar en una mejor madre. Un espíritu luchador que se sobrepone ante cualquier situación con un corazón amable que abraza a cualquiera que lo necesite.

A mi padre, Waldo Juan Guerrero Cruz, por su esfuerzo constante por sacar adelante a su familia, un alma bondadosa, alegre y chistosa, su creatividad floreciendo en la poesía, chistes y carpintería, impulsaron la creatividad en sus hijos.

A su hermano Daniel Guerrero Carvajal, lo vio nacer y su amor creció junto con él. Ha sido tanto lo que me has entregado, tanto lo que hemos compartido, que no podría decir más que un “te amo hermano mío”.

A mi hermana Daniela Carvajal Cabezón, una mujer fuerte, loca y audaz. Como buena profesora de lenguaje, me apoyo con series hermosas, libros de naturaleza, cursos de buceo, fueron tantos impulsos que enriquecieron mi infancia y la encaminaron a poder saber más del mundo natural.

A mis amigos del colegio “Los Samys”, siempre apoyándome en los momentos difíciles y compartiendo mil alegrías. Los quiero con toda el alma.

A mis amigos de la universidad, que me brindaron tantas sonrisas, y me han ayudado a maravillarme con la naturaleza y las bondades del presente.

A mi tutor Ignacio Fernández, que, con paciencia y motivación, me ayudó a cumplir esta última patita del pregrado. Eternamente agradecido por su entrega y su confianza.

A mi buen amigo lucho con el cual pasamos mil anécdotas en los terrenos y estuvo apoyándome en todo este proceso.

A mis amigos del laboratorio siempre dispuestos a regalar una sonrisa y uno que otro chiste.

A mi amada Mary, por su amor y cariño, el cual me envolvió y me dio fuerzas en este camino. Eres una luz que me impulsa a ser mejor, con esa hermosa curiosidad y sincero amor que entregas al mundo.

Y finalmente a mi profesor Patricio Contreras, te convertiste en una inspiración a seguir como persona. Esa humildad natural y esas ansias de enseñar. Se mostraban como un alma humilde y curiosa. No tienes idea de cuanto dejaste en mí, ni cuanto me dolió tu pérdida. Descansa en paz querido profesor.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

<b>Índice de Contenidos.....</b>	<b>v</b>
<b>Índice de Tablas.....</b>	<b>vii</b>
<b>Índice de Figuras .....</b>	<b>viii</b>
<b>Lista de abreviaturas.....</b>	<b>x</b>
<b>Resumen .....</b>	<b>1</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>2</b>
<b>1. Introducción.....</b>	<b>3</b>
1.1 Objetivos .....	7
<b>3. Materiales y métodos .....</b>	<b>8</b>
3.1 Sitios de estudio .....	8
3.2 Selección de sitios .....	8
3.3 Colección de datos .....	12
3.4 Tratamiento de datos del censo.....	13
3.5 Composición y configuración del paisaje .....	14
3.6 Análisis de datos.....	19
<b>4. Resultados .....</b>	<b>20</b>
4.1 Abundancia, riqueza y diversidad de aves .....	20
4.2 Correlaciones entre la configuración del paisaje y las medidas de diversidad..	29
4.3 Correlaciones entre la configuración del paisaje y las medidas de diversidad por grupo funcional. ....	32
4.4 Correlaciones entre la diversidad del paisaje y las medidas de diversidad .....	37
<b>5. Discusión .....</b>	<b>40</b>
5.1 Composición del paisaje .....	40
5.2 Configuración del paisaje.....	45
5.3 Diversidad de paisaje.....	48

5.4 Consideraciones del estudio .....	49
<b>6. Conclusiones .....</b>	<b>50</b>
<b>7. Bibliografía.....</b>	<b>52</b>
<b>8. Anexos.....</b>	<b>60</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

**Tabla 1.** Ubicación de los sitios de muestreo, total de puntos de conteo por sector, fechas y los horarios en los que fueron realizados los censos de aves..... **13**

**Tabla 2.** Descripción de las especies encontradas y la temporada en que se registró. .... **21**

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Mapa de Santiago de Chile (33°27'S, 70°40'O) con los sitios de muestreo del proyecto y su comuna respectiva. ....	10
<b>Figura 2.</b> Ejemplificación de los límites del sitio de estudio y la distribución de los puntos de conteo en la comuna de Maipú.....	11
<b>Figura 3.</b> Ejemplo de visualización de las clases de cobertura en la imagen satelital con un buffer de 60 m de radio, para el punto de muestreo 88 en la comuna de Vitacura. Simbología: CT: Construido; DN: Desnudo; PS: Pasto; SV: Siempre Verde; DC: Deciduo.....	15
<b>Figura 4.</b> Visualización del paisaje en las 6 escalas en que se trabajó, cada píxel es de 1,5 m <sup>2</sup> .....	16
<b>Figura 5.</b> Porcentaje y número de individuos observados en los distintos periodos del día para cada temporada (verano e invierno). ....	22
<b>Figura 6.</b> Abundancia de las especies censadas por temporada.....	23
<b>Figura 7.</b> Comparación de la abundancia por grupo funcional.....	24
<b>Figura 8.</b> Comparación de la abundancia de aves nativas vs exóticas.....	25
<b>Figura 9.</b> Porcentaje de individuos muestreados según el lugar donde se posó, para cada especie. ....	26
<b>Figura 10.</b> Distribución de los valores de abundancia, riqueza e índice de Shannon por punto de muestreo.....	28
<b>Figura 11.</b> Gráficos de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y las medidas de diversidad (Índice de Shannon, abundancia y riqueza). El eje Y muestra la escala del radio en metros a la que se analizó el paisaje. El Eje X muestra los tipos de cobertura analizados CT: construido; DN: suelo desnudo; PS: Pasto; SV: vegetación siempre verde; DC: vegetación decidua. Cada casilla contiene el valor de r de la correlación según la escala de color de la base de la figura. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de $p < 0.05$ . ....	30
<b>Figura 12.</b> Gráficos de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y las medidas de diversidad (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) en aves de dieta generalista. El eje Y muestra la escala del radio en metros a la que se analizó el paisaje. El Eje X muestra los tipos de cobertura analizados CT: construido; DN: suelo desnudo; PS: Pasto; SV: vegetación siempre verde; DC: vegetación decidua. Se agruparon los gráficos según la temporalidad analizada	

(verano, invierno y ambas temporadas). Cada casilla contiene el valor de r de la correlación según la escala de color de la base de la figura. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ . ..... 34

**Figura 13.** Gráficos de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y las medidas de diversidad (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) en aves de dieta especialista. El eje Y muestra la escala del radio en metros a la que se analizó el paisaje. El Eje X muestra los tipos de cobertura analizados CT: construido; DN: suelo desnudo; PS: Pasto; SV: vegetación siempre verde; DC: vegetación decidua. Cada casilla contiene el valor de r de la correlación según la escala de color de la base de la figura. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ . ..... 35

**Figura 14.** Correlación entre las medidas de diversidad (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) y el SDHI del paisaje a distintas escalas. .... 38

**Figura 15.** Correlación entre las medidas de diversidad de las aves de dieta generalista (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) y el SDHI del paisaje a distintas escalas. .... 39

**Figura 16.** Correlación entre las medidas de diversidad de las aves de dieta especialista (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) y el SDHI del paisaje a distintas escalas. .... 39

## LISTA DE ABREVIATURAS

1. **CT:** Construido
2. **DN:** Desnudo
3. **PS:** Pasto
4. **SV:** Siempreverde
5. **DC:** Deciduo
6. **MPA:** Mean Patch Area (Promedio de áreas de parches).
7. **PD:** Patch Density (Densidad de parches).
8. **AI:** Aggregation Index. (Índice de agregación).
9. **LPI:** Largest Patch Index. (Índice de parche más grande).
10. **SHDI:** Shannon's Diversity Index. (Índice de diversidad de Shannon).

## RESUMEN

Una de las más drásticas perturbaciones generadas por el ser humano sobre los ecosistemas, es la transformación de ecosistemas naturales en ecosistemas urbanos. Como consecuencia, las especies se han visto desplazadas y otras han logrado habitar estos nuevos nichos. Existen diversos estudios sobre los efectos de la urbanización en la biodiversidad a nivel de la ciudad, pero poco se conoce sobre la relación entre la estructura del paisaje y la diversidad de aves a nivel de vecindarios. Entender esta relación permitiría diseñar vecindarios que promuevan la conservación de las aves en la ciudad. Con ese objetivo, en este estudio se levantaron datos de aves en vecindarios de 7 comunas de Santiago, tomando 50 puntos de muestreo por comuna, los cuales fueron medidos en la mañana y en la tarde durante el verano e invierno del año 2021. Utilizando programas SIG e imágenes satelitales, se procedió a clasificar las coberturas de suelo de Santiago en cinco clases (construido, desnudo, pasto, siempreverde, deciduo) y se analizó la relación entre la composición y configuración del paisaje, y la riqueza y abundancia de aves presentes en la ciudad. Los resultados muestran que, tanto la composición como la configuración del paisaje, influyen en la diversidad de aves presentes, pero que estos resultados pueden ser muy variados dependiendo del tipo de cobertura de suelo, la escala de análisis y los grupos funcionales de aves. En general, paisajes más diversos, con parches agregados de vegetación y fragmentados de suelo construido, tienden a favorecer una mayor diversidad de aves, en particular de especies especialistas. Estos resultados contribuyen a mejorar nuestra comprensión respecto a cómo la estructura espacial del paisaje urbano influye en la riqueza y abundancia de aves presentes en la ciudad, sirviendo como herramienta para una mejor toma de decisiones.

## **ABSTRACT**

One of the most drastic disturbances generated by humans on ecosystems is the transformation of natural ecosystems into urban ecosystems. As a consequence, species have been displaced and others have managed to inhabit these new niches. There are several studies on the effects of urbanization on biodiversity at the city level, but little is known about the relationship between landscape structure and bird diversity at the neighborhood level. Understanding this relationship would allow us to design neighborhoods that promote bird conservation in the city. With this objective, in this study bird data were collected in neighborhoods of 7 communes of Santiago, taking 50 sampling points per commune, which were measured in the morning and afternoon during the summer and winter of the year 2021. Using GIS programs and satellite images, we proceeded to classify the land covers of Santiago into five classes (built, bare, grass, evergreen, deciduous) and analyzed the relationship between the composition and configuration of the landscape and the richness and abundance of birds present in the city. The results show that both the composition and configuration of the landscape influence the diversity of birds present, but that these results can vary greatly depending on the type of land cover, the scale of analysis, and the functional groups of birds. In general, more diverse landscapes, with aggregate patches of vegetation and fragmented patches of built-up land, tend to favor greater bird diversity, particularly of specialist species. These results contribute to improve our understanding of how the spatial structure of the urban landscape influences the richness and abundance of birds present in the city, serving as a tool for better decision making.

## INTRODUCCIÓN

El ser humano ha sido uno de los principales agentes de cambio sobre el planeta (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015). Una de las más drásticas perturbaciones que ha generado es el cambio de uso y cobertura de suelo, provocando la pérdida, degradación y fragmentación del hábitat natural (Fahrig, 2003). La conversión de las áreas naturales a ocupación urbana es una de las modificaciones más radicales sobre la superficie terrestre (Pickett et al., 2011). La rapidez y magnitud con la que ocurren estos cambios ha convertido a la urbanización en una de las principales causantes de la disminución en la biodiversidad a nivel mundial (Díaz et al., 2019; McKinney, 2006; Sol et al., 2017). Con el continuo crecimiento de la población humana, la transformación de ecosistemas naturales en ecosistemas urbanos no pareciera detenerse, volviéndose una necesidad mitigar los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad (Aronson et al., 2014; Seto et al., 2012). En este aspecto, los avances de la ecología urbana son claves para combatir esta problemática, aportando con conocimiento para una mejor planificación y gestión de los paisajes urbanos.

La ecología urbana puede definirse como “el estudio de los patrones espacio-temporales, impactos ambientales y sustentabilidad de la urbanización, con énfasis en la biodiversidad, procesos y servicios ecosistémicos” (Wu, 2014). Los estudios en ecología urbana han presentado un sostenido aumento y expansión a nivel global, mostrando la relevancia de este campo en tiempos actuales, caracterizado por una continua expansión urbana bajo un contexto de cambio climático (Grimm et al., 2008; McPhearson et al., 2016).

Los ecosistemas urbanos tienen el potencial de sustentar altos niveles de biodiversidad (Sirakaya et al., 2018), la que es fundamental para brindar servicios ecosistémicos y contribuir al bienestar humano (Fuller et al., 2007; Methorst et al., 2021; Zinia & McShane, 2021). Además, el contacto y experiencias con la naturaleza puede influir positivamente en el interés por conservar biodiversidad (Fernández-Juricic & Jokimäki, 2001; Savard et al., 2000; Snep et al., 2016). De esta manera, el disfrutar de las aves en un jardín o en un parque puede aumentar el apoyo a la conservación de aves en las ciudades (Clucas et al., 2015; Goddard et al., 2013).

Para muchas personas, el único contacto con la naturaleza es con la biodiversidad presente en sus lugares de residencia, estudio y/o trabajo. Dentro de este contexto, las aves destacan por ser uno de los organismos más reconocibles por las personas en las ciudades (Clucas et al., 2011). Las aves son un excelente grupo de estudio debido a su sensibilidad a los cambios en las condiciones del hábitat, la facilidad de observación y la riqueza de especies que puede encontrarse en las urbes (Snep et al., 2016). Estas características han permitido su utilización para estudiar patrones de biodiversidad en distintos ambientes urbanos (Chace & Walsh, 2006; McKinney, 2008; Muñoz-Pacheco & Villaseñor, 2021).

Disminuir los efectos adversos que genera la urbanización sobre la biodiversidad es un gran desafío en la actualidad (Wu, 2014). Para ello, en el ámbito de la ecología urbana se ha propuesto el uso de métricas del paisaje (e.g., área de parche, forma y conectividad) como una herramienta para identificar zonas prioritarias de conservación o puntos críticos de biodiversidad (Banks-Leite et al., 2011). En base a ello, diversos estudios han mostrado como la comunidad de aves urbanas puede ser influenciada por las características del paisaje (Snep et al., 2016). De esta forma, tanto la composición

(proporción de las diferentes coberturas de suelo), como la configuración espacial (heterogeneidad, disposición espacial de los distintos tipos de cobertura) de la matriz urbana, influyen en la comunidad de aves presentes en las urbes (Pellissier et al., 2012). Por ejemplo, en un estudio comparado entre tierras de uso agrícola, tierras forestales y tierras mixtas, la métrica de paisaje más asociada con la riqueza de aves fue el tamaño medio del parche, donde estas asociaciones fueron más fuertes en tierras cultivables (Morelli et al., 2018). Sin embargo, es importante tener en cuenta la escala espacial, ya que la relación entre la comunidad de aves y métricas de paisaje tiende a variar según la escala a la que sean analizadas (Mitchell et al., 2006; Morelli et al., 2013). No obstante, es relevante analizar los grupos funcionales que componen la comunidad de aves urbanas, ya que la respuesta de estas a la configuración del paisaje puede variar de acuerdo con los recursos que utilizan, en especial con el tipo de dieta que poseen (Lim & Sodhi, 2004; Lindsay et al., 2002; McKinney, 2006; Shoffner et al., 2018).

A nivel global existen diversos estudios sobre los efectos de la urbanización en la biodiversidad de aves (Isaksson, 2018). No obstante, gran parte de estos estudios se han realizado a escala de la ciudad, por lo general con énfasis en los parches verdes, como lo son plazas, parques y jardines (Rupprecht et al., 2015). Como resultado, se conoce poco sobre el efecto del paisaje urbano a escala local, y en particular cómo las características de las áreas residenciales influyen en la avifauna presente (Villaseñor et al., 2020). En el caso de Chile, son escasos los estudios ecológicos en ciudades, existiendo importantes lagunas de conocimiento que limitan la capacidad de desarrollar estrategias que promuevan un desarrollo urbano sostenible (Benito et al., 2019).

El desarrollo de sistemas de información geográfica (SIG), en conjunto con la creciente disponibilidad de imágenes satelitales, han permitido lograr grandes avances en la

aplicación de métricas de paisaje para la caracterización y cuantificación de la estructura de diversos paisajes (Frazier & Kedron, 2017). Es así como estas herramientas han mostrado ser eficaces para analizar la relación de la estructura del paisaje con la diversidad de aves en ambientes urbanos (Xu et al., 2018).

En base a estos antecedentes, el presente estudio busca evaluar la relación existente entre la estructura del paisaje urbano y la biodiversidad de aves en siete vecindarios de la ciudad de Santiago de Chile. Los resultados de este trabajo ayudarán a mejorar nuestra comprensión respecto a cómo la composición y configuración del paisaje urbano influyen en la diversidad de aves en las ciudades, proveyendo información que podría ayudar al desarrollo de estrategias para la planificación y gestión de los paisajes urbanos con foco en la conservación de la biodiversidad.

## **Objetivos**

### *Objetivo general*

Evaluar el nivel de asociación entre la composición y configuración del paisaje en áreas residenciales de la ciudad de Santiago con la diversidad de aves presentes.

### *Objetivos específicos*

- 1) Analizar la asociación espacial entre la composición del paisaje y la abundancia, riqueza y diversidad de aves.
- 2) Analizar la asociación espacial entre la configuración del paisaje y la abundancia, riqueza y diversidad de aves.
- 3) Analizar la relación entre la configuración del paisaje y los grupos funcionales de aves urbanas.
- 4) Evaluar si estas relaciones varían dependiendo de la escala de paisaje a la cual se realizan los análisis.

## MATERIALES Y METODOS

### *Sitio de estudio*

El estudio fue realizado en la ciudad de Santiago (33°27'S, 70°40'O), ubicada en la Región Metropolitana de Chile (Fig. 1). Santiago es la capital de Chile y destaca como la ciudad más poblada del país con más de 6 millones de habitantes, distribuidos en aproximadamente 80.000 hectáreas (INE, 2019). Esta ciudad posee un clima semiárido de tipo mediterráneo y es reconocida como parte de uno de los 36 *hotspots* de biodiversidad existentes a nivel mundial, debido al gran número de especies endémicas que sustenta y el alto grado de amenaza que presentan (*Biodiversity Hotspots*, 2022). La ciudad presenta una matriz urbana heterogénea, con una importante desigualdad en la distribución de tipos de cobertura de vegetación (Fernández, 2022). En términos de avifauna, estudios anteriores reportan la presencia de 46 especies, de las cuales 41 son nativas (Gutiérrez-Tapia et al., 2018).

### *Selección de sitios*

Dentro de la ciudad de Santiago se seleccionaron 7 comunas para este estudio: Vitacura, La Reina, Providencia, Ñuñoa, La Florida, Maipú y Quilicura. (Fig. 1). En cada una de las comunas se seleccionó un vecindario, bajo la definición de ser una zona residencial perteneciente al mismo municipio, que cumpliera con las siguientes dos condiciones: (1) que no lo cruzaran grandes avenidas para evitar el efecto del ruido producido por zonas vehiculares muy transitadas, (2) que menos del 10% de las edificaciones no superaran los 3 pisos de altura, de forma de tener un campo visual más amplio y evitar muestrear en cañones artificiales que pudieran alterar la diversidad de aves presentes. Con esto se buscó estandarizar los sitios elegidos de manera de reducir el efecto de variables no analizadas en este estudio.

En seis de las siete comunas se repartieron 50 puntos de conteo en cada sector seleccionado (Fig. 2), con un mínimo de 100 metros de separación entre cada punto. Esta distancia se seleccionó para reducir la probabilidad de contabilizar dos veces al mismo individuo en dos puntos diferentes y para tener una mayor capacidad de identificar el efecto de las variables de paisaje a escala local. Solo en la comuna de Providencia se distribuyeron 30 puntos, esto debido a que fue la comuna piloto, con la cual se definió la metodología elegida para este estudio. Si bien esta última comuna podría haberse dejado fuera del estudio, se consideró pertinente incluirla, ya que cumplía con las características descritas en el párrafo anterior, y que contaba con un número suficiente de puntos de muestreo para ser incorporada en el análisis. Sumando las siete comunas, en total el estudio consta de 330 puntos de muestreo. Los mapas de cada sitio de muestreo se encuentran en anexos (Fig. A1-A7).

