

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**RELACIÓN ENTRE LA COMUNIDAD DE AVES Y VARIABLES DEL
HÁBITAT LOCAL Y DEL PAISAJE EN SANTIAGO, REGIÓN
METROPOLITANA**

JOAQUÍN FRANCISCO FONCEA ARANEDA

Santiago, Chile

2020

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**RELACIÓN ENTRE LA COMUNIDAD DE AVES Y VARIABLES DEL
HÁBITAT LOCAL Y DEL PAISAJE EN SANTIAGO, REGIÓN
METROPOLITANA**

**RELATIONSHIP BETWEEN THE BIRD COMMUNITY AND LOCAL
HABITAT AND LANDSCAPE VARIABLES IN SANTIAGO,
METROPOLITAN REGION**

JOAQUÍN FRANCISCO FONCEA ARANEDA

Santiago, Chile

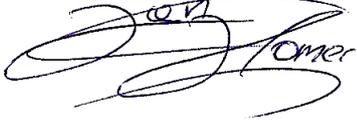
2020

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**RELACIÓN ENTRE LA COMUNIDAD DE AVES Y VARIABLES DEL
HÁBITAT LOCAL Y DEL PAISAJE EN SANTIAGO, REGIÓN
METROPOLITANA**

Memoria para optar al Título Profesional de:
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables

JOAQUÍN FRANCISCO FONCEA ARANEDA

Profesor Guía		Calificaciones
Sra. Nélide Villaseñor Pérez. Médico Veterinaria, M.Sc. Ph.D.		6,8
Profesores Evaluadores		
Sr. Jorge Pérez Quezada. Ingeniero Agrónomo, M.Sc., Ph.D.		7,0
Sr. Ian Homer Bannister Ingeniero Agrónomo, Dr.		6,7
Colaborador		
Sr. Martín Escobar Cuadros. Ingeniero Forestal, Dr.		

Santiago, Chile

2020

Cuando menos se piensa, vuela la perdiz
Anónimo

AGRADECIMIENTOS

A Consuelo y Patricio, mis mapadres, quienes han sido una parte importante en mi desarrollo humano y profesional, y que sin su constante apoyo y dedicación jamás podría ser la persona que soy. Gracias por todas las noches en vela, todos los consejos, advertencias y errores que ahora más que nunca he podido comprender. Gracias por ser madre y padre ante todo. Agradezco también a Patricio, mi hermano, que ha sido un pilar fundamental en mi vida y en el cual me he apoyado en muchas ocasiones (puede que más de la cuenta). A Natalia y Vinka, mis hermanas, por alimentarme, jugar y pasar buenos momentos.

Agradezco también a Aracely por acompañarme durante este proceso en el que hemos aprendido a conocer el mundo de una forma que nunca creímos conocer. A Matías, por ser mi motor (y mi freno) para poder empezar y terminar muchas cosas en la vida.

Agradezco al Matías y a la Pachi por el cariño, las conversas, las risas, las papas fritas, los palos de ajo y los viajes, los cuales me han servido para crecer y alimentar mi espíritu. A los fundadores por tantas noches de juegos, risas y, por sobre todo, rimas bien elaboradas.

Agradezco también a Nélica Villaseñor y Martín Escobar por orientarme, ayudarme y enseñarme durante todo el tiempo que duró este largo proceso.

Agradezco al proyecto FONDECYT Postdoctorado No. 3170179: “*Conservation in the city: can strategic spatial arrangement of urban trees enhance native bird species richness and abundance?*”, por aportar materiales y herramientas para poder llevar a cabo la tesis y a todes les que se vieron involucrados en la toma de datos en terreno haciendo posible que esta tesis viera (al fin) la luz.

A Lucía Caceres D., Alessandra Fuentealba S. y a todes quienes hicieron que la burocracia institucional relacionada con el proceso de titulación fuese rápida y amigable en estos tiempos de cuarentena.