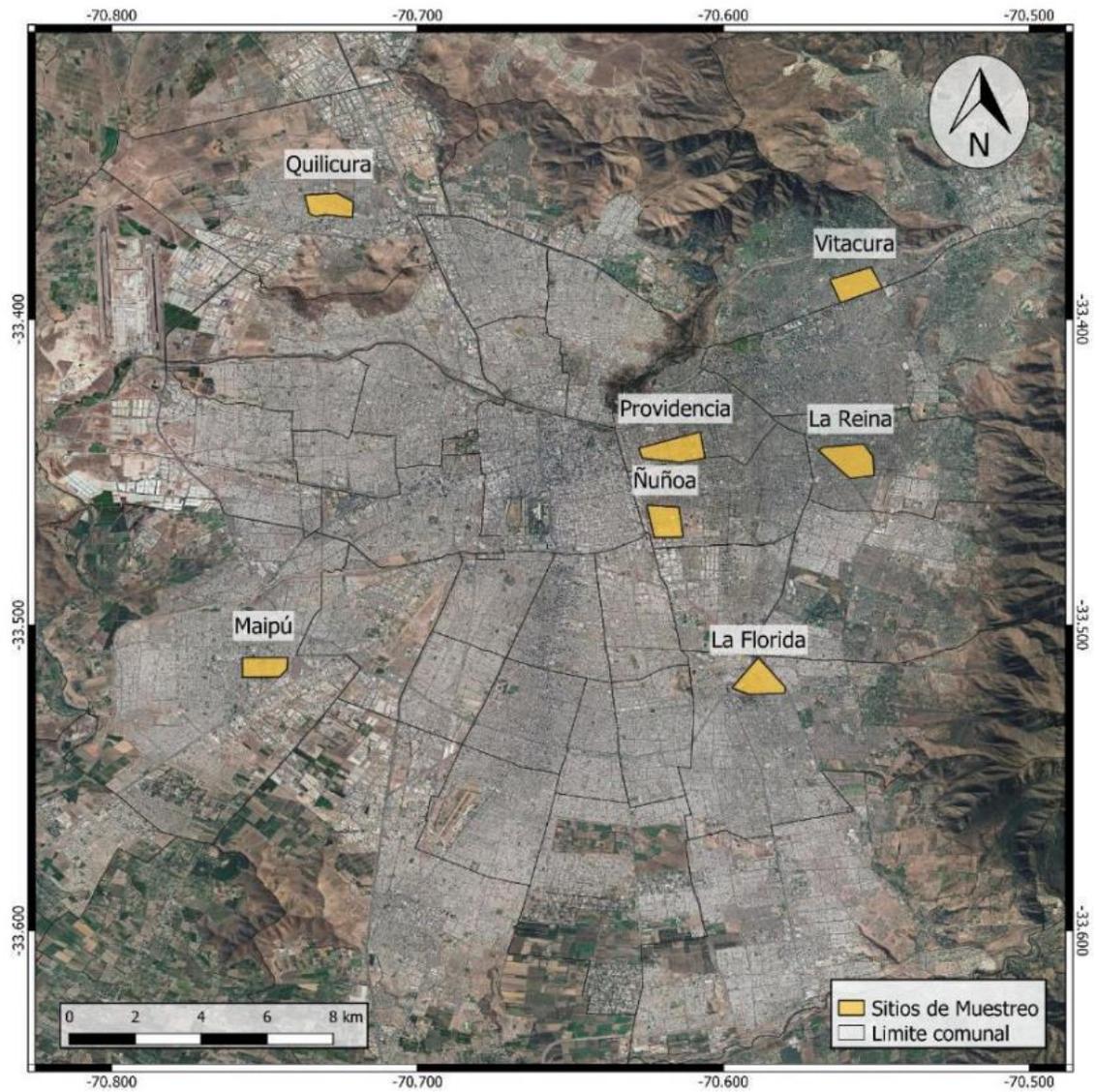


Figura 1: Mapa de Santiago de Chile ( $33^{\circ}27'S$ ,  $70^{\circ}40'O$ ) con los sitios de muestreo del proyecto y su comuna respectiva.

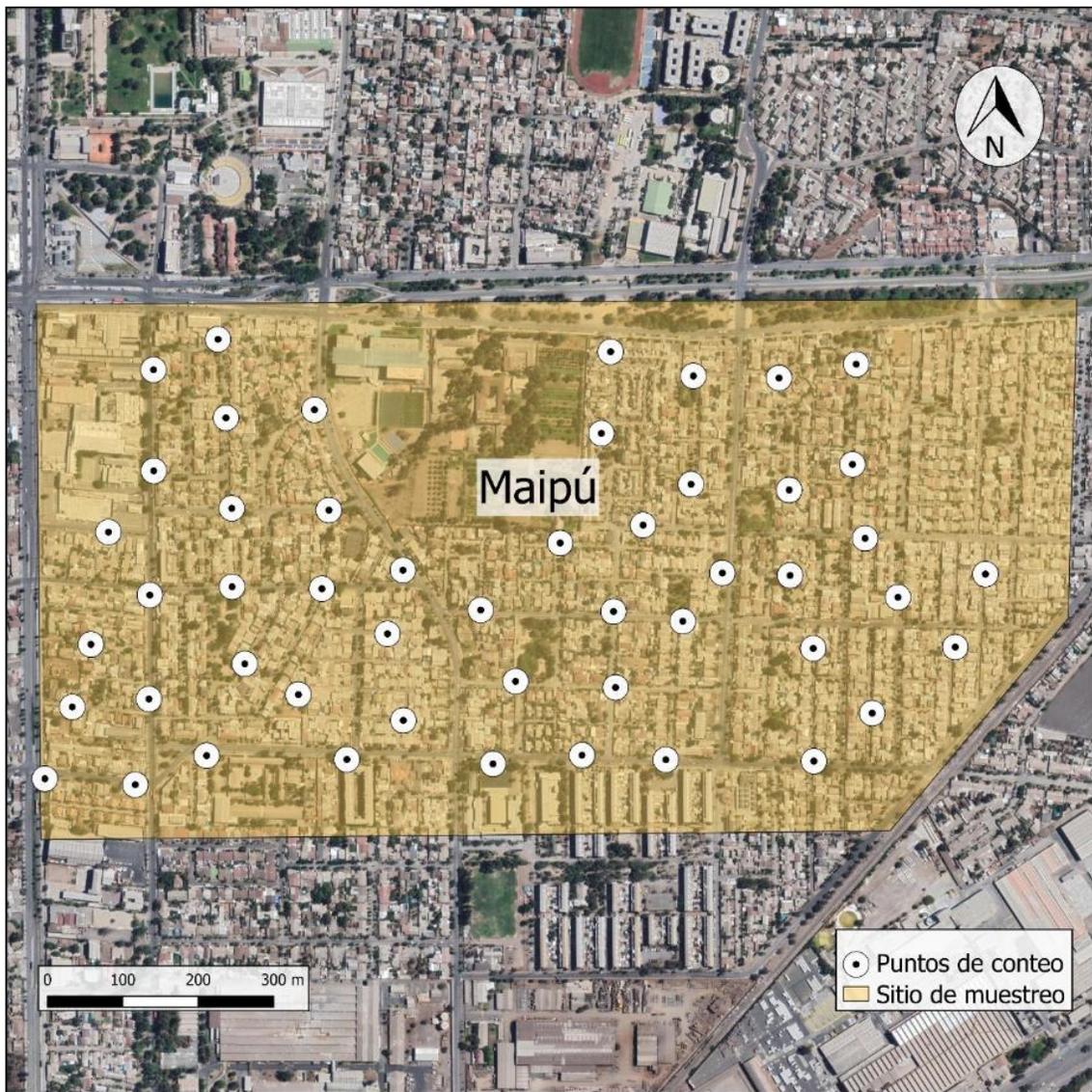


Figura 2: Ejemplificación de los límites del sitio de estudio y la distribución de los puntos de conteo en la comuna de Maipú.

### *Colección de datos*

Para disminuir el sesgo otorgado por la variación estacional en la diversidad de aves, se realizaron dos campañas de muestreo durante el año 2021. El primer censo se realizó en la temporada de verano, con datos tomados en los meses de enero y febrero. La temporada de invierno incluyó muestreos en los meses de junio y julio. En ambos casos, el muestreo se desarrolló en base al mismo protocolo de muestreo en los 330 puntos distribuidos en las siete comunas analizadas de la ciudad de Santiago.

Cada punto fue visitado dentro de las dos primeras horas posteriores al amanecer y las dos últimas horas anteriores al atardecer (Tabla 1). Se realizó de esta manera, ya que estos son los periodos de mayor actividad en las aves (Bibby et al., 2000). La totalidad de los puntos por sitio se abarcó dentro de dos días consecutivos. Cada punto de muestreo fue georreferenciado. En cada punto se delimitó un área de 15 metros de radio alrededor, donde por 3 minutos se anotaron todas las aves que estuvieran presentes. Durante este tiempo se colectaron datos de la especie, su abundancia y se registró el lugar donde se posó el individuo. No se contabilizaron aves en vuelo, con el fin de disminuir el sesgo de identificación en el estudio y evitar incluir individuos de paso que no usaran el área.

*Tabla 1: Ubicación de los sitios de muestreo, total de puntos de conteo por sector, fechas y los horarios en los que fueron realizados los censos de aves.*

Comuna	N° de puntos	Coordenadas del sitio de muestreo	Fechas de censos de aves		Horas de censo verano		Horas de censo invierno	
			Verano 2021	Invierno 2021	Mañana	Tarde	Mañana	Tarde
Providencia	30	33°26'33.4"S 70°36'55.4"W	Enero	Julio	7:00 - 9:00	19:00 - 21:00	8:00 - 10:00	15:45 - 17:45
Vitacura	50	33°23'19.0"S 70°33'24.5"W	Enero	Junio	7:00 - 9:00	19:00 - 21:00	8:00 - 10:00	15:45 - 17:45
La Reina	50	33°26'45.6"S 70°33'29.9"W	Enero	Junio	7:00 - 9:00	19:00 - 21:00	8:00 - 10:00	15:45 - 17:45
Ñuñoa	50	33°27'58.0"S 70°37'08.0"W	Enero	Junio	7:00 - 9:00	19:00 - 21:00	8:00 - 10:00	15:45 - 17:45
La Florida	50	33°31'05.9"S 70°35'17.5"W	Enero	Julio	7:00 - 9:00	19:00 - 21:00	8:00 - 10:00	15:45 - 17:45
Maipú	50	33°30'49.3"S 70°45'00.4"W	Febrero	Junio	7:00 - 9:00	19:00 - 21:00	8:00 - 10:00	15:45 - 17:45
Quilicura	50	33°21'45.4"S 70°43'43.7"W	Febrero	Junio	7:00 - 9:00	19:00 - 21:00	8:00 - 10:00	15:45 - 17:45

#### *Tratamiento de datos del censo*

La respuesta de las aves a los cambios en el paisaje puede variar de acuerdo con los recursos que utilizan, en especial con el tipo de dieta (Lim & Sodhi, 2004; Lindsay et al., 2002; McKinney, 2006). Para incluir esta variable en el estudio se utilizó el concepto de grupo funcional, definido como “un conjunto de especies que poseen efectos similares sobre un proceso específico del ecosistema o respuestas similares ante una condición ambiental” (Francisco & de la Cueva, 2017; Hooper et al., 2005). Utilizando este concepto, las especies presentes en este trabajo se dividieron en dos grupos funcionales según el tipo de dieta. Las aves de dieta omnívora fueron clasificadas como “*Generalistas*”, mientras que las que presentan una dieta específica (e.g. carnívora, granívora, herbívora, insectívora o nectarívora) fueron clasificadas como “*Especialistas*” (Tabla 2). Para ello se utilizó la clasificación descrita en la investigación de Gutiérrez-

Tapia et al. (2018). Sin embargo, se modificó la dieta señalada para *Zonotrichia capensis*, pasando de granívora a omnívora, esto al contrastar la información con el libro “*Aves de Chile. Guía de campo y breve historia natural* “ (Martínez-Piña & González-Cifuentes, 2017).

Para cada uno de los puntos de conteo se calculó la abundancia, la riqueza y el índice de Diversidad de Shannon, para la totalidad de los datos de aves, como para los grupos funcionales según el tipo de dieta (especialista y generalista), tomando como base las siguientes definiciones:

- *Abundancia*: Número total de individuos encontrados en el sitio de muestreo.
- *Riqueza*: Número total de especies encontradas en el sitio de muestreo.
- *Heterogeneidad de la comunidad*: se usó el *índice de Shannon*, el cual refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores, el número de especies presentes y su abundancia relativa. El índice de Shannon se define de la siguiente forma:

$$H = -\sum_{i=1}^S \pi_i \ln \pi_i$$

#### *Composición y configuración del paisaje:*

Para determinar la composición y configuración del paisaje se utilizaron imágenes satelitales SPOT 6 y 7 con una resolución espacial de 1,5 metros por píxel. Se realizó una clasificación espectral de clases de cobertura de suelo para la ciudad de Santiago de Chile, utilizando el software MAXENT (Fernández & Morales, 2019). Así, se obtuvieron 5 clases de cobertura: “Suelo Construido” (edificios, casa, calles, etc.), “Suelo desnudo” (parches de tierra), “Pasto” (Solo parches de pasto sin cobertura arbórea),

“Siempre Verde” (árboles y arbustos de hoja perenne) y “Deciduo” (árboles y arbustos de hoja caduca) (Fig. 3). Tanto las imágenes satelitales como las clases de cobertura se obtuvieron del proyecto FONDECYT de Iniciación N° 11190349 “*Effects of vegetation spatial patterns on urban environmental quality: A multiple scale assessment*”, del cual forma parte este estudio.

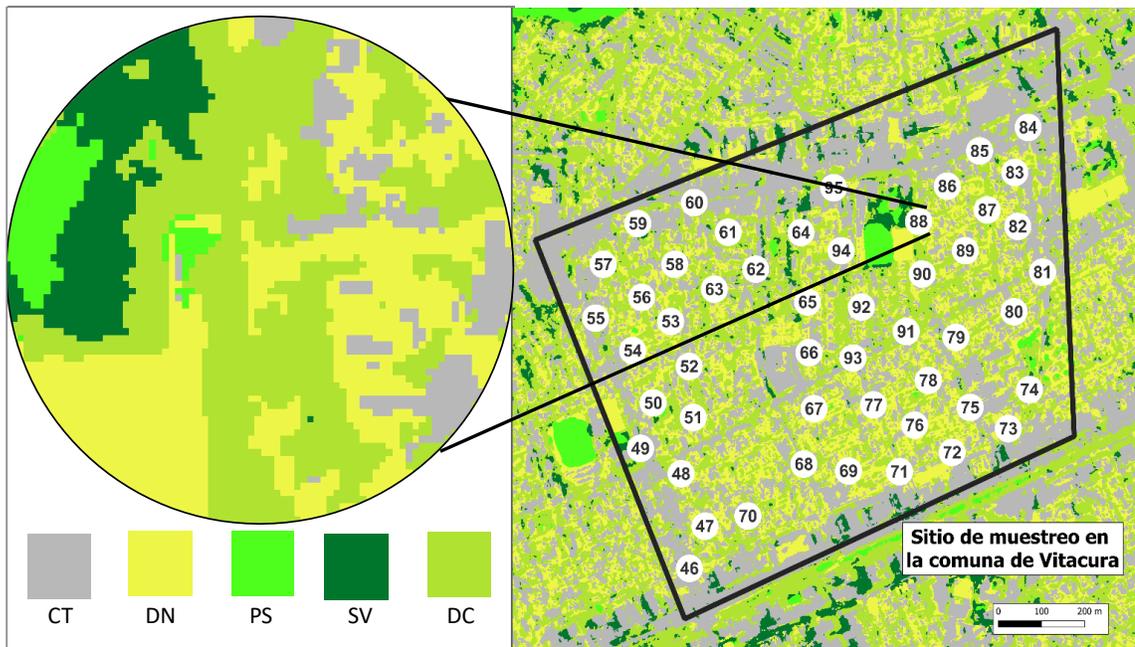


Figura 3: Ejemplo de visualización de las clases de cobertura en la imagen satelital con un buffer de 60 m de radio, para el punto de muestreo 88 en la comuna de Vitacura. Simbología: CT: Construido; DN: Desnudo; PS: Pasto; SV: Siempre Verde; DC: Deciduo.

Se utilizó la herramienta “*Buffers*” del software QGIS (v3.16) para delimitar al área de análisis (escala) alrededor de cada punto de muestreo, utilizando para ello radios de 15, 30, 60, 120, 240 y 480 metros (Fig. 4). Estos radios se utilizaron para identificar aquellas escalas que pudieran ser más relevantes en las asociaciones entre las aves y el paisaje.

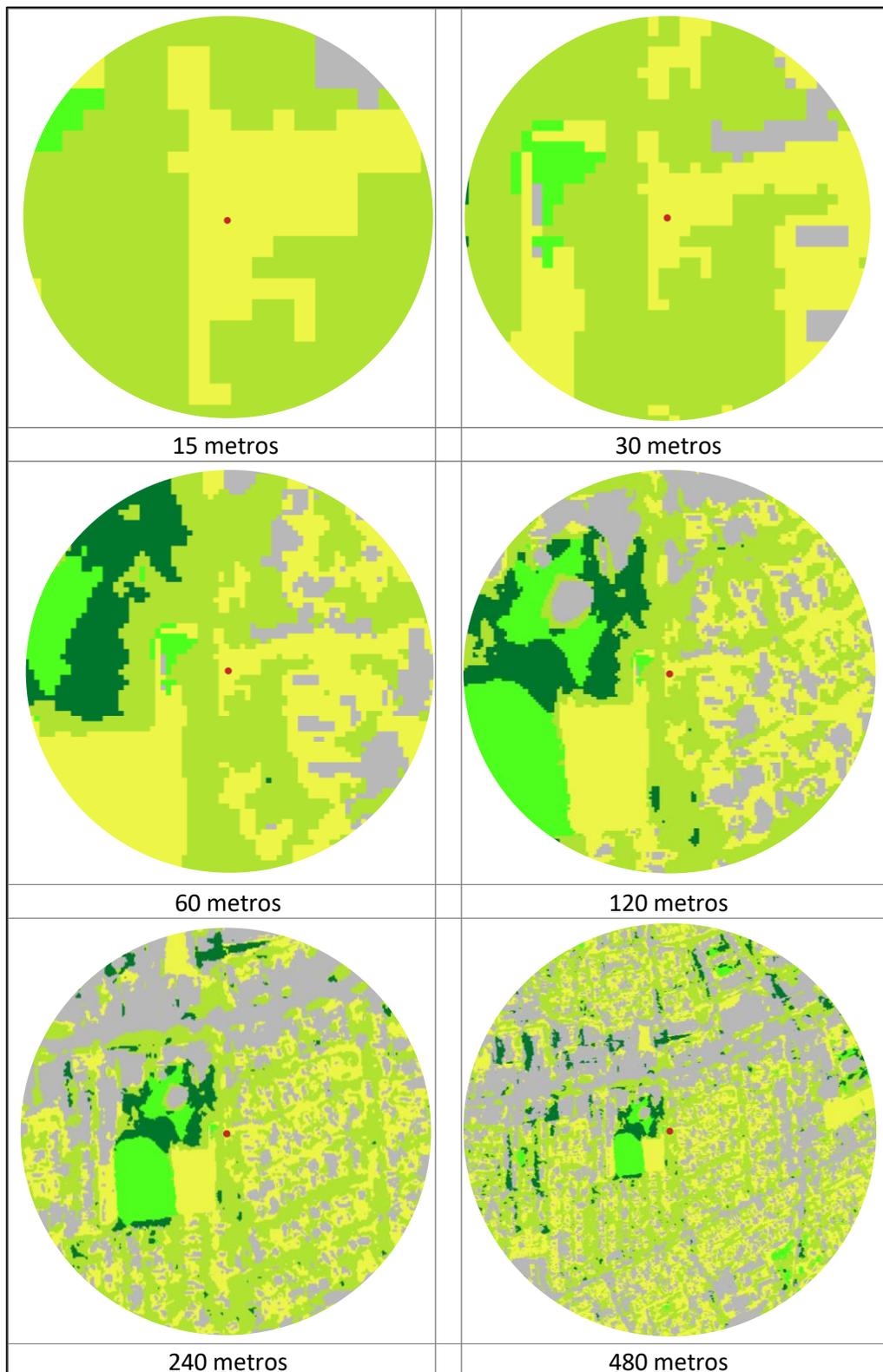


Figura 4: Visualización del paisaje en las 6 escalas en que se trabajó, cada píxel es de 1,5 m<sup>2</sup>.

La composición de los tipos de coberturas se obtuvo mediante la herramienta “*zonal statistics*” de QGIS, con la cual se calculó el porcentaje cubierto por cada uno de los 5 tipos de cobertura para cada uno de los seis buffers generados.

Los análisis de configuración de paisaje se realizaron en R versión 4.1.2 (R Core Team, 2021), usando el paquete “*landscapemetrics*”. En base a ello se calcularon cuatro métricas a nivel de clase (MPA, PD, AI, LPI) y una a nivel de paisaje (SHDI).

- “*Mean of patch area*” (MPA) o “*Área Promedio de Parche*”: Es una “métrica de área y borde”. MPA resume cada clase como el promedio de todas las áreas de parche que pertenecen a la clase  $i$ . Esta métrica es una forma sencilla de describir la composición del paisaje. Se define de la siguiente forma:

$$AREA_{\{MN\}} = mean(AREA[patch_{\{ij\}}])$$

Donde  $AREA_{\{MN\}}$  es MPA y  $AREA [parche_{\{ij\}}]$  es el área de cada parche en hectáreas.

- “*Patch density*” (PD) o “*Densidad de Parches*”: es una “métrica de agregación”. Describe la fragmentación de una clase, aumentando su valor a mayor número de parches que contenga el paisaje. Se define de la siguiente forma:

$$PD = \frac{n_{\{i\}}}{A} * 10000 * 100$$

Donde  $n_{\{i\}}$  es el número de parches y  $A$  es el área total del paisaje en metros cuadrados.

- *Aggregation index* (AI) o “*Índice de agregación*”: es una “métrica de agregación”. Es igual al número de adyacencias similares dividido por el número máximo teórico posible de adyacencias similares para esa clase. Esta métrica se basa en la matriz de adyacencia y el método de conteo único. De esta forma aumenta su

valor a medida que más agrupados estén los parches. Se define de la siguiente forma:

$$AI = \text{Bigg}[\frac{g_{\{ii\}}}{\max-g_{\{ii\}}} \text{Bigg]}(100)$$

Donde  $g_{\{ii\}}$  es el número de adyacencias similares basado en el método de conteo único y  $\max-g_{\{ii\}}$  es el número máximo por clase de adyacencias similares de la clase  $i$ .

- *Largest patch index (LPI) o “Índice del parche más grande”*: es una “métrica de área y borde”. Es el porcentaje del paisaje cubierto por el parche más grande correspondiente de cada clase  $i$ . Es una simple medida de dominancia que se define de la siguiente forma:

$$LPI = \frac{\max \limits_{\{j = 1\}^{\{n\}} (a_{\{ij\}})} \{A\} * 100$$

Donde  $\max(a_{\{ij\}})$  es el área del parche en metros cuadrados y  $A$  es el área total del paisaje en metros cuadrados.

- *Shannon's diversity index (SHDI) o “Índice de diversidad de Shannon”*: es una “métrica de diversidad”. Esta métrica es ampliamente utilizada en biodiversidad y ecología y tiene en cuenta tanto el número de clases como la abundancia de cada clase.

$$SHDI = - \sum \limits_{\{i = 1\}^{\{m\}} (P_{\{i\}} * \ln P_{\{i\}})$$

Donde  $P_{\{i\}}$  es la proporción de la clase  $i$ .

Las métricas de paisaje seleccionadas se han utilizado en estudios a nivel de comunidad de aves y configuración del paisaje (Schindler et al., 2013; Xu et al., 2018), mostrando ser buenos indicadores para utilizar en el presente estudio.

### *Análisis de datos*

Para cuantificar la relación entre las variables de diversidad de aves (abundancia, riqueza e índice de Shannon) y las características del paisaje (composición, configuración y escala), se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson (R versión 4.1.2). Los análisis se realizaron para el conjunto de especies muestreadas, así como de manera independiente para los grupos funcionales (generalistas y especialistas). Para disminuir el sesgo producto de artefactos estadísticos, se eliminaron del análisis todas aquellas variables de cobertura que tuvieran menos de 10 puntos de comparación.

## RESULTADOS

### **Abundancia, riqueza y diversidad de aves.**

Se registraron un total de 24 especies de aves sumando los censos de verano e invierno (Tabla 2). La riqueza presente en ambas temporadas fue de 22 especies. Dos especies fueron observadas solo en verano, el Fío-Fío (*Elaenia albiceps*) y el Carpinterito (*Dryobates lignarius*). Mientras que dos especies fueron observadas sólo en invierno, el picaflor chico (*Sephanoides sephaniodes*) y el Diucón (*Pyrope pyrope*) Haga clic o pulse aquí para escribir texto..

Tabla 2: Descripción de las especies encontradas y la temporada en que se registró.

Espece	Nombre Científico	Dieta	Grupo Funcional	Categoría	Temporada en que se registró
Cachudito	<i>Anairetes parulus</i>	Insectívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Carpinterito	<i>Dryobates lignarius</i>	Insectívora	Especialista	Nativo	Verano
Cernicalo	<i>Falco sparverius</i>	Carnívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Chercan	<i>Troglodytes aedon</i>	Insectívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	Omnívora	Generalista	Nativo	Ambas temporadas
Cotorra Argentina	<i>Myiopsitta monachus</i>	Granívora	Especialista	Exótico	Ambas temporadas
Diuca	<i>Diuca diuca</i>	Granívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Diucon	<i>Pyrope pyrope</i>	Insectívora	Especialista	Nativo	Invierno
Fio Fio	<i>Elaenia albiceps</i>	Omnívora	Generalista	Nativo	Verano
Golondrina Chilena	<i>Tachycineta leucopyga</i>	Insectívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Gorrion	<i>Passer domesticus</i>	Omnívora	Generalista	Exótico	Ambas temporadas
Jilgero	<i>Spinus barbatus</i>	Granívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Mirlo	<i>Molothrus bonariensis</i>	Omnívora	Generalista	Exótico	Ambas temporadas
Paloma	<i>Columba livia</i>	Omnívora	Generalista	Exótico	Ambas temporadas
Peuco	<i>Parabuteo unicinctus</i>	Carnívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Picaflor chico	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	Nectarívora	Especialista	Nativo	Invierno
Rara	<i>Phytotoma rara</i>	Herbívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Tenca	<i>Mimus thenca</i>	Omnívora	Generalista	Nativo	Ambas temporadas
Tijeral	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Insectívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Tiuque	<i>Milvago chimango</i>	Omnívora	Generalista	Nativo	Ambas temporadas
Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	Omnívora	Generalista	Nativo	Ambas temporadas
Tortola	<i>Zenaida auriculata</i>	Granívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Tortolita Cuyana	<i>Columbina picui</i>	Granívora	Especialista	Nativo	Ambas temporadas
Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	Omnívora	Generalista	Nativo	Ambas temporadas

Se registró un total de 5055 individuos. El 60% se observó en el periodo de la mañana y el 40% se observó en el periodo de la tarde. Esta proporción se mantuvo similar para ambas temporadas. Siendo la temporada de invierno la que registró el mayor número de observaciones con 2.613 individuos, en contraste de los 2.442 registrados en verano. (Fig. 5).

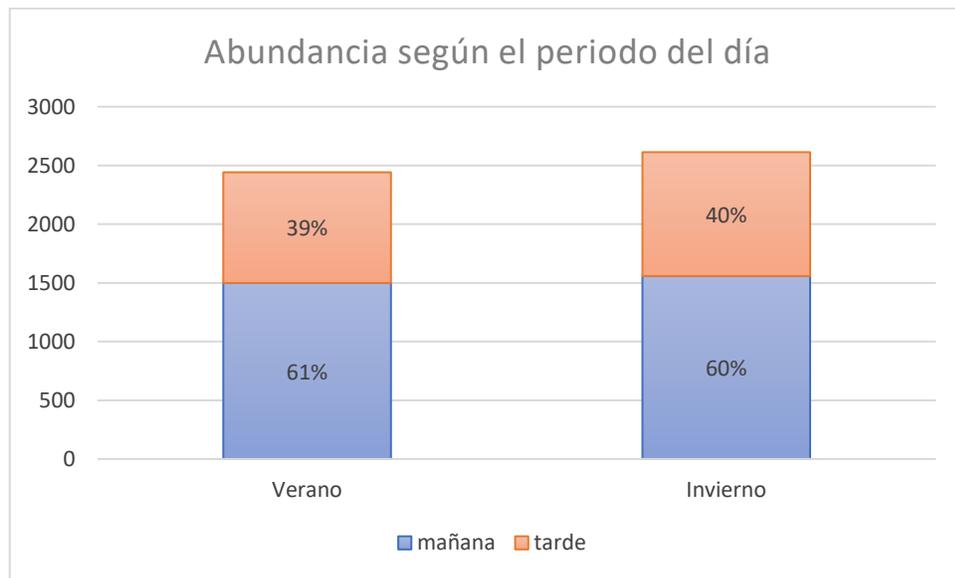


Figura 5: Porcentaje y número de individuos observados en los distintos periodos del día para cada temporada (verano e invierno).

En relación a la abundancia de aves por especie, destacan la paloma (*Columba livia*) y la tórtola (*Zenaida auriculata*) con 1298 y 1115 individuos observados, respectivamente, siendo las dos especies más abundantes de la muestra. Le siguen el zorzal (*Turdus falcklandii*) y el gorrión (*Passer domesticus*) con 741 y 707 individuos observados respectivamente. Estas 4 especies fueron las más abundantes en ambas temporadas, representando el 76% de la muestra. El 24% restante lo componen 20 especies (Fig. 6).

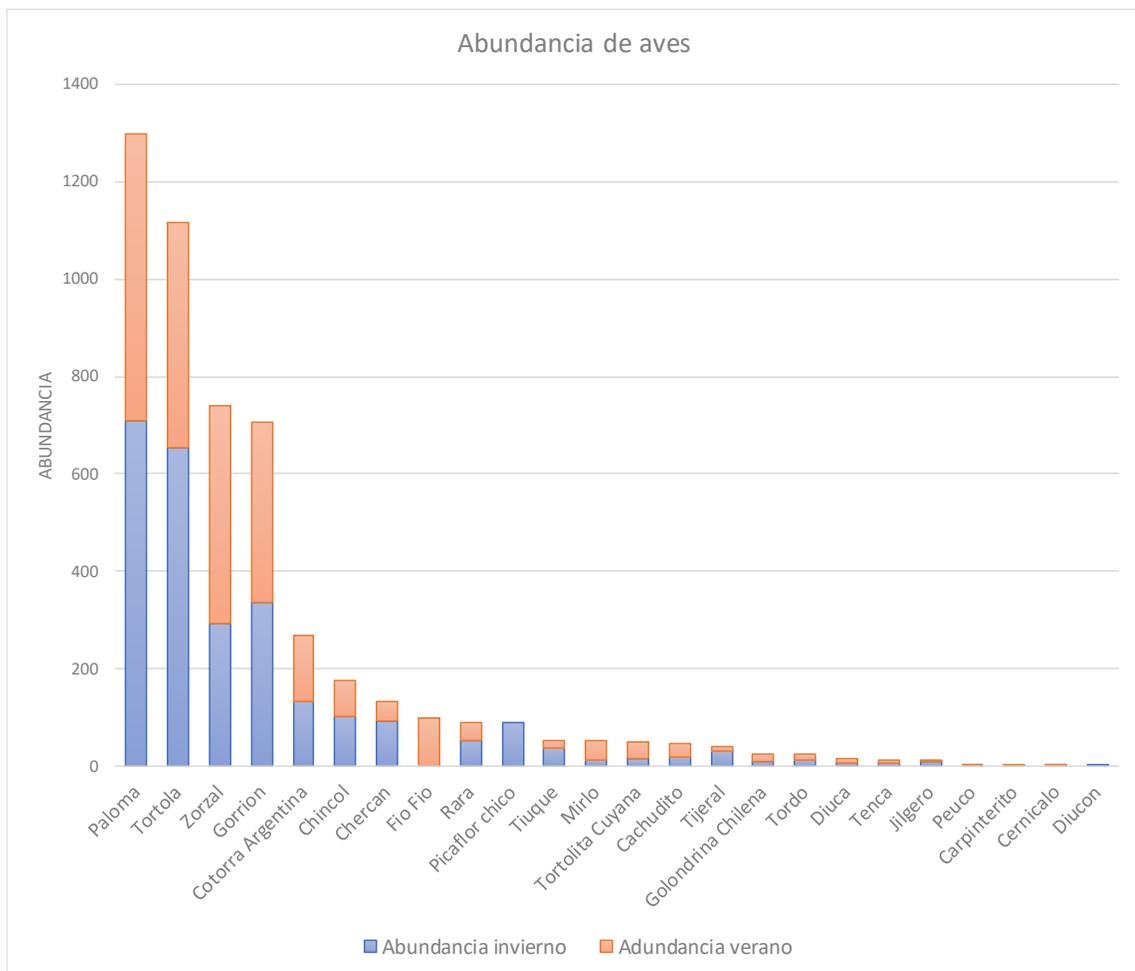


Figura 6: Abundancia de las especies censadas por temporada.

La abundancia de las especies clasificadas como generalistas (Tabla 2) fue de 3161 individuos, presentando mayor abundancia relativa en la temporada de verano. La abundancia de especialistas fue de 1894 individuos, y al contrario de las generalistas, presentaron mayor abundancia en invierno (Fig. 7).

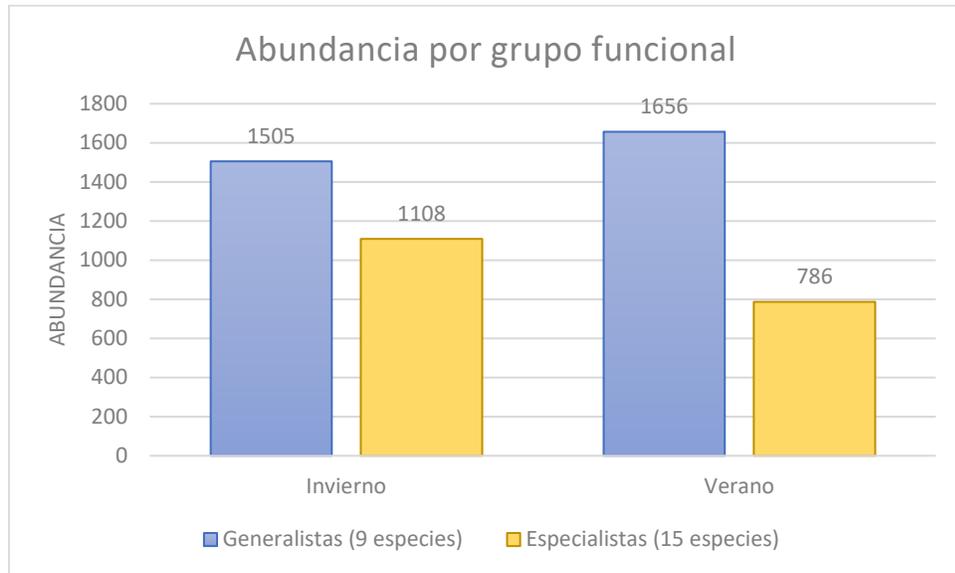


Figura 7: Comparación de la abundancia por grupo funcional.

De las 24 especies censadas, 4 de estas son exóticas (*Myiopsitta monachus*, *Passer domesticus*, *Columba livia*, *Molothrus bonariensis*), las restantes 20 especies son nativas. No se encontró ninguna especie endémica en este estudio (Tabla 2).

A pesar de la diferencia en los valores de riqueza, la abundancia entre exóticos y nativos se mantuvo en porcentajes similares, siendo un 54% de individuos de especies nativas y un 46% de especies exóticas. Al analizar por estación los porcentajes se mantuvieron en valores similares. La temporada de verano presento 53% de especies nativas y 47% de exóticas, y en la temporada de invierno un 55% para nativas y un 45% de exóticas (Fig. 8).

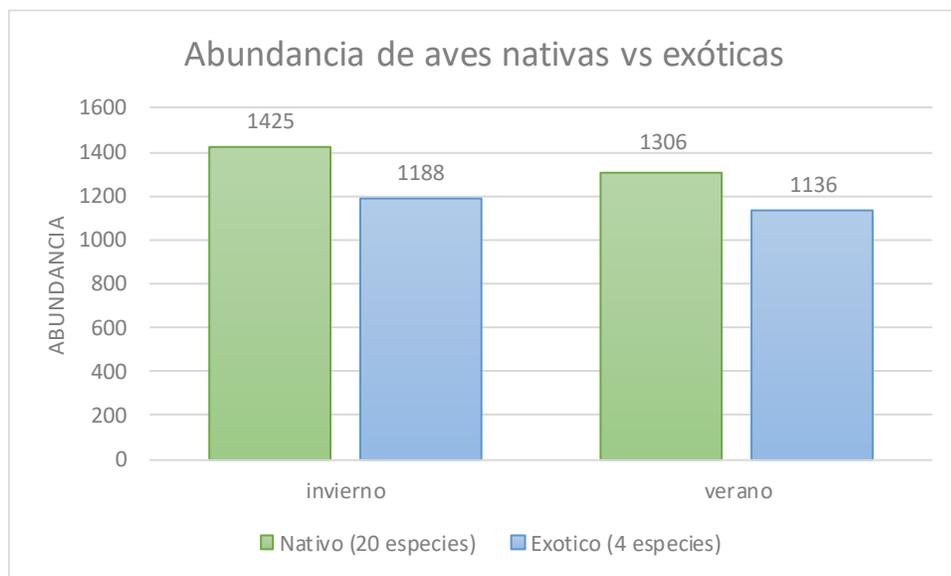


Figura 8: Comparación de la abundancia de aves nativas vs exóticas.

Uno de los datos que se recopiló en los censos, de manera adicional, fue el lugar donde se posó el ave al momento de censarla. La mayoría de las especies se encontraron en suelo natural, solo 4 especies (*Columba livia*, *Tachycineta leucopyga*, *Zenaida auriculata* y *Columbina picui*) mostraron un porcentaje mayor de encuentros en suelo artificial (Fig. 9).

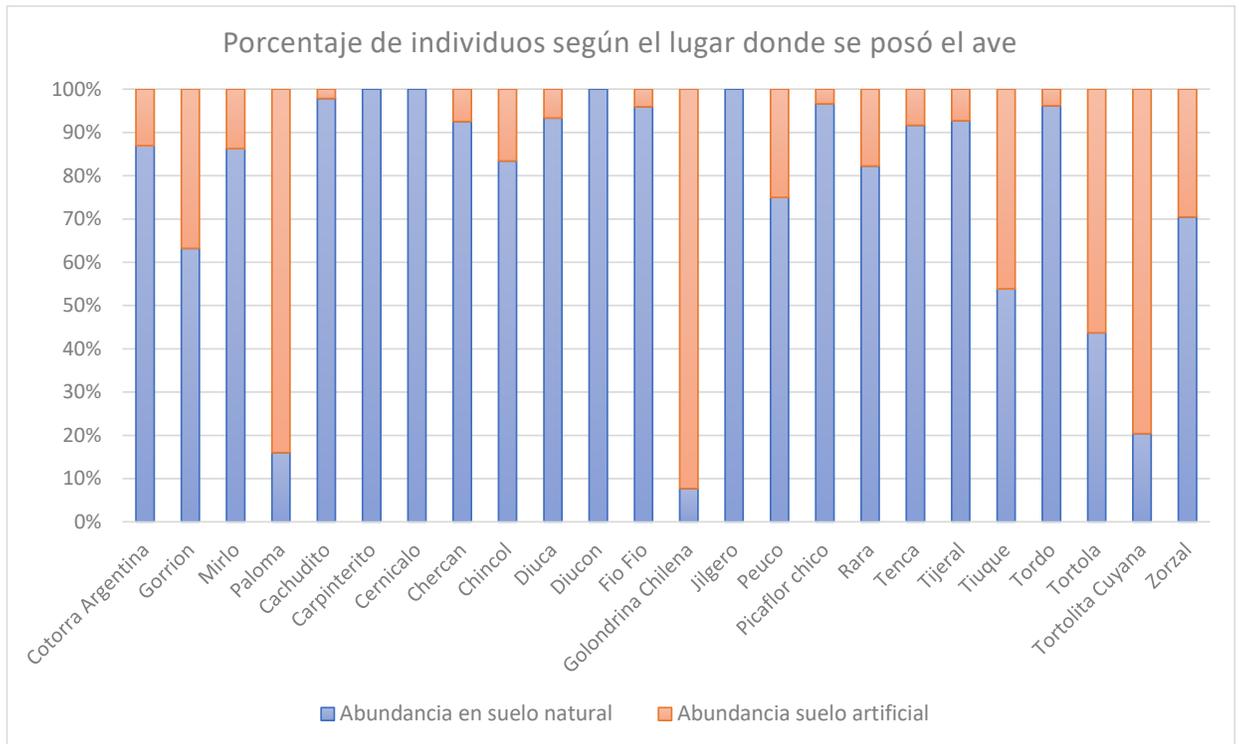


Figura 9: Porcentaje de individuos muestreados según el lugar donde se posó, para cada especie.