A todes quienes fueron víctimas del abuso y las torturas sistemáticas ejecutadas por el estado de Chile. A todes quienes han entregado un granito de arena en la lucha por un país más justo y tolerante. Han servido como ejemplo e inspiración para muchos. En Chile se mató y se torturó. No dejar de luchar para que esto deje de ser una realidad.

ÍNDICE

Índice.....	7
RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCIÓN.....	3
Objetivo General.....	4
Objetivos específicos.....	4
MATERIALES Y MÉTODOS.....	5
Área de Estudio.....	5
Metodología.....	6
RESULTADOS.....	10
DISCUSIÓN.....	20
CONCLUSIONES.....	27
BIBLIOGRAFÍA.....	28
APÉNDICES.....	35

Índice de figuras

Figura 1. Área de estudio en la ciudad de Santiago, Región Metropolitana, Chile. En 118 sitios de muestreo (1 km ²) se evaluaron 469 puntos en el área urbana de la ciudad.....	6
Figura 2. Ejemplo de la localización de cuatro puntos de muestreo (círculo azul) en un sitio de muestro donde se evaluaron aves y estructura del hábitat local. Imagen: Google Earth, 2015.....	7
Figura 3. Índice de Shannon (H') de acuerdo al porcentaje de cobertura y agregación de la vegetación leñosa en el paisaje (1 km ²), para las temporadas reproductiva y no-reproductiva.....	12
Figura 4. Valores del índice de equitatividad de Pielou (J') de acuerdo al porcentaje de cobertura y agregación de la vegetación leñosa en el paisaje (1 km ²), para las temporadas reproductiva y no-reproductiva.....	13
Figura 5. Biplot de gremios de aves según su ítem trófico principal y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4.....	14
Figura 6. Biplot de gremios de aves según el sustrato utilizado para forrajear y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias	

canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4.....	15
Figura 7. Biplot de gremios de aves según el sustrato utilizado para nidificar y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4.....	15
Figura 8. Biplot de gremios de aves según el tamaño corporal del ave y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4	16
Figura 9. Biplot de especies de aves según su ítem trófico principal y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4	17
Figura 10. Biplot de especies de aves según el sustrato utilizado para forrajear y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4.....	17
Figura 11. Biplot de especies de aves según el sustrato utilizado para nidificar y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4.....	18
Figura 12. Biplot de especies de aves según el tamaño corporal del ave y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4.....	19

Índice de cuadros

Cuadro 1. Rango de valores de las variables de paisaje (cobertura de vegetación leñosa y su agregación espacial) comprendido en las cuatro categorías.....	7
Cuadro 2. Clasificación de gremios registrados.....	10
Cuadro 3. Código para los análisis de correspondencias canónicas, promedio (\pm error estándar) y rangos de las variables del paisaje para ambas temporadas.	11
Cuadro 4. Código para los análisis de correspondencias canónicas, promedio (\pm error estándar) y rangos de valores de las variables del hábitat local para ambas temporadas.	11

RESUMEN

La urbanización ha transformado considerablemente el paisaje, impactando negativamente los ecosistemas. Para brindar evidencia científica que permita manejar el hábitat urbano para la conservación de aves, se evaluaron las relaciones entre gremios y especies de aves con las variables del hábitat local y del paisaje en la ciudad de Santiago. Se evaluaron 118 sitios (de 1 km² cada uno), realizando 4 puntos de conteo por sitio en época reproductiva y no reproductiva, con una repetición por temporada. Para caracterizar el hábitat local se registraron variables ambientales en cada punto de conteo. Con índices comunitarios (*i.e.*, diversidad y equitatividad) se cuantificó el efecto de las variables de vegetación a nivel paisaje (*i.e.*, porcentaje de cobertura y agregación de vegetación leñosa) en la comunidad de aves. Con el Análisis de Correspondencias Canónicas se observaron asociaciones entre gremios/especies de aves con variables ambientales, las que fueron categorizadas según dieta, sustrato de forrajeo, tipo de nido y tamaño. La comunidad de aves fue más diversa y equitativa a mayor porcentaje de cobertura y agregación de vegetación leñosa en el paisaje. De las 42 especies registradas, aves granívoras y forrajeadoras de suelo dominaron el ensamble, asociándose positivamente con el porcentaje de cobertura de caminos. Las variables de vegetación a nivel de paisaje favorecieron la abundancia de aves insectívoras y forrajeadores de vegetación. A nivel de especie, el gorrión y la paloma fueron las aves más abundantes en ambas temporadas, y se asociaron con variables como el porcentaje de cobertura de superficie impermeable y de caminos, mientras que variables de la vegetación en todas sus escalas (hábitat y paisaje) favorecieron la abundancia de especies como el zorzal, mirlo y chincol en ambas temporadas. Los resultados evidencian que las características del hábitat local y del paisaje urbano influyen sobre la comunidad de aves, donde las respuestas de las especies a estas variables dependen de sus historias de vida. Programas de forestación urbana en sitios con baja cobertura vegetal beneficiarían a la comunidad de aves, mejorando la calidad del hábitat para las aves y promoviendo su conservación. Programas de educación ambiental para reforzar la importancia de la vegetación urbana sobre la comunidad de aves permitiría mantener la vegetación en el tiempo, y así el hábitat para las aves.