Con respecto a la distribución de los valores de las variables por cada punto de muestreo, se observa en el caso de la abundancia, que el promedio por punto de muestreo fue de 15,3 con una mediana de 12,5 individuos (Fig. 10). La desviación estandar de los datos fue de 11,24. El máximo de aves observadas por punto fue de 67 individuos, de los cuales 58 fueron palomas (*Columba libia*). Existen puntos de muestreo en los cuales no fue registrada ningún ave. Por otro lado, el promedio de la riqueza por punto de muestreo fue de 4,3 y la mediana de 4 especies (Fig. 10). La desviación estandar de los datos fue de 1,99. El punto con mayor riqueza presentó un valor de 11 especies. Finalmente, en el índice de diversidad de Shannon el promedio por punto de muestreo fue de 1,1 y la mediana fue de 1,2 (Fig. 10). La desviación estandar de los datos fue de 0,49. El punto con mayor diversidad presentó un valor de 2,1. Existen puntos en los cuales no se registraron individuos, y otros que presentaron una sola especie, atribuyendo un valor de 0 al índice.

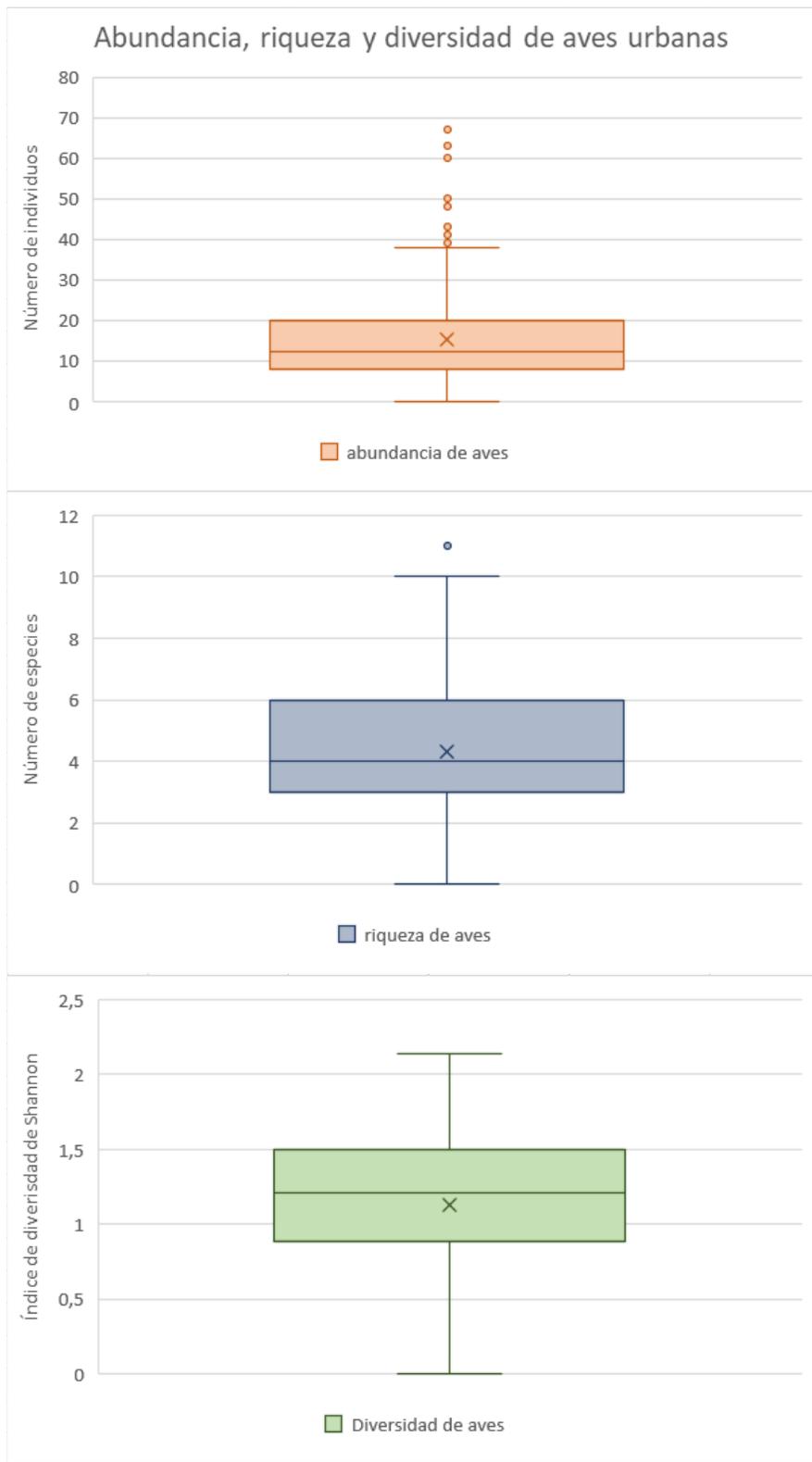


Figura 10: Distribución de los valores de abundancia, riqueza e índice de Shannon calculados para cada punto de muestreo.

## **Correlaciones entre la configuración del paisaje y las medidas de diversidad.**

### *Composición*

Existe una relación negativa entre el porcentaje de suelo construido y el índice de Shannon (Fig. 11). Esta correlación se da con mayor intensidad en las escalas intermedias (30 y 60 metros). Al analizar cómo esta relación se distribuye entre abundancia y riqueza, se observa que es la riqueza la que contribuye en mayor medida a esta relación.

El suelo desnudo presenta una asociación positiva con el índice de Shannon (Fig. 11). Esta relación se da con mayor intensidad en las escalas de 30, 60 y 120 metros. Al igual que lo observado para el suelo construido, existe una relación más intensa para la riqueza que para la abundancia.

En el caso del pasto, salvo para una muy débil relación con la biodiversidad a 480 metros, no se observa asociación a otras escalas (Fig. 11).

La cobertura siempre verde presenta una asociación positiva, pero débil, con el índice de Shannon (Fig. 11). Esta relación se da con mayor intensidad en escalas espaciales mayores (240 y 480 metros). Este mismo patrón se observa para la riqueza. En cambio, para la abundancia, se observa una relación positiva, pero sólo a escalas menores (15 y 30 metros).

Finalmente, la cobertura de vegetación decidua se asocia positivamente con el índice de Shannon (Fig. 11). Esta relación se da con mayor intensidad en las escalas intermedias (30 y 60 metros). Al analizar la relación de esta cobertura con abundancia y riqueza, se observa que es la riqueza la que contribuye en mayor medida a la relación positiva entre cobertura de vegetación decidua y biodiversidad.

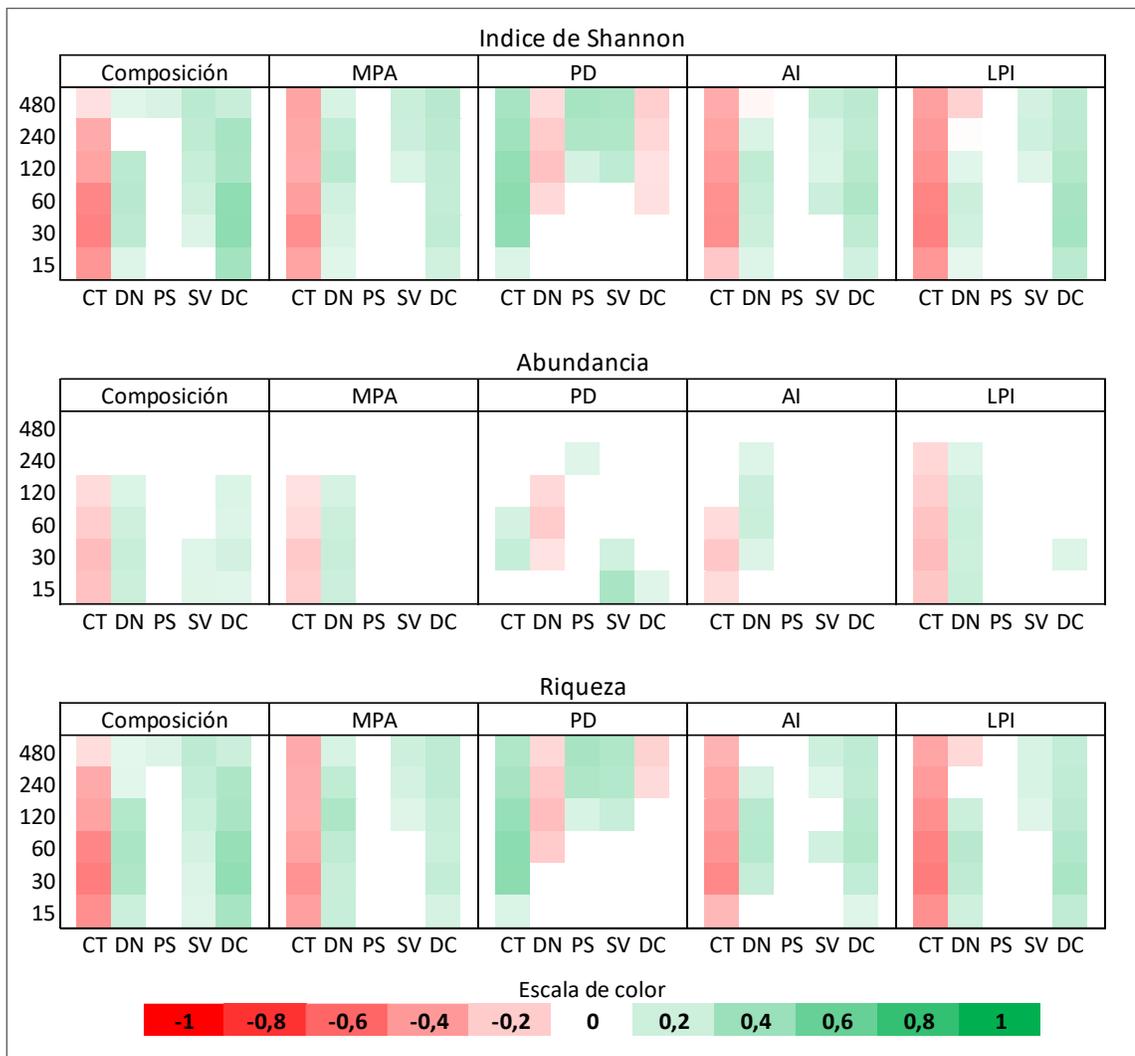


Figura 11: Gráficos de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y las medidas de diversidad (Índice de Shannon, abundancia y riqueza). El eje Y muestra la escala del radio en metros a la que se analizó el paisaje. El Eje X muestra los tipos de cobertura analizados CT: construido; DN: suelo desnudo; PS: Pasto; SV: vegetación siempre verde; DC: vegetación decidua. Cada casilla contiene el valor de r de la correlación según la escala de color de la base de la figura. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

### Configuración del paisaje

La métrica de tamaño promedio de parche (MPA) muestra una relación negativa con la biodiversidad de aves para suelo construido, y positiva para suelo desnudo, vegetación siempre verde y vegetación decidua. No existe relación entre MPA y la biodiversidad de

aves para pasto. Al igual que para la composición, las relaciones tienden a ser más intensas para la riqueza que para la abundancia de aves (Fig. 11). Para suelo construido la asociación con la biodiversidad tiende a ser más intensa en escalas menores, mientras que, para las otras coberturas, las relaciones son más intensas en escalas intermedias o mayores.

La métrica de densidad de parches (PD) muestra una relación positiva con la biodiversidad de aves para las coberturas de suelo construido, pasto y vegetación siempre verde, y negativa para suelo desnudo y vegetación decidua (Fig. 11). Estas relaciones son más intensas para la riqueza que para la abundancia. Además, las asociaciones solo se presentan a escalas mayores a 60 metros, a excepción de suelo construido, en donde existen relaciones a todas las escalas, y con mayor intensidad en escalas de entre 30 y 120 metros.

La métrica de índice de agregación (AI) muestra una relación negativa con la biodiversidad de aves para suelo construido, y positiva para suelo desnudo, vegetación siempre verde y vegetación decidua. No existe relación entre AI y la biodiversidad para pasto. Al igual que para la composición, las relaciones tienden a ser más intensas para la riqueza que para la abundancia de aves (Fig. 11). Para el suelo construido la asociación con la biodiversidad tiende a ser más intensa en escalas entre 30 y 120 metros, mientras que, para las otras coberturas, las relaciones son más intensas en escalas intermedias o mayores.

La métrica de índice del parche más grande (LPI) muestra una relación negativa con la biodiversidad de aves para suelo construido, y positiva para vegetación siempre verde y vegetación decidua. Para suelo desnudo la relación tiende a ser negativa o nula en

escalas mayores y positiva en escalas menores e intermedias. No existe relación entre LPI y la biodiversidad para pasto. Al igual que para la composición, las relaciones tienden a ser más intensas para la riqueza que para la abundancia de aves (Fig. 11). Para suelo construido la asociación con la biodiversidad tiende a ser más intensa en escalas menores, mientras que, para las otras coberturas, las relaciones son más intensas en escalas intermedias o mayores.

### **Correlaciones entre la configuración del paisaje y las medidas de diversidad por grupo funcional.**

En términos de diferencia de correlación entre aves por grupo funcional se observan respuestas parecidas en la intensidad de las relaciones (Fig. 12 y 13). Sin embargo, la abundancia muestra una clara diferencia entre ambos grupos de dieta, presentando una débil asociación en los generalistas, que contrasta con la intensa respuesta en los especialistas.

#### *Composición por grupo funcional*

Para ambos grupos funcionales se observa una correlación negativa entre el porcentaje de suelo construido y el índice de Shannon, pero con mayor intensidad en las escalas intermedias (30 y 60 metros) (Fig. 12 y 13). Esta relación se repite en la riqueza, donde la dieta especialista tiende a presentar mayores valores de correlación. Por otro lado, la abundancia responde de forma diferente para cada tipo de dieta. Con una correlación negativa para especialistas, en contraste con una correlación débilmente positiva o nula en generalistas.

Para ambos grupos funcionales se observa una correlación positiva entre el suelo desnudo y el índice de Shannon, pero con mayor intensidad en las escalas intermedias

(30, 60 y 120 metros) (Fig. 12 y 13). Tanto la abundancia y como la riqueza poseen una intensidad similar en aves especialistas. En cambio, en aves generalistas, existe una relación más intensa con la riqueza.

Al comparar entre grupos funcionales, las aves especialistas presentan una correlación positiva entre la cobertura de pasto y el índice de Shannon (Fig. 12 y 13). De igual forma se observa una relación positiva entre la riqueza de aves especialistas y la cobertura de pasto, sin embargo, en abundancia no se observa relación. En aves generalistas no se observó relación con la cobertura de pasto.

Para ambos grupos funcionales la cobertura de vegetación siempre verde tiende a presentar una relación positiva con el índice de Shannon, pero con mayor intensidad en las escalas mayores (240 y 480 metros) (Fig. 12 y 13). Tanto la abundancia como la riqueza poseen una respuesta similar en aves especialistas. En cambio, en aves generalistas, la relación con la abundancia se presenta en las escalas menores (15 y 30 metros).

Para ambos grupos funcionales la cobertura de vegetación decidua tiende a presentar una relación positiva con el índice de Shannon, pero con mayor intensidad en las escalas intermedias (30 y 60 metros) (Fig. 12 y 13). Tanto la abundancia como la riqueza poseen una respuesta similar en aves especialistas. En cambio, en aves generalistas, solo la riqueza presentó una relación con esta cobertura.



Figura 12: Gráficos de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y las medidas de diversidad (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) en aves de dieta generalista. El eje Y muestra la escala del radio en metros a la que se analizó el paisaje. El Eje X muestra los tipos de cobertura analizados CT: construido; DN: suelo desnudo; PS: Pasto; SV: vegetación siempre verde; DC: vegetación decidua. Se agruparon los gráficos según la temporalidad analizada (verano, invierno y ambas temporadas). Cada casilla contiene el valor de r de la correlación según la escala de color de la base de la figura. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

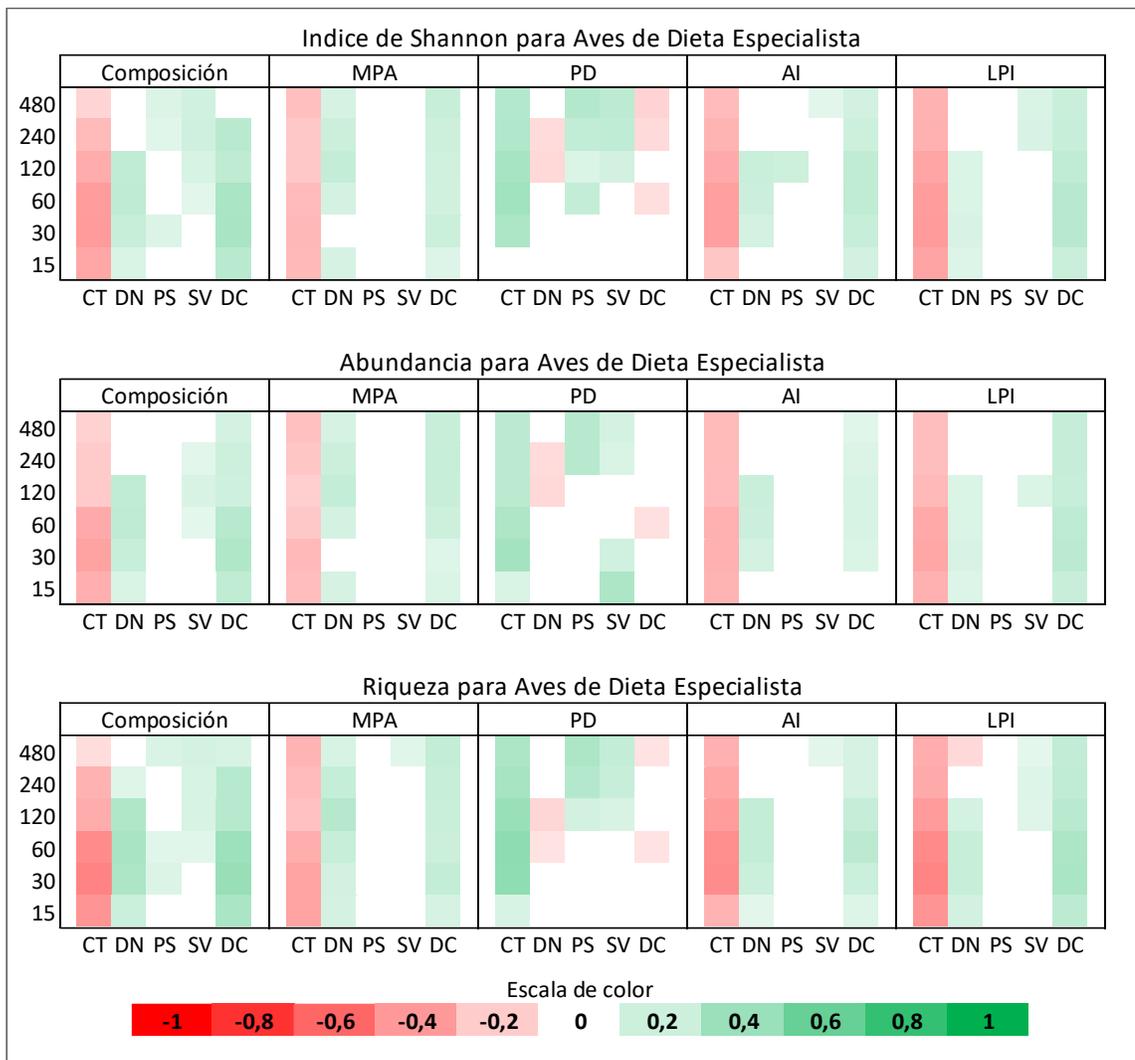


Figura 13: Gráficos de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y las medidas de diversidad (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) en aves de dieta especialista. El eje Y muestra la escala del radio en metros a la que se analizó el paisaje. El Eje X muestra los tipos de cobertura analizados CT: construido; DN: suelo desnudo; PS: Pasto; SV: vegetación siempre verde; DC: vegetación decidua. Cada casilla contiene el valor de  $r$  de la correlación según la escala de color de la base de la figura. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

### Configuración del paisaje por grupo funcional

Para ambos grupos funcionales la métrica de tamaño promedio de parche (MPA) muestra una relación negativa con la biodiversidad de aves para suelo construido, y positiva para suelo desnudo y vegetación decidua (Fig. 12 y 13). No existe relación entre

MPA y la biodiversidad para pasto. Con respecto a la cobertura de vegetación siempre verde, las aves generalistas tienden a presentar una relación positiva entre MPA y la biodiversidad, presente solo a escalas mayores (240 y 480 metros). No existe relación entre MPA y la biodiversidad para vegetación siempre verde en aves especialistas. Al igual que para composición, las relaciones en riqueza para ambos grupos funcionales muestran una intensidad similar, en cambio, en abundancia tienden a ser más intensas para las aves especialistas. La abundancia en aves generalistas solo muestra relación con las coberturas de suelo desnudo y siempre verde a escalas menores.

Para ambos grupos funcionales la métrica de densidad de parches (PD) muestra una relación positiva con la biodiversidad de aves para las coberturas de suelo construido, pasto y vegetación siempre verde, y negativa para suelo desnudo y vegetación decidua (Fig. 12 y 13). Las asociaciones solo se presentan a escalas mayores a 60 metros, a excepción de suelo construido, en donde las relaciones se dan con mayor intensidad en escalas de entre 30 y 120 metros. Las relaciones en riqueza muestran una intensidad mayor en aves generalistas, en cambio, en abundancia tienden a presentar mayor intensidad en aves especialistas. A diferencia de aves especialistas, la relación entre PD y la abundancia en aves generalistas, muestra una relación negativa con suelo construido.

La métrica de índice de agregación (AI) muestra una relación negativa con la biodiversidad de aves para suelo construido y positiva para suelo desnudo, vegetación siempre verde y vegetación decidua (Fig. 12 y 13). Se muestra una relación negativa entre AI y la biodiversidad para pasto en aves generalistas a la escala de 240 metros, en cambio, aves especialistas tienden a una relación positiva a los 120 metros. Al igual que para composición, las relaciones en riqueza para ambos grupos funcionales muestran

una intensidad similar, en cambio, en abundancia tienden a ser más intensas para las aves especialistas. La abundancia en aves generalistas solo muestra relación con las coberturas de suelo desnudo y suelo construido.

Para ambos grupos funcionales la métrica de índice del parche más grande (LPI) muestra una relación negativa con la biodiversidad de aves para suelo construido, y positiva para suelo desnudo, vegetación siempre verde y vegetación decidua (Fig. 12 y 13). No existe relación entre LPI y la biodiversidad para pasto. Al igual que para composición, las relaciones en riqueza para ambos grupos funcionales muestran una intensidad similar, en cambio, en abundancia tienden a ser más intensas para las aves especialistas. LPI muestra una relación positiva con las coberturas de suelo natural, con excepción de tres correlaciones negativas puntuales. (1) Entre la abundancia de aves generalistas y la vegetación decidua a los 480 metros. (2) Entre la riqueza de aves generalistas y el pasto a los 120 metros. (3) Entre la riqueza de aves especialistas y el suelo desnudo a los 480 metros.

### **Correlaciones entre la diversidad del paisaje y las medidas de diversidad.**

Existe una correlación positiva entre la diversidad de paisaje y el índice de diversidad de aves en todas las escalas de análisis, pero la intensidad de esta correlación se hace mayor en escalas que van entre los 30 y 60 metros (Fig. 14). Esta tendencia de correlación muestra patrones muy similares para la riqueza de aves. Si bien también existe una correlación positiva de la diversidad de paisaje con la abundancia de aves, los valores de correlación son considerablemente menores, y no se observa correlación a escalas superiores a 240 metros.

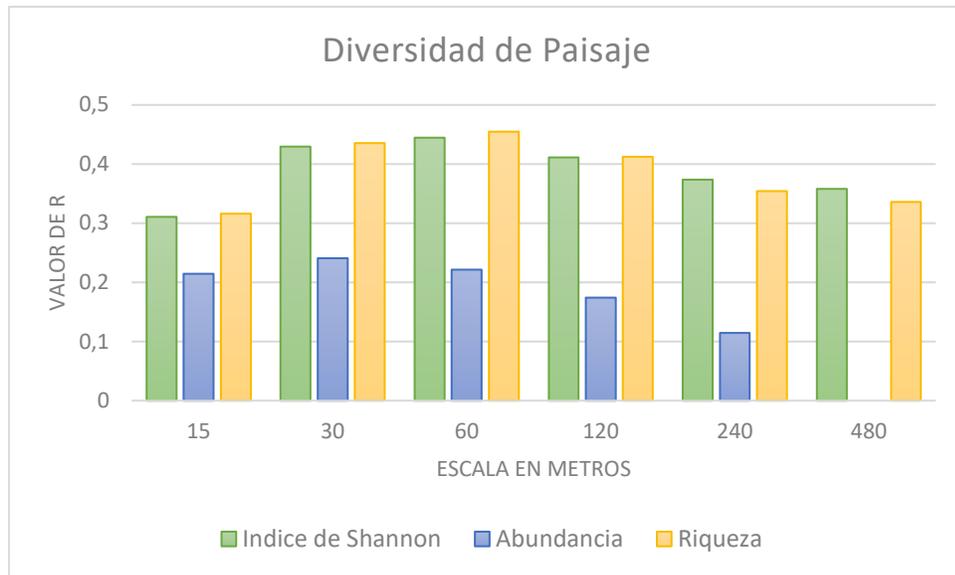


Figura 14: Correlación entre las medidas de diversidad (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) y el SDHI del paisaje a distintas escalas.

En términos de diferencia de correlación entre grupos funcionales se observan respuestas parecidas (Fig. 15 y 16). Al igual que el gráfico anterior, existe una correlación positiva entre la diversidad de paisaje y el índice de diversidad de aves en todas las escalas de análisis, pero la intensidad de esta correlación se hace mayor en escalas que van entre los 30 y 60 metros. Esta tendencia de correlación muestra patrones muy similares para riqueza de ambas dietas y en la abundancia en dieta especialista. Sin embargo, la abundancia en aves generalistas presenta correlación solo en escalas menores (15 y 30 metros), y con valores considerablemente bajos.

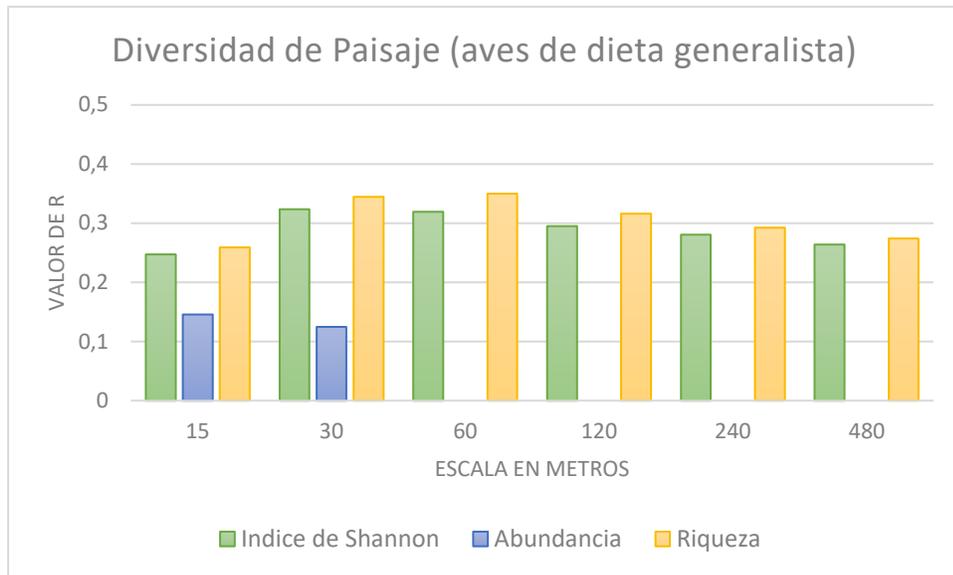


Figura 15: Correlación entre las medidas de diversidad de las aves de dieta generalista (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) y el SDHI del paisaje a distintas escalas.

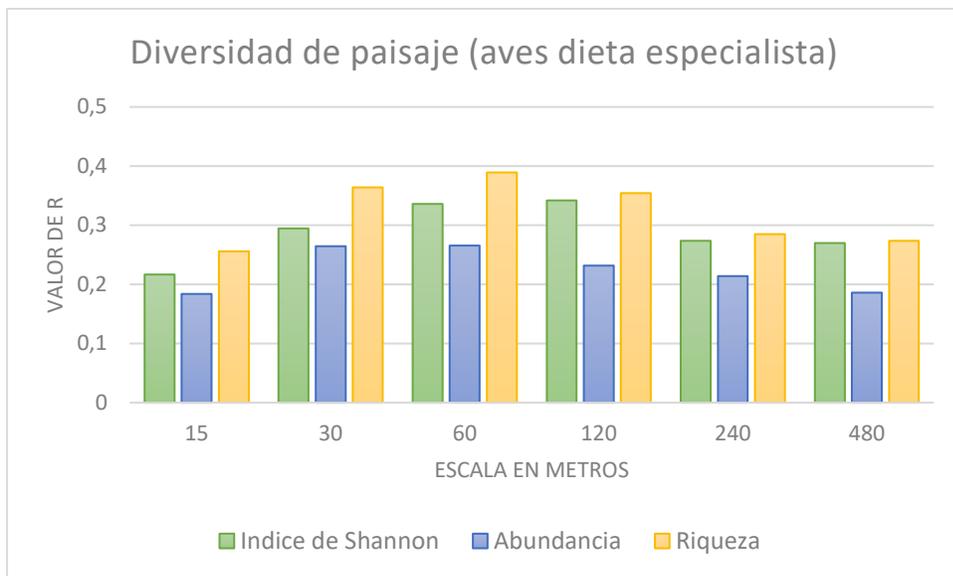


Figura 16: Correlación entre las medidas de diversidad de las aves de dieta especialista (Índice de Shannon, abundancia y riqueza) y el SDHI del paisaje a distintas escalas.

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en esta investigación sugieren que existe una relación entre la estructura del paisaje y la biodiversidad de aves en zonas residenciales de la ciudad de Santiago. Esta asociación se observa tanto para el índice de biodiversidad (índice de Shannon), como para la abundancia y riqueza, y se relaciona tanto con la composición del paisaje, como con la configuración espacial de las clases de cobertura. Sin embargo, esta relación dependerá de la escala analizada. Las escalas intermedias tendieron a presentar mayor relevancia en el análisis. Investigaciones previas han mostrado la variabilidad de respuestas dependientes del contexto en que se realice el estudio, ya sea a nivel de composición, configuración o escala (Mitchell et al., 2006; Morelli et al., 2018).

### **Composición del paisaje**

Los resultados a nivel de composición del paisaje sugieren que existe una relación significativa para 4 de los 5 tipos de cobertura. Estos serían: suelo construido, suelo desnudo, vegetación siempreverde y vegetación decidua. No así en relación al pasto, donde se observan correlaciones débiles o nulas. A continuación, se discute cada una de ellas.

#### *Suelo Construido*

Los resultados del estudio indican que existiría una relación negativa entre la presencia de suelo construido y la biodiversidad de aves en zonas residenciales. Esto podría estar relacionado con características propias de este tipo de cobertura, como la alteración que genera la impermeabilización de los suelos sobre sus funciones ecológicas, y con ello, en la biodiversidad presente (Scalenghe & Ajmone-Marsan, 2009).

El índice de Shannon nos indica que este efecto es más potente en escalas intermedias (30 y 60 metros). Al comparar los gráficos de abundancia y riqueza, vemos que es esta última la más sensible a la presencia de suelo construido. Esto puede deberse a que el suelo construido actúa como un filtro para algunas especies, disminuyendo la riqueza, pero no necesariamente la abundancia de las que pueden explotar dicho hábitat (Batáry et al., 2018). De hecho, si analizamos a nivel de grupo funcional, la abundancia en aves generalistas tiende a no ser afectada por la cobertura de suelo construido, pero su riqueza sí se ve afectada negativamente. Esto puede deberse a que ciertas especies se han adaptado de mejor manera a zonas urbanas, ya sea consumiendo restos de comida o siendo alimentados directamente por las personas, permitiendo que estas especies sean más abundantes en las ciudades, como es el caso de *Passer domesticus* y *Columba livia* (Jokimäki & Suhonen, 1998).

Por otro lado, las aves especialistas se ven afectadas negativamente tanto en términos de riqueza como en abundancia. De igual manera estudios anteriores han mostrado esta relación negativa entre aves con dieta especialista y el aumento de la urbanización (Lim & Sodhi, 2004). Esta respuesta puede deberse a la versatilidad del tipo de dieta, ya que las especies generalistas pueden explotar los recursos de un mayor número de nichos. En cambio, aves especialistas (e.g. insectívoros y carnívoros) presentan una mayor limitación en la obtención de alimento debido a la fragmentación y pérdida de las cubiertas de suelo natural (Lim & Sodhi, 2004).

### *Suelo Desnudo*

Los resultados de este estudio sugieren que el suelo desnudo tiende a tener una relación positiva con la biodiversidad de aves urbanas, en particular a escalas intermedias (30,

60 y 120 metros). Estudios desarrollados en la ciudad de Santiago sugieren que los espacios con suelo desnudo pueden presentar una riqueza y abundancia de aves similar a la que hay en parques urbanos, albergando una comunidad de especies diferente a la encontrada en plazas o en áreas residenciales (Villaseñor et al., 2020). Además, el hecho de que la relación sea más intensa a escalas intermedias podría indicar que algunas aves utilizan estos espacios como parte de su hábitat inmediato (Mayor et al., 2009). Esto además es coherente con el hecho de que la presencia de suelo desnudo se relacione de manera más intensa con la riqueza que con la abundancia de aves, y en particular que sean las especies especialistas, y no las generalistas, las que presenten mayores abundancias en sectores con suelo desnudo. Según estudios recientes (Villaseñor et al., 2020), podrían ser los grandes terrenos de suelo desnudo, quienes estén contribuyendo en esta relación.

### *Pasto*

Los resultados entre la cobertura de pasto y la biodiversidad de aves sugieren que los claros de pasto no muestran relación en el entorno inmediato, pero si toma importancia su presencia en la matriz urbana a escalas mayores (480 m) (Fig. 11). Por otro lado, los análisis a nivel de grupo funcional muestran que en aves especialistas existe una débil correlación entre las áreas de pasto y la biodiversidad (Fig. 12 y 13). Además, debido a que es la riqueza y no la abundancia de aves especialistas la que está asociada a pasto, esta contribución puede estar dada por ciertas especies con una dieta asociada a los parches de pasto. Un ejemplo es *Phytotoma rara*, quien posee una dieta herbívora, alimentándose de frutos y brotes tiernos, como los brotes de pasto o herbáceas asociadas. (Martínez-Piña & González-Cifuentes, 2017).

Sin embargo, la escasa asociación observada para la superficie de pasto también puede deberse a la poca cantidad de áreas que presentaron superficies de pasto dentro de los análisis.

#### *Vegetación siempreverde y vegetación decidua*

Este estudio sugiere que tanto la vegetación siempreverde como la vegetación decidua tienden a tener una relación positiva con la biodiversidad de aves en zonas urbanas. Varios estudios han mostrado esta relación benéfica entre la vegetación local y la riqueza y abundancia de aves en entornos urbanos (Beninde et al., 2015; Chace & Walsh, 2006; Fontana et al., 2011; Muñoz-Pacheco & Villaseñor, 2021). Los árboles y arbustos otorgan múltiples beneficios a la comunidad de aves urbanas como sitios de alimentación, descanso y anidación (Paker et al., 2014). Al analizar los resultados a nivel de escala, se observa que la asociación entre la diversidad de aves y vegetación siempre verde tiende a ser más intensa en escalas mayores (240 y 480 metros). En cambio, con la vegetación decidua la relación es más potente en escalas intermedias (30 y 60 metros). Esto es consistente ya que la presencia de cobertura de árboles y arbustos en una gran área de paisaje perturbado proporciona una mayor cantidad de hábitat adecuado para las aves (Evans et al., 2009; Fahrig, 2013). Además, el aumentar la cantidad de cobertura de vegetación es de las acciones más importantes para poder minimizar los efectos negativos de la densificación residencial en las aves urbanas (Ikin et al., 2013). Según los resultados de este estudio, la gestión a nivel de vegetación en las zonas residenciales debería priorizar las escalas intermedias (30 y 60 metros) para vegetación decidua y escalas mayores (240 y 480 metros) para vegetación siempre verde.

Con respecto a la vegetación siempre verde, al comparar los gráficos de abundancia y riqueza, esta última se presenta en más intensidad en escalas mayores (240 y 480 metros). En cambio, la abundancia muestra una correlación más intensa en escalas menores (15 y 30 metros). Una posible explicación es que ciertas especies de vegetación siempre verde tienden a congregarse mayor número de aves, como sería el caso en aves omnívoras o frugívoras al favorecerse de árboles frutales en los vecindarios (Díaz & Armesto, 2003; Lim & Sodhi, 2004; Reichard et al., 2001). De esta forma solo ciertas especies de aves se congregarían en mayor abundancia en la cercanía de árboles frutales siempre verdes, priorizando la abundancia por sobre la riqueza en los sitios con este tipo de vegetación. Esto se condice con los resultados por grupo funcional, donde aves generalistas presentaron mayor abundancia a escalas menores (15 y 30 metros), por lo que son las aves omnívoras quienes están contribuyendo en esta asociación. Cabe mencionar que, al realizar el conteo de aves en terreno, en más de una ocasión se contabilizaron bandadas de gorriones asociadas a limoneros en los jardines de los vecindarios. Para profundizar en la causa de esta asociación, se sugiere que en futuras investigaciones se realice una identificación de las especies de árboles presentes en los sitios de estudio.

Por otro lado, las aves especialistas solo mostraron relación en escalas mayores a 60 metros. Una posible explicación es el uso de la vegetación siempreverde por parte de aves especialistas, por ejemplo, árboles siempre verdes como el peumo (*Cryptocarya alba*) o el quillay (*Quillaja saponaria*) son utilizados por aves especialistas como refugio, posiblemente por el denso ramaje de estos árboles (Díaz & Armesto, 2003). De esta forma se sugiere que la vegetación siempre verde no es prioridad en el entorno inmediato, al priorizarse como sitios de descanso por las aves urbanas (Jirinec et al.,

2016; Thompson et al., 2022). En cambio, coberturas de suelo desnudo o vegetación decidua, si serían importantes en el entorno inmediato, al presentar una relación más potente en escalas menores o intermedias, posiblemente esto se deba a que son sitios de alimentación para algunas especies de dieta especializada (Villaseñor et al., 2020). Además, a mayor área, mayor será la cantidad de nichos a explotar, por lo que esta relación también podría estar dada por la variedad de dietas presentes en este grupo (Díaz & Armesto, 2003; Gutiérrez-Tapia et al., 2018).

Con respecto a la vegetación decidua, los gráficos de abundancia y riqueza presentan mayor intensidad en escalas menores e intermedias (15, 30 y 60 metros), en donde la riqueza presentó valores más altos en comparación con la abundancia. Esto sugiere que la cobertura de vegetación decidua es mayormente utilizada por las aves en el entorno inmediato (Mayor et al., 2009). Al visualizar los gráficos por grupo funcional, en aves generalistas es la riqueza la que contribuye con esta relación, en cambio en aves especialistas, la presencia de vegetación decidua es importante tanto en términos de riqueza como de abundancia.

### **Configuración del paisaje**

Los resultados muestran que existe una relación entre la configuración del paisaje y la biodiversidad de aves en zonas residenciales. De igual forma estudios anteriores han mostrado la relevancia de los efectos de la configuración del paisaje en las comunidades de aves (Mitchell et al., 2006; Pellissier et al., 2012). La respuesta entre grupos funcionales fue más intensa en aves de dieta especialistas, esto puede explicarse por una búsqueda más selectiva de los sitios de alimentación, con características que dependerán de la configuración del paisaje, generando hábitats propicios para las aves especialistas (Evans et al., 2009; Ikin et al., 2013; Lim & Sodhi, 2004). No es así con

aves generalistas, las cuales están más adaptadas a los entornos urbanos, pudiendo explotar los recursos de una mayor cantidad de nichos (Chace & Walsh, 2006; Lim & Sodhi, 2004). La respuesta de las métricas de paisaje difirió entre las coberturas analizadas, las cuales se discuten a continuación.