Palabras clave: avifauna, gremios, paisajes, urbanización, vegetación urbana

ABSTRACT

Urbanization process has considerably transformed the landscape, negatively impacting the ecosystems. To provide scientific evidence to manage urban habitat for bird conservation, the relationship between guilds and bird species with local habitat and landscape variables in Santiago were assessed. 118 sites (of 1 km² each) were evaluated, making 4 points for birds counts per site in the breeding and non-breeding season, with one recount per season. To characterize the local habitat, environmental variables were taken in each point for bird counts. Through community indices (*i.e.*, diversity and equability), the effect of vegetation landscape variables (*i.e.*, percentage of cover and aggregation of woody vegetation) on the bird community were quantified. With the Canonical Correspondence Analysis (CCA) the relationships between avian guilds and bird species were observed and categorized according to diet, foraging substrate, nest substrate and body size. The avian community was most diverse and equitable as the percentage of cover and aggregation of woody vegetation in the landscape increase. Of the 42 species recorded, granivorous and ground foraging birds dominated the assemblage, being positively associated with the percentage of road coverage. Landscape variables have a significant favorable effect on the abundance of insectivorous and vegetation foraging birds. At species level, sparrow and pigeon were the most abundant birds in both seasons and were correlating with variables such as the percentage of impermeable surface and road coverage, whilst vegetation variables on all its scales (local habitat and landscape) favored the abundance of species such as the austral thrush, shiny cowbird and the rufous collared sparrow in both seasons. The results show that the local habitat and landscape characteristics in the city influence the bird community, where species responses depend on their life histories. Urban forestation programs might be useful in sites with low vegetation cover, obtaining improvements in bird habitat and human health benefits. Environmental education programs to reinforce the importance of urban vegetation on the bird community would allow to maintain the vegetation over time, and thus the habitat for the birds.

Keywords: birdlife, guilds, landscapes, urbanization, urban vegetation

INTRODUCCIÓN

El aumento de los centros urbanos a nivel mundial ha generado fuertes transformaciones en el paisaje (Farina, 2000). El cambio del uso de suelo provocado por la urbanización es uno de los principales responsables de la pérdida de hábitat y biodiversidad global (Hahs *et al.*, 2009; Grimm *et al.*, 2008; IPBES, 2019). Este fenómeno ha sido particularmente acelerado en América Latina, donde cerca del 80% de la población humana reside en zonas urbanas (Bingwen, 2014).

Debido al rápido aumento y expansión de los centros urbanos, las ciencias ecológicas han considerado los ambientes urbanos como un tipo de “ecosistema nuevo” con características propias de un ecosistema tradicional, tales como capacidad de resiliencia, jerarquías, relaciones entre los elementos, etc. (*e.g.* Alberti *et al.*, 2003; Cadenasso *et al.*, 2007; Abel y Stepp, 2003). Esta aproximación permitiría comprender de manera íntegra los procesos biológicos, físicos