En relación con el tamaño promedio del parche (MPA), las coberturas de suelo desnudo, vegetación siempre verde y vegetación decidua mostraron una relación positiva con la biodiversidad de aves. Es conocido el efecto positivo del tamaño de parches de vegetación sobre la biodiversidad en las ciudades (Lim & Sodhi, 2004). Las grandes extensiones de vegetación permiten una mayor cantidad de hábitats de alimentación y reproducción para las aves (Amaya-Espinel et al., 2019). Los resultados de este estudio corroboran esta asociación al mostrar una relación positiva tanto para el MPA como para LPI (*Largest patch index*) en las coberturas de vegetación siempre verde y decidua. Con respecto al suelo desnudo, trabajos recientes mostraron la relación positiva entre los sitios baldíos (extensiones de suelo desnudo o pastizal con poca o nula intervención humana) y la biodiversidad de aves (Villaseñor et al., 2020), además de mostrar que la comunidad de aves en estos sitios puede diferir de la de parques urbanos a dietas más especializadas como dietas insectívoras o granívoras. Los resultados de MPA y LPI para suelo desnudo corroboran esta asociación positiva con la comunidad de aves y en especial con la mayor intensidad en la respuesta de aves especialistas para suelo desnudo.

Por otro lado, el MPA y LPI en la cobertura de suelo construido mostró una relación negativa con la biodiversidad de aves en zonas residenciales. El presente estudio corrobora el efecto negativo general del tamaño del parche de suelo construido sobre la biodiversidad en las ciudades (Beninde et al., 2015; Ikin et al., 2013; Morelli et al., 2018).

La fragmentación del hábitat natural, y los efectos negativos de este proceso sobre la biodiversidad son bien conocidos, restringiendo los sitios de alimentación, reproducción y descanso (Fahrig, 2003; Fontana et al., 2011; Ikin et al., 2013).

Con respecto a la fragmentación (PD) y agrupación de los parches (AI), las coberturas de vegetación mostraron diferencias. Para ambas coberturas la métrica AI mostró una relación positiva con la biodiversidad de aves, en cambio con la métrica PD la vegetación siempre verde mostró una relación positiva y la vegetación decidua una relación negativa. La fragmentación de las coberturas naturales en general produce efectos negativos en la comunidad de aves (Amaya-Espinel et al., 2019; Fahrig, 2003), sin embargo, estos resultados sugieren que una mayor fragmentación o número de parches de vegetación siempre verde, se correlaciona positivamente con la biodiversidad de aves en zonas residenciales. De la misma forma la cobertura de pasto se relacionó positivamente con PD. Como se mencionó anteriormente, esta relación puede estar dada por ser sitios de alimentación para especies de dieta herbívora o granívora, ya que la intensidad de esta relación fue mayor en aves de dieta especialista.

Al igual que la vegetación decidua, la cobertura de suelo desnudo presentó una relación positiva con AI y una relación negativa con PD. Estos resultados corroboran estudios anteriores donde se destacan los efectos negativos de la fragmentación en la comunidad de aves, y la importancia de la disminución del aislamiento entre parches, pudiendo así formar corredores naturales para las aves (Amaya-Espinel et al., 2019; Evans et al., 2009; Fahrig, 2003; Fernández-Juricic & Jokimäki, 2001; Fontana et al., 2011)

El suelo construido y la biodiversidad de aves mostró una relación negativa con AI y positiva con PD. Una mayor fragmentación del suelo construido y un mayor aislamiento

entre parches permite una mejor conectividad con los tipos de cobertura natural (suelo desnudo, pasto, vegetación siempre verde y decidua), permitiendo mitigar los efectos de la urbanización sobre la comunidad de aves (Jokimäki & Suhonen, 1998; Marzluff & Ewing, 2008; Pellissier et al., 2012).

### **Diversidad del paisaje**

Los resultados obtenidos sugieren que la diversidad del paisaje posee una relación positiva con la biodiversidad de aves en zonas residenciales. Es común el pensar que los efectos de la urbanización del paisaje sobre la biodiversidad son inherentemente negativos. Sin embargo, varios trabajos han resaltado la importancia de la escala y la dependencia del contexto de estas relaciones (Carrasco et al., 2018; Morelli et al., 2013; Padilla & Sutherland, 2022; Stein et al., 2014). El gráfico 14 muestra que las aves sí responden a la escala de manera diferencial. La relevancia de estos resultados recae en su utilidad para la planificación urbana de paisajes heterogéneos, destacando que las escalas de 60 y 30 metros requieren mayor prioridad.

Además, los gráficos 15 y 16 muestran una clara diferencia en la respuesta de la abundancia según el grupo funcional. Aves generalistas no se ven mayormente influenciadas por la heterogeneidad del paisaje. Una posible explicación para ello es que debido a la versatilidad de su dieta y a la presencia de especies sinantrópicas dentro del grupo, puedan explotar los recursos de la ciudad independientemente de la diversidad del paisaje (Chace & Walsh, 2006; Lim & Sodhi, 2004). En cambio, aves especialistas sí responden significativamente a la heterogeneidad. Una mayor diversidad de paisajes proporciona más variedad de hábitats y recursos disponibles, otorgando así una mayor cantidad de nichos a explotar para una comunidad de aves más diversa (Padilla & Sutherland, 2022).

### **Consideraciones del estudio**

Dentro de los aspectos a destacar en este estudio, son las limitaciones al generar las capas de cobertura a través de imágenes satelitales. Como es el caso de la cobertura de pasto, la cual no representa toda la cantidad de pasto en la ciudad de Santiago, solo clasificó parches de pasto descubierto, debido a que las imágenes satelitales se ven imposibilitadas de cuantificar el pasto bajo una cobertura arbórea o artificial, debido al solapamiento de coberturas.

Dentro de las consideraciones para estudios posteriores, es importante destacar las coberturas que no fueron analizadas y podrían tener un efecto importante en la diversidad de aves en las zonas residenciales. Como podría ser la cobertura de agua presente en la ciudad. Además, para profundizar más en la relación entre la vegetación y las aves en zonas residenciales, el clasificar las especies árboles y arbustos dentro de los 15 metros de radio en los que se realizan los censos, ayudaría a generar un análisis más fino para las correlaciones presentes en escalas menores.

## CONCLUSIÓN

Los resultados de este estudio aportan al conocimiento sobre la biodiversidad urbana, dando cuenta cómo la composición y configuración del paisaje urbano influye en la riqueza y abundancia de aves en zonas residenciales, proporcionando información clave para mejorar la gestión y planificación de los paisajes urbanos.

Con base a los resultados de este estudio, se sugieren priorizar las acciones de gestión en las siguientes coberturas de suelo para promover la biodiversidad de aves en zonas residenciales.

1. Las áreas de vegetación contribuyen de forma significativa en la diversidad de aves en áreas residenciales. Se sugiere priorizar la vegetación arbustiva o arbórea, poniendo énfasis en la configuración y escala en la que se dispone cada tipo de vegetación.
2. Incorporar la vegetación siempre verde, poniendo énfasis en escalas mayores (240 y 480 metros), con una configuración que priorice parches de gran tamaño, una mayor densidad de parches, los cuales estén preferentemente agrupados.
3. Incorporar la vegetación decidua, poniendo énfasis en escalas intermedias (30, 60 y 120 metros), con una configuración que priorice parches de gran tamaño, una menor densidad de parches, los cuales estén preferentemente agrupados.
4. Incorporar la cobertura de suelo desnudo, poniendo énfasis en escalas intermedias (30, 60 y 120 metros), con una configuración que priorice parches de gran tamaño, y que se encuentren agrupados.
5. Evitar la generación de grandes parches de suelo construido, priorizando diseños que se asemejen a una red de parches poco agrupados.

6. Priorizar un paisaje heterogéneo donde estén presentes distintos tipos de cobertura, con énfasis en las escalas de 30 y 60 metros.

## BIBLIOGRAFÍA

- Amaya-Espinel, J. D., Hostetler, M., Henríquez, C., & Bonacic, C. (2019). The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103578. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2019.05.009>
- Aronson, M. F. J., la Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., Macgregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780). <https://doi.org/10.1098/RSPB.2013.3330>
- Banks-Leite, C., Ewers, R. M., Kapos, V., Martensen, A. C., & Metzger, J. P. (2011). Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 706–714. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2011.01966.X>
- Batáry, P., Kurucz, K., Suarez-Rubio, M., & Chamberlain, D. E. (2018). Non-linearities in bird responses across urbanization gradients: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 24(3), 1046–1054. <https://doi.org/10.1111/GCB.13964>
- Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18(6), 581–592. <https://doi.org/10.1111/ELE.12427>
- Benito, J. F., Escobar, M. A. H., Villaseñor, N. R., Benito, J. F., Escobar, M. A. H., & 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. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382019000200114>
- Bibby, C. J. , Burgess, N. D. , Hillis, D. M. , Hill, D. A. , & Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques*.
- Biodiversity Hotspots*. (n.d.). Retrieved September 13, 2022, from <https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>
- Carrasco, L., Norton, L., Henrys, P., Siriwardena, G. M., Rhodes, C. J., Rowland, C., & Morton, D. (2018). Habitat diversity and structure regulate British bird richness: Implications of non-linear relationships for conservation. *Biological Conservation*, 226, 256–263. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2018.08.010>

- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46–69. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2004.08.007>
- Clucas, B., Marzluff, J. M., Kübler, S., & Meffert, P. (2011). New Directions in Urban Avian Ecology: Reciprocal Connections between Birds and Humans in Cities. *Perspectives in Urban Ecology*, 167–195. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-17731-6\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-642-17731-6_6)
- Clucas, B., Rabotyagov, S., & Marzluff, J. M. (2015). How much is that birdie in my backyard? A cross-continental economic valuation of native urban songbirds. *Urban Ecosystems*, 18(1), 251–266. <https://doi.org/10.1007/S11252-014-0392-X>
- Couve, E. , Vidal, C. F. , & Ruiz, J. (2016). *Aves de Chile, sus islas oceánicas y península antártica*. (FS Editorial).
- Díaz, I., & Armesto, J. (2003). La conservación de las aves silvestres en ambientes urbanos de Santiago. *Ambiente y Desarrollo*, 19(2), 31–38.
- Díaz, S. M., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Butchart, S., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K. L. J., Subramanian, S., Midgley, G., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., ... Zayas, C. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services* (IPBES). [www.ipbes.net](http://www.ipbes.net)
- Evans, K. L., Newson, S. E., & Gaston, K. J. (2009). Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*, 151(1), 19–39. <https://doi.org/10.1111/J.1474-919X.2008.00898.X>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.34.011802.132419>
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1649–1663. <https://doi.org/10.1111/JBI.12130>
- Fernández, I. (2022). Dime la vegetación que tienes y te diré de que comuna eres: La injusta distribución de la vegetación en Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 82. <http://ojs.uc.cl/index.php/RGNG/article/view/18427>
- Fernández, I., & Morales, N. (2019). One-class land-cover classification using MaxEnt: The effect of modelling parameterization on classification accuracy. *PeerJ*, 2019(5), e7016. <https://doi.org/10.7717/PEERJ.7016/SUPP-4>

- Fernández-Juricic, E., & Jokimäki, J. (2001). A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity & Conservation* 2001 10:12, 10(12), 2023–2043. <https://doi.org/10.1023/A:1013133308987>
- Fontana, S., Sattler, T., Bontadina, F., & Moretti, M. (2011). How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning*, 101(3), 278–285. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2011.02.033>
- Francisco, V., & de la Cueva, H. (2017). Nuevas perspectivas en la diversidad funcional de ambientes marinos. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(2), 261–275. <https://doi.org/10.3856/VOL45-ISSUE2-FULLTEXT-3>
- Frazier, A., & Kedron, P. (2017). Landscape Metrics: Past Progress and Future Directions. *Current Landscape Ecology Reports* 2017 2:3, 2(3), 63–72. <https://doi.org/10.1007/S40823-017-0026-0>
- Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2007). Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters*, 3(4), 390–394. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149>
- Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2013). Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. *Ecological Economics*, 86, 258–273. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2012.07.016>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1150195>
- Gutiérrez-Tapia, P., Azócar, M. I., Castro, S. A., Gutiérrez-Tapia, P., Azócar, M. I., & Castro, S. 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(1). <https://doi.org/10.1186/S40693-018-0073-X>
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., & Wardle, D. A. (2005). EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. *Ecological Monographs*, 75(1), 3–35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Ikin, K., Beaty, R. M., Lindenmayer, D. B., Knight, E., Fischer, J., & Manning, A. D. (2013). Pocket parks in a compact city: How do birds respond to increasing

residential density? *Landscape Ecology*, 28(1), 45–56.  
<https://doi.org/10.1007/S10980-012-9811-7>

INE. (2019). *División Político-administrativa y censal*.

Isaksson, C. (2018). Impact of Urbanization on Birds. In *Birds Species* (pp. 235–257).  
<http://www.springer.com/series/15408>

Jirinec, V., Varian, C. P., Smith, C. J., & Leu, M. (2016). Mismatch between diurnal home ranges and roosting areas in the Wood Thrush (*Hylocichla mustelina*): Possible role of habitat and breeding stage. *The Auk*, 133(1), 1–12.  
<https://doi.org/10.1642/AUK-15-76.1>

Jokimäki, J., & Suhonen, J. (1998). Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning*, 39(4), 253–263.  
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00089-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00089-3)

Lim, H. C., & Sodhi, N. S. (2004). Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 199–215.  
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00111-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00111-7)

Lindsay, A. R., Gillum, S. S., & Meyer, M. W. (2002). Influence of lakeshore development on breeding bird communities in a mixed northern forest. *Biological Conservation*, 107(1), 1–11. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00260-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00260-9)

Martínez-Piña, D. E. , & González-Cifuentes, G. E. (2017). *Aves de Chile. Guía de campo y breve historia natural*. (Ediciones del Naturalista, Ed.).

Marzluff, J. M., & Ewing, K. (2008). Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*, 739–755. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003280.x>

Mayor, S. J., Schneider, D. C., Schaefer, J. A., & Mahoney, S. P. (2009). Habitat selection at multiple scales. *Ecoscience*, 16(2), 238–247.  
<https://doi.org/10.2980/16-2-3238>

McKinney, M. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260.  
<https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2005.09.005>

McKinney, Michael. (2008). Do humans homogenize or differentiate biotas? It depends. *Journal of Biogeography*, 35(11), 1960–1961. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2699.2008.02011.X>

- McPhearson, T., Pickett, S. T. A., Grimm, N. B., Niemelä, J., Alberti, M., Elmqvist, T., Weber, C., Haase, D., Breuste, J., & Qureshi, S. (2016). Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. *BioScience*, *66*(3), 198–212. <https://doi.org/10.1093/BIOSCI/BIW002>
- Methorst, J., Bonn, A., Marselle, M., Böhning-Gaese, K., & Rehdanz, K. (2021). Species richness is positively related to mental health – A study for Germany. *Landscape and Urban Planning*, *211*, 104084. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2021.104084>
- Mitchell, M. S., Rutzmoser, S. H., Wigley, T. B., Loehle, C., Gerwin, J. A., Keyser, P. D., Lancia, R. A., Perry, R. W., Reynolds, C. J., Thill, R. E., Weih, R., White, D., & Wood, P. B. (2006). Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. *Forest Ecology and Management*, *221*(1–3), 155–169. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2005.09.023>
- Morelli, F., Benedetti, Y., & Šímová, P. (2018). Landscape metrics as indicators of avian diversity and community measures. *Ecological Indicators*, *90*, 132–141. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.03.011>
- Morelli, F., Pruscini, F., Santolini, R., Perna, P., Benedetti, Y., & Sisti, D. (2013). Landscape heterogeneity metrics as indicators of bird diversity: Determining the optimal spatial scales in different landscapes. *Ecological Indicators*, *34*, 372–379. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2013.05.021>
- Muñoz-Pacheco, C. B., & Villaseñor, N. R. (2021). Avian species richness in cities: A review of the Spanish-language literature from the Southern Cone of South America. *Urban Ecosystems*, *25*(2), 601–616. <https://doi.org/10.1007/S11252-021-01180-W/TABLES/2>
- Padilla, B. J., & Sutherland, C. (2022). Drivers of Avian Diversity and Abundance Across Gradients of Human Influence. *Landscape Ecology*, *37*(4), 969–981. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-704605/v1>
- Paker, Y., Yom-Tov, Y., Alon-Mozes, T., & Barnea, A. (2014). The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning*, *122*, 186–195. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2013.10.005>
- Pellissier, V., Cohen, M., Boulay, A., & Clergeau, P. (2012). Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. *Landscape and Urban Planning*, *104*(2), 181–188. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2011.10.011>

- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Boone, C. G., Groffman, P. M., Irwin, E., Kaushal, S. S., Marshall, V., McGrath, B. P., Nilon, C. H., Pouyat, R. v., Szlavetz, K., Troy, A., & Warren, P. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 331–362. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2010.08.022>
- Reichard, S. H., Chalker-Scott, L., & Buchanan, S. (2001). Interactions among non-native plants and birds. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, 179–223. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9\\_9](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_9)
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 2009 461:7263, 461(7263), 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Rupprecht, C. D. D., Byrne, J. A., Garden, J. G., & Hero, J. M. (2015). Informal urban green space: A trilingual systematic review of its role for biodiversity and trends in the literature. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 883–908. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2015.08.009>
- Savard, J. P. L., Clergeau, P., & Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48(3–4), 131–142. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00037-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00037-2)
- Scalenghe, R., & Ajmone-Marsan, F. (2009). The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90(1–2), 1–10. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2008.10.011>
- Schindler, S., von Wehrden, H., Poirazidis, K., Wrška, T., & Kati, V. (2013). Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecological Indicators*, 31, 41–48. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2012.04.012>
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(40), 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Shoffner, A., Wilson, A. M., Tang, W., & Gagné, S. A. (2018). The relative effects of forest amount, forest configuration, and urban matrix quality on forest breeding birds. *Scientific Reports* 2018 8:1, 8(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/S41598-018-35276-9>

- Sirakaya, A., Cliquet, A., & Harris, J. (2018). Ecosystem services in cities: Towards the international legal protection of ecosystem services in urban environments. *Ecosystem Services*, 29, 205–212. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2017.01.001>
- Snep, R. P., Kooijmans, J. L., Kwak, R. G., Foppen, R. P., Parsons, H., Awasthy, M., Sierdsema, H. L., Marzluff, J. M., Fernandez-Juricic, E., de Laet, J., & van Heezik, Y. M. (2016). Urban bird conservation: presenting stakeholder-specific arguments for the development of bird-friendly cities. *Urban Ecosystems*, 19(4), 1535–1550. <https://doi.org/10.1007/S11252-015-0442-Z>
- Sol, D., Bartomeus, I., González-Lagos, C., & Pavoine, S. (2017). Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. *Ecology Letters*, 20(6), 721–729. <https://doi.org/10.1111/ELE.12769>
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., & Ludwig, C. (2015). The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration: <Http://Dx.Doi.Org.Uchile.Idm.Oclc.Org/10.1177/2053019614564785>, 2(1), 81–98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>
- Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17(7), 866–880. <https://doi.org/10.1111/ELE.12277>
- Thompson, M. E., Salicetti-Nelson, E., & Donnelly, M. A. (2022). ¿DÓNDE DUERMEN LAS AVES? OBSERVACIONES DE AVES DESCANSANDO EN EL SOTOBOSQUE DE LAS TIERRAS BAJAS DE COSTA RICA. *Ornitología Neotropical*, 33(1), 53–57. <https://doi.org/10.5281/zenodo.57>
- Villaseñor, N. R., Chiang, L. A., Hernández, H. J., & Escobar, M. A. H. (2020). Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 49, 126632. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2020.126632>
- Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, 125, 209–221. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2014.01.018>
- Xu, X., Xie, Y., Qi, K., Luo, Z., & Wang, X. (2018). Detecting the response of bird communities and biodiversity to habitat loss and fragmentation due to urbanization. *Science of The Total Environment*, 624, 1561–1576. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.12.143>

Zinia, N. J., & McShane, P. (2021). Urban ecosystems and ecosystem services in megacity Dhaka: mapping and inventory analysis. *Urban Ecosystems*, 24(5), 915–928. <https://doi.org/10.1007/S11252-020-01076-1>

## ANEXOS

En las figuras A1-A7 se muestran los mapas de las 7 comunas censadas con sus respectivos sitios y puntos de muestreo.

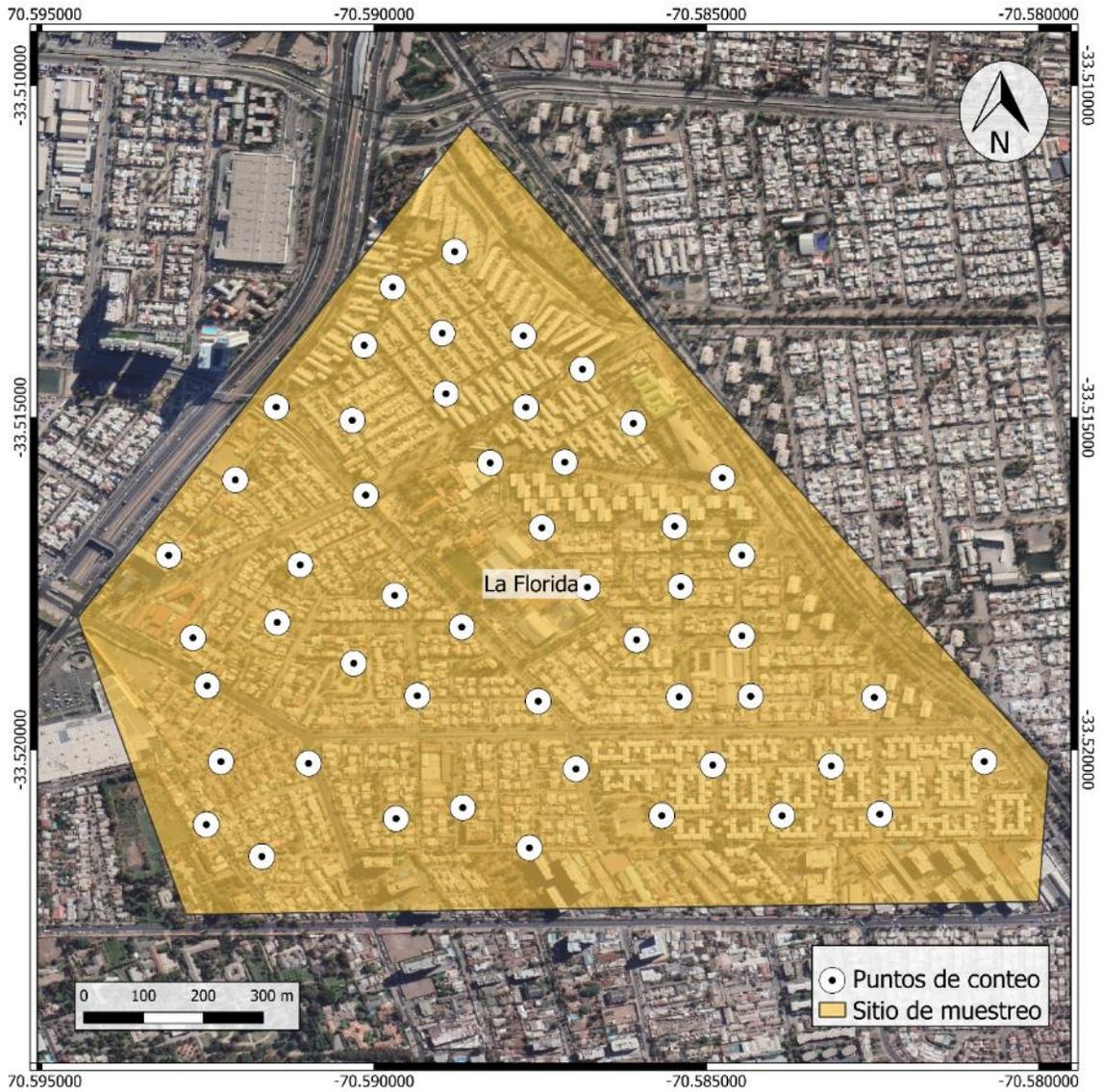


Figura A 1: Mapa del sitio de muestreo de la comuna de La Florida. Limitando con las calles “Avenida Walker Martines” al sur, “Avenida la Florida” al noreste, y “Avenida Vespucio Sur” al noroeste.

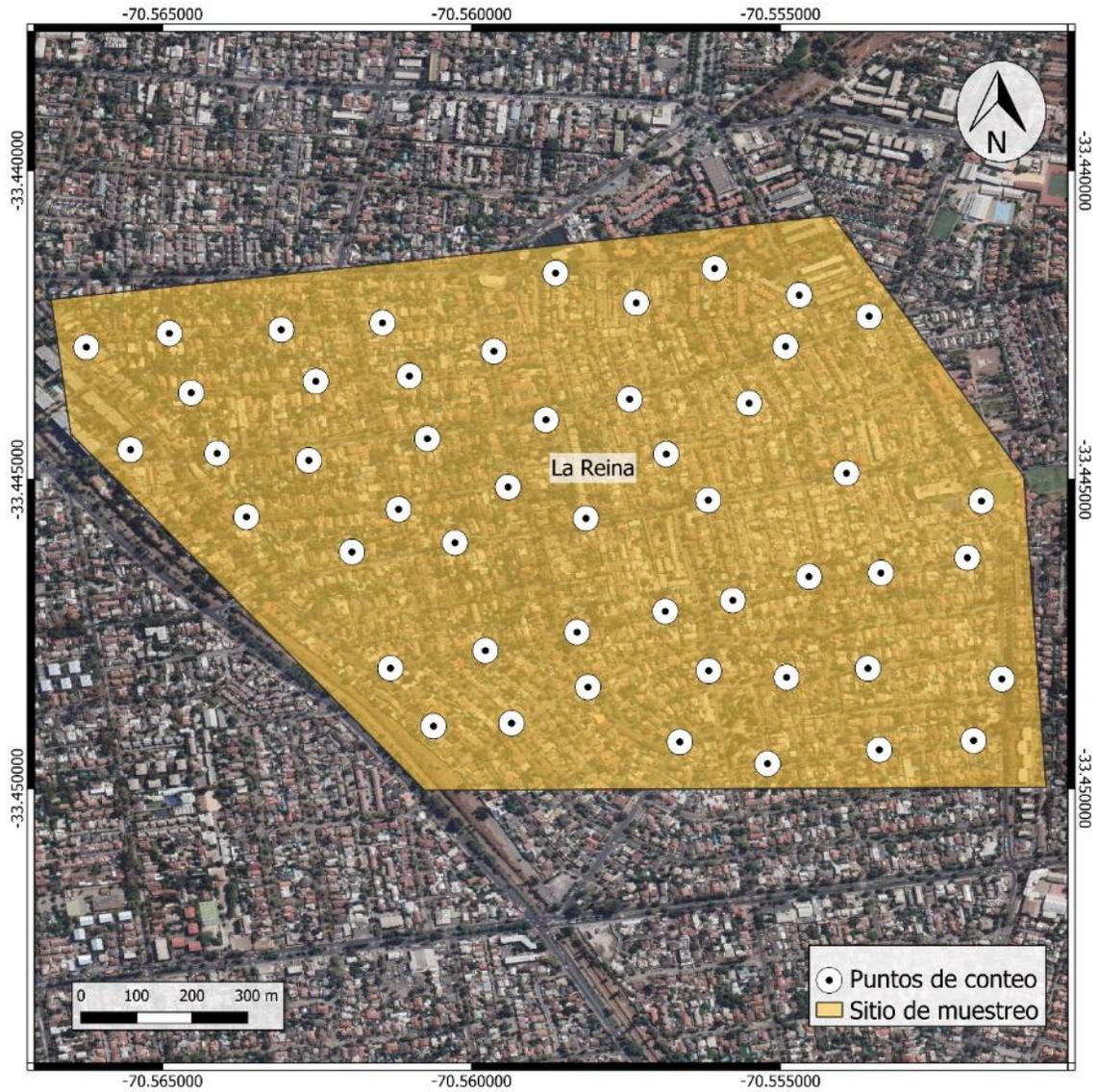


Figura A 2: Mapa del sitio de muestreo de la comuna de La Reina. Limitado con las calles “La Cañada” al norte, “Avenida Tobalaba” al oeste, “Avenida alcalde Fernando Castillo Velasco” al sur y “Vicente Pérez Rosales” al este.

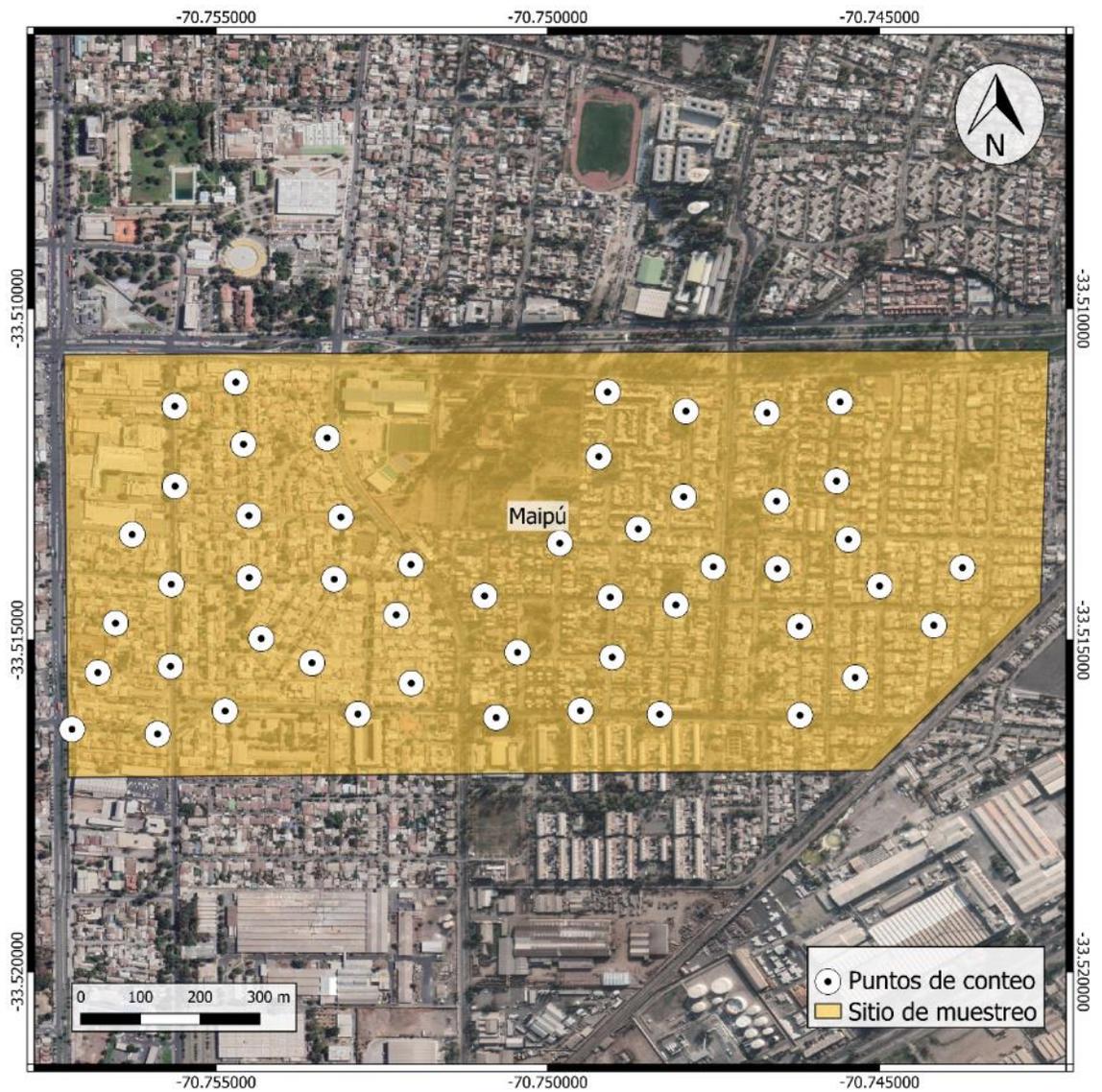
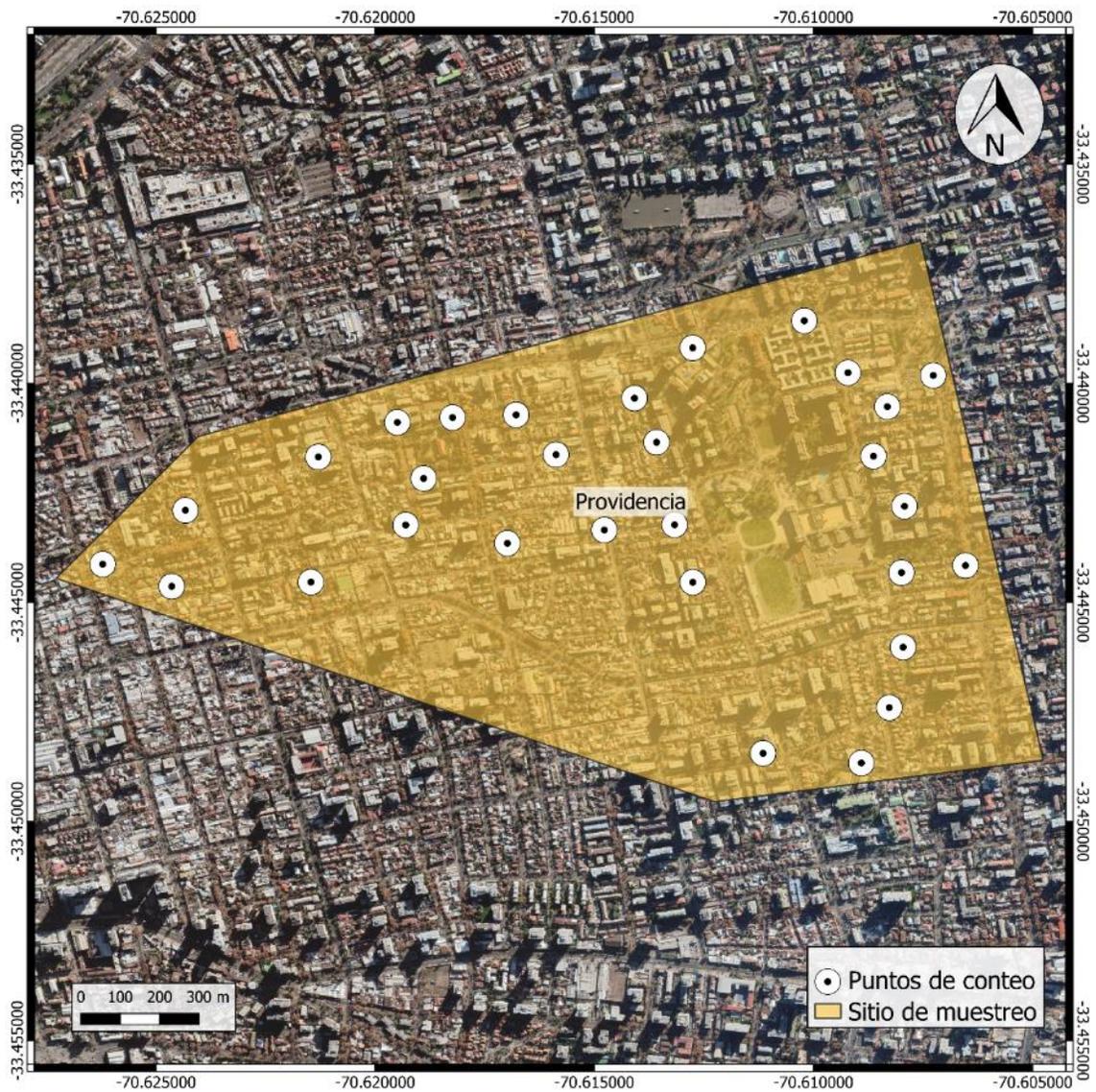


Figura A 3: Mapa del sitio de muestreo de la comuna de Maipú. Limitando con las calles “Avenida Esquina Blanca” al norte, “Avenida Los Pajaritos” al oeste, “Cuatro Álamos” al sur y “Avenida del Ferrocarril” al este.



Figura A 4: Mapa del sitio de muestreo de la comuna de Ñuñoa. Limitando con las calles “Avenida Grecia” al norte, “San Eugenio” al oeste, “Doctor Guillermo Mann” al sur y “Avenida Maratón” al este.



*Figura A 5: Mapa del sitio de muestreo de la comuna de Providencia. Limitando con las calles “Avenida Francisco Bilbao” al norte, “Avenida Condell” al oeste, “Avenida Sucre” al sur y “Avenida Pedro de Valdivia” al este.*

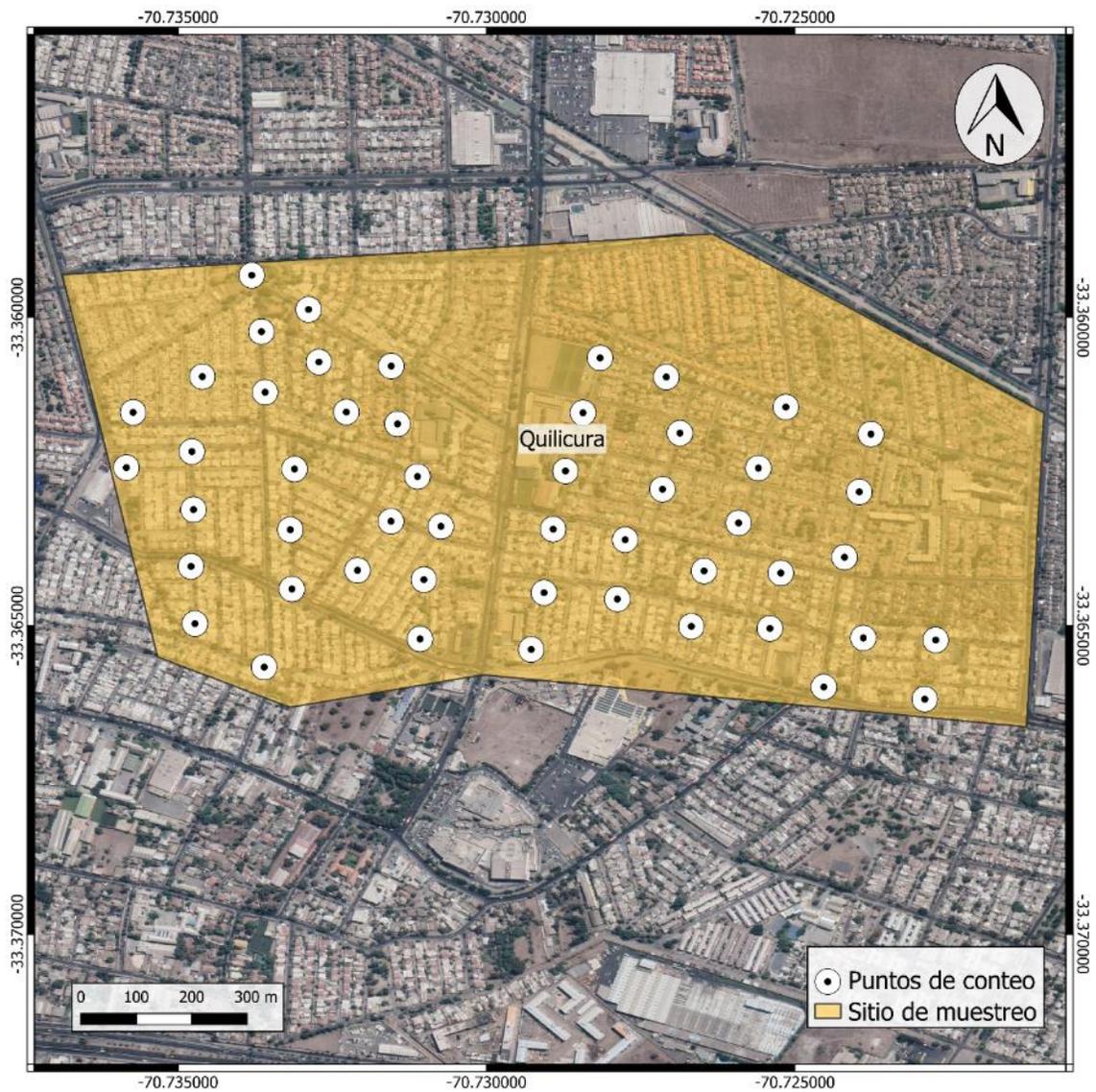


Figura A 6: Mapa del sitio de muestreo de la comuna de Quilicura. Limitando con las calles “Lo Bascuñán” al norte, “Avenida Santa Luisa” al oeste, “Manuel Antonio Matta” al sur y “Lo Cruzat” al este.

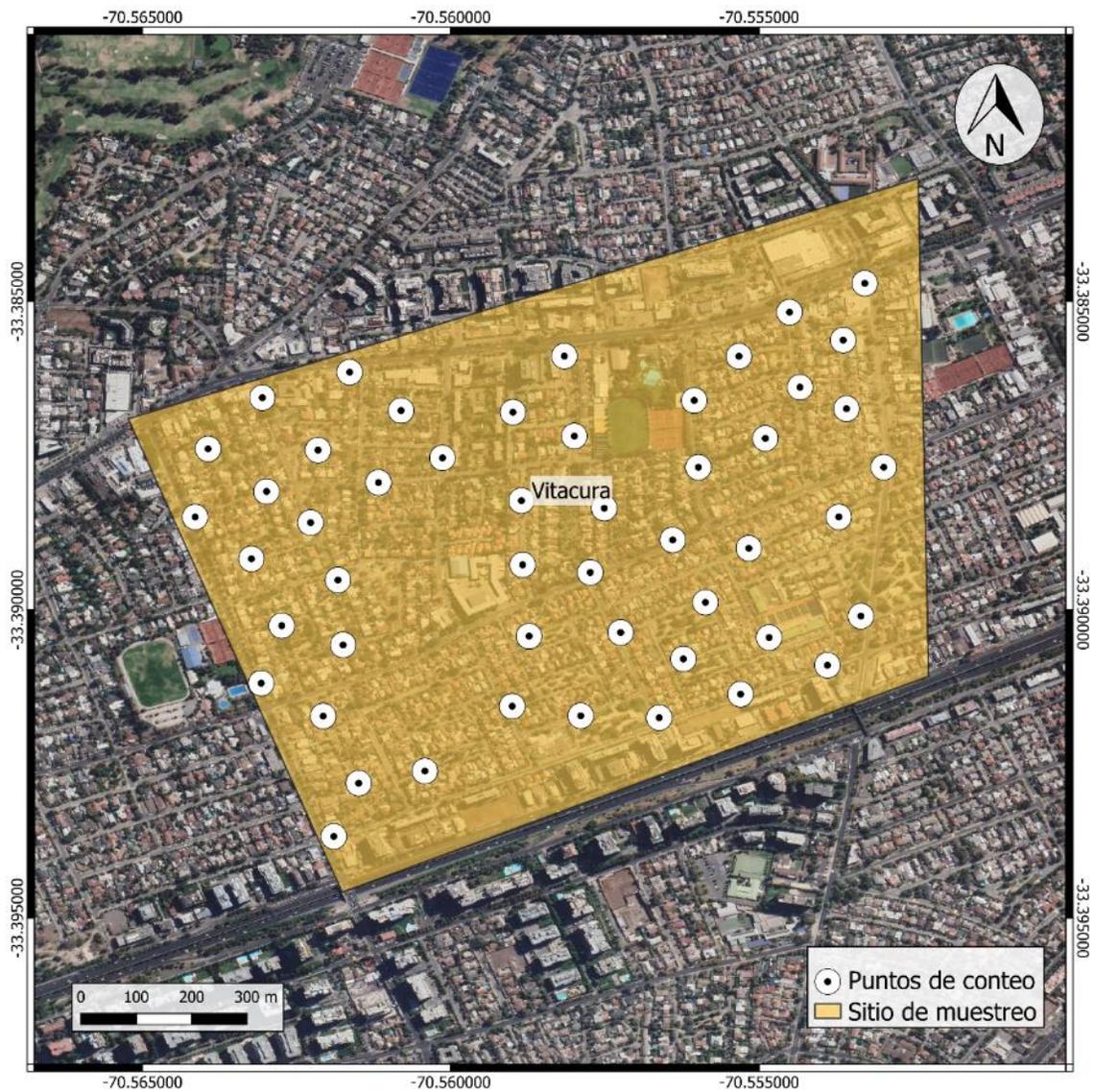


Figura A 7: Mapa del sitio de muestreo de la comuna de Vitacura. Limitando con las calles “Avenida Vitacura” al norte, “Gerónimo de Alderete” al oeste, “Avenida presidente Kennedy” al este.

En las Tablas A1–A9, se muestran los valores de correlaciones usadas para generar los gráficos 11, 12 y 13.

Tabla A 1: Tabla de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y el Índice de Shannon. La 1° columna muestra la escala del radio en metros del paisaje. La 1° Fila muestra la composición y métricas de paisaje. C1: construido; C2: suelo desnudo; C3: Pasto; C4: vegetación siempre verde; C5: vegetación decidua. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

Índice de Shannon (ambas temporadas)					
<b>C1</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m	-0,407884172	-0,358385244	0,14199277	-0,219438241	-0,40765578
30m	-0,492673109	-0,442996142	0,43457349	-0,442399877	-0,495708552
60m	-0,472179535	-0,380159178	0,453284541	-0,431083442	-0,479801023
120m	-0,357956117	-0,328017551	0,427409859	-0,390800529	-0,430283554
240m	-0,333144432	-0,339909737	0,372145596	-0,360693928	-0,397341559
480m	-0,118737506	-0,355530784	0,347797271	-0,328067323	-0,369137824
<b>C2</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m	0,134554454	0,122419867		0,136580575	0,101432295
30m	0,262883712	0,155562291		0,203006779	0,186425218
60m	0,27956454	0,180794514	-0,14613704	0,227288725	0,202856836
120m	0,272021976	0,277258174	-0,239352722	0,246036938	0,122501231
240m		0,243761773	-0,201751658	0,152937219	-0,009276576
480m	0,124619841	0,164096622	-0,139408847	-0,032899779	-0,176185558
<b>C3</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m					
30m					
60m					
120m			0,172110001		
240m			0,317413823		
480m	0,153335913		0,350128124		
<b>C4</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m					
30m	0,140325198				
60m	0,194617103			0,204426235	
120m	0,223761003	0,146722078	0,255516256	0,148732102	0,127097674
240m	0,257896352	0,205346024	0,313655421	0,160785439	0,193327316
480m	0,272659763	0,215212873	0,332833668	0,222513405	0,178391246
<b>C5</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m	0,363870433	0,188710121		0,182411611	0,273740988
30m	0,444347172	0,252258349		0,253889257	0,353102042
60m	0,439809841	0,238424001	-0,118411756	0,320935152	0,344811354
120m	0,337262817	0,241544778	-0,117560535	0,286149191	0,298207276
240m	0,348455004	0,270520518	-0,156203142	0,25730446	0,267988131
480m	0,216626217	0,280314254	-0,189574626	0,266850683	0,259535805

Tabla A 2: Tabla de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y la abundancia. La 1° columna muestra la escala del radio en metros del paisaje. La 1° Fila muestra la composición y métricas de paisaje.

C1: construido; C2: suelo desnudo; C3: Pasto; C4: vegetación siempre verde; C5: vegetación decidua. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

<b>Abundancia (ambas temporadas)</b>					
<b>C1</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m	-0,241648112	-0,191450346		-0,133787645	-0,223034219
30m	-0,259780537	-0,209958146	0,227607704	-0,21953547	-0,258871144
60m	-0,195142858	-0,141160965	0,168685352	-0,139558794	-0,234817881
120m	-0,137769797	-0,115204231			-0,189482721
240m					-0,153411505
480m					
<b>C2</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m	0,206269106	0,205247766			0,214133181
30m	0,216570785	0,219131503	-0,110450221	0,140982907	0,200260207
60m	0,194796163	0,206163177	-0,201240602	0,214459694	0,210500063
120m	0,14580574	0,166215139	-0,148360638	0,204761046	0,19190088
240m				0,135087154	0,133641805
480m					
<b>C3</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m					
30m					
60m					
120m					
240m			0,128286018		
480m					
<b>C4</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m	0,132569771		0,339614742		
30m	0,131277255		0,187863547		
60m					
120m					
240m					
480m					
<b>C5</b>	<b>Composición</b>	<b>MPA</b>	<b>PD</b>	<b>AI</b>	<b>LPI</b>
15m	0,12249665		0,127284755		
30m	0,178478702				0,137872424
60m	0,136100224				
120m	0,146063923				
240m					
480m					

Tabla A 3: Tabla de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y la riqueza. La 1° columna muestra la escala del radio en metros del paisaje. La 1° Fila muestra la composición y métricas de paisaje. C1:

construido; C2: suelo desnudo; C3: Pasto; C4: vegetación siempre verde; C5: vegetación decidua. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

Riqueza (ambas temporadas)					
C1	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	-0,438510779	-0,375111057	0,146183444	-0,276799985	-0,432132064
30m	-0,50848412	-0,426823641	0,454898849	-0,4649077	-0,509823476
60m	-0,470797602	-0,358413354	0,45140723	-0,419006253	-0,489389338
120m	-0,362976354	-0,318139839	0,410900964	-0,380087394	-0,437320104
240m	-0,331121496	-0,32257758	0,344948491	-0,341707744	-0,391999308
480m	-0,131362373	-0,331120535	0,313453847	-0,299719671	-0,349910558
C2	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,209018612	0,222762254			0,195176654
30m	0,321317335	0,217735151		0,229730064	0,254861204
60m	0,333553039	0,258508397	-0,202000482	0,290329412	0,282113877
120m	0,301880186	0,326361098	-0,256381727	0,289645049	0,203076891
240m	0,116741861	0,252818987	-0,211084748	0,167848568	
480m	0,109534591	0,164219169	-0,154741636		-0,14919856
C3	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m					
60m					
120m			0,164147347		
240m			0,316756956		
480m	0,140970802		0,343052119		
C4	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,128910378				
30m	0,14267148				
60m	0,175782273			0,187900986	
120m	0,208025496	0,133290408	0,224502667		0,128835502
240m	0,231856132	0,172325592	0,294411007	0,130952455	0,159558139
480m	0,26248413	0,198368644	0,308702037	0,196613516	0,160668921
C5	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,346914212	0,165783229		0,127270744	0,251885366
30m	0,429546942	0,237868926		0,243985101	0,335281285
60m	0,411653521	0,210063631		0,300762813	0,305972361
120m	0,338580952	0,22463361		0,286829493	0,269719833
240m	0,324558836	0,256254043	-0,143763577	0,249620966	0,249577291
480m	0,20321776	0,25766547	-0,176378351	0,255470996	0,238796117

Tabla A 4: Tabla de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y el Índice de Shannon para aves generalistas. La 1° columna muestra la escala del radio en metros del paisaje. La 1° Fila muestra la composición y métricas de paisaje. C1: construido; C2: suelo desnudo; C3: Pasto; C4: vegetación siempre

verde; C5: vegetación decidua. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

Indice de Shannon "Generalistas" (ambas temporadas)					
C1	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	-0,283554298	-0,243753926		-0,159041438	-0,284763648
30m	-0,331510492	-0,313140192	0,287041902	-0,30195358	-0,33331154
60m	-0,305486169	-0,257017393	0,282310882	-0,245132409	-0,315496536
120m	-0,238941031	-0,274577247	0,277284467	-0,241249578	-0,308165769
240m	-0,228207513	-0,258902301	0,231808586	-0,224162597	-0,308938576
480m		-0,251651001	0,207933693	-0,201574064	-0,251873044
C2	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m		0,126483164			
30m	0,169221221	0,122311589		0,128112523	0,140143864
60m	0,173821227	0,127109527	-0,152607027	0,162764525	0,178881203
120m	0,168883973	0,216496602	-0,240847245	0,189317958	
240m		0,192059014	-0,239142667	0,15270998	
480m	0,109677861	0,113423496	-0,179460455		
C3	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m					
60m					
120m					
240m			0,226364481	-0,116083791	
480m			0,218564812		
C4	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,112506181				
30m	0,152839491				
60m	0,14637126				
120m	0,168917981		0,192516072	0,13472429	
240m	0,215867025	0,199643284	0,251048139	0,169040785	0,142472065
480m	0,250852461	0,20768899	0,258005448	0,224113358	0,135439367
C5	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,23740145	0,111306913			0,153206296
30m	0,297638294	0,143877132		0,181682381	0,217693338
60m	0,292374488	0,144627053		0,227199114	0,188961705
120m	0,260705939	0,152261428		0,237689791	0,170733495
240m	0,233008319	0,202507216	-0,152505307	0,227448465	0,171382816
480m	0,156270781	0,194674601	-0,17044109	0,23279973	0,16977191

Tabla A 5: Tabla de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y la abundancia en aves generalistas. La 1° columna muestra la escala del radio en metros del paisaje. La 1° Fila muestra la composición y métricas de paisaje. C1: construido; C2: suelo desnudo; C3: Pasto; C4: vegetación siempre

verde; C5: vegetación decidua. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

Abundancia "Generalista" (ambas temporadas)					
C1	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m					
60m					
120m					
240m			-0,120175118		
480m	0,140444147		-0,148527087	0,135100361	
C2	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,155985319	0,203851305			0,171826209
30m	0,117969761	0,187200148	-0,127059295	0,110979344	0,155453329
60m		0,166433652	-0,195579596	0,148978286	0,163052028
120m			-0,122762849	0,152884489	0,187850093
240m					0,161221034
480m			-0,110085916	0,137896103	0,139762673
C3	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m					
60m					
120m					
240m					
480m					
C4	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,127530226	0,251611967			0,307299472
30m	0,111245258	0,212790263			0,196361713
60m					
120m					
240m					
480m					
C5	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m			0,115091767		
30m					
60m					
120m					
240m					
480m					-0,118785536

Tabla A 6: Tabla de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y la riqueza en aves generalistas. La 1° columna muestra la escala del radio en metros del paisaje. La 1° Fila muestra la composición y métricas

de paisaje. C1: construido; C2: suelo desnudo; C3: Pasto; C4: vegetación siempre verde; C5: vegetación decidua. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

Riqueza "Generalista" (ambas temporadas)					
C1	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	-0,291154491	-0,248597459		-0,151447976	-0,283999854
30m	-0,340124587	-0,334284947	0,293986392	-0,302829828	-0,348859895
60m	-0,310300939	-0,268156842	0,284014094	-0,234458194	-0,334528298
120m	-0,267447269	-0,278632635	0,263505311	-0,228512213	-0,321575772
240m	-0,236944906	-0,260840127	0,204648594	-0,203339437	-0,307734545
480m		-0,246147033	0,178849178	-0,175550168	-0,248825682
C2	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,129209525	0,18699974			0,135370672
30m	0,197350472	0,175189276		0,16464301	0,186385303
60m	0,200396542	0,19437954	-0,224776835	0,233544477	0,234919002
120m	0,174090515	0,238662376	-0,260083671	0,237458434	0,159197794
240m		0,182539169	-0,242490123	0,178189037	
480m			-0,212973941		
C3	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m					
60m					
120m					-0,141673946
240m			0,213128811		
480m			0,226385669		
C4	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,14363777				
30m	0,176182248				
60m	0,169122155			0,17756081	
120m	0,182281098		0,207676129		
240m	0,216794326	0,188097414	0,259336986	0,155530053	0,125374982
480m	0,25956845	0,205057872	0,264919294	0,209042051	0,154958686
C5	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,226766738		0,119625677		0,143390692
30m	0,288891329	0,145413664		0,184558134	0,205254557
60m	0,281178723	0,133339972		0,219060107	0,166477141
120m	0,267512466	0,151320802		0,236946103	0,157576901
240m	0,239534097	0,189510822	-0,149542348	0,240905957	0,156480202
480m	0,176517731	0,181082791	-0,176497019	0,253198396	0,143958696

Tabla A 7: Tabla de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y el índice de Shannon en aves especialistas. La 1° columna muestra la escala del radio en metros del paisaje. La 1° Fila muestra la composición y métricas de paisaje. C1: construido; C2: suelo desnudo; C3: Pasto; C4: vegetación siempre

verde; C5: vegetación decidua. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

Indice de Shannon "Especialistas" (ambas temporadas)					
C1	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	-0,346118464	-0,273067419		-0,220148272	-0,356285256
30m	-0,391845351	-0,277066429	0,328352876	-0,373232975	-0,388544049
60m	-0,386604653	-0,264913385	0,36901919	-0,374106473	-0,384247965
120m	-0,323624015	-0,211868922	0,346640678	-0,33186525	-0,351650291
240m	-0,267676014	-0,21414615	0,30594043	-0,292709974	-0,304809869
480m	-0,166837774	-0,248465664	0,295008152	-0,264876495	-0,30151795
C2	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,152449488	0,167323607			0,133495679
30m	0,223720603			0,174409213	0,15333629
60m	0,257336258	0,169682109		0,205482923	0,145912403
120m	0,246498496	0,238396685	-0,150643597	0,213164831	0,145531584
240m		0,202547562	-0,139078661		
480m		0,164902437			
C3	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m	0,140724881				
60m			0,232923212		
120m			0,14881663	0,196585445	
240m	0,119148313		0,244730194		
480m	0,144393914		0,29569924		
C4	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m					
60m	0,117339732				
120m	0,164381324		0,180160482		
240m	0,190461262		0,251278755		0,154166105
480m	0,185285846		0,264232457	0,115795228	0,150617492
C5	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,278192857	0,134122677		0,177534485	0,214581856
30m	0,34000376	0,211691126		0,223490868	0,278751405
60m	0,336717534	0,184105574	-0,129087786	0,253161316	0,284572963
120m	0,257268063	0,189024384		0,247202808	0,249616172
240m	0,27508423	0,201038014	-0,142384452	0,198612148	0,220095689
480m		0,222091483	-0,169379906	0,180142722	0,213046593

Tabla A 8: Tabla de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y la abundancia en aves especialistas. La 1° columna muestra la escala del radio en metros del paisaje. La 1° Fila muestra la composición y métricas de paisaje. C1: construido; C2: suelo desnudo; C3: Pasto; C4: vegetación siempre

verde; C5: vegetación decidua. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

Abundancia "Especialistas" (ambas temporadas)					
C1	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	-0,313516574	-0,258596524	0,151997303	-0,290635838	-0,30272497
30m	-0,364339575	-0,270888373	0,360429907	-0,307595726	-0,347386304
60m	-0,33119474	-0,212873223	0,320682581	-0,308490032	-0,335837829
120m	-0,206522107	-0,188463986	0,267461203	-0,263241907	-0,27130175
240m	-0,207077258	-0,220108779	0,267080804	-0,266712733	-0,25301836
480m	-0,176210242	-0,245419922	0,26989629	-0,268396048	-0,251360353
C2	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,152449488	0,167323607			0,133495679
30m	0,223720603			0,174409213	0,15333629
60m	0,257336258	0,169682109		0,205482923	0,145912403
120m	0,246498496	0,238396685	-0,150643597	0,213164831	0,145531584
240m		0,202547562	-0,139078661		
480m		0,164902437			
C3	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m					
60m					
120m					
240m			0,285638324		
480m			0,289967302		
C4	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m			0,324829995		
30m			0,184537538		
60m	0,110053485				
120m	0,155407549				0,148799771
240m	0,117203643		0,15122194		
480m			0,168956811		
C5	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,25279589	0,148131514			0,218007323
30m	0,31267638	0,129728983		0,148913495	0,265898296
60m	0,283311284	0,197018662	-0,118470045	0,159496756	0,256363058
120m	0,192676004	0,218907331		0,163127386	0,223807017
240m	0,200834831	0,224562558		0,144310313	0,230011275
480m	0,170148198	0,216474905		0,12404475	0,230639241

Tabla A 9: Tabla de correlación de Pearson entre las métricas de paisaje y la riqueza en aves especialistas. La 1° columna muestra la escala del radio en metros del paisaje. La 1° Fila muestra la composición y métricas

de paisaje. C1: construido; C2: suelo desnudo; C3: Pasto; C4: vegetación siempre verde; C5: vegetación decidua. Sólo se muestran resultados estadísticamente significativos con valor de  $p < 0.05$ .

Riqueza "Especialistas" (ambas temporadas)					
C1	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	-0,418969234	-0,359786624	0,160604344	-0,295804237	-0,416718389
30m	-0,483472554	-0,36012945	0,442167357	-0,449671174	-0,477402148
60m	-0,45196322	-0,314165177	0,44600152	-0,441314717	-0,458594433
120m	-0,322027706	-0,240822952	0,401318165	-0,385493106	-0,388592696
240m	-0,300353216	-0,264491005	0,352419162	-0,348533518	-0,330068668
480m	-0,130379297	-0,291731245	0,326907213	-0,308333002	-0,318861844
C2	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,208669934	0,175037604		0,114224747	0,179198028
30m	0,321979492	0,179346313		0,208147067	0,227421711
60m	0,338426922	0,225685984	-0,10807289	0,239192082	0,224945017
120m	0,313108448	0,291235118	-0,16078038	0,234445995	0,171204598
240m	0,131715653	0,227803275			
480m		0,161508249			-0,148837846
C3	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m	0,144158948				
60m	0,121046513				
120m			0,178282208		
240m			0,296562756		
480m	0,151507403		0,32906471		
C4	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m					
30m					
60m	0,118852237				
120m	0,157386477		0,155545288		0,129075928
240m	0,162645991		0,221468359		0,134241701
480m	0,170889142	0,120816438	0,238782	0,114315511	0,108280183
C5	Composición	MPA	PD	AI	LPI
15m	0,334799906	0,167601632		0,138758712	0,259489262
30m	0,406949522	0,238542209		0,211461243	0,335957376
60m	0,385949008	0,206449017	-0,111617572	0,269218835	0,326695692
120m	0,283484615	0,212587877		0,2304846	0,277847549
240m	0,287575558	0,226690863		0,168081238	0,247101492
480m	0,155201676	0,236812579	-0,112883813	0,16579382	0,241824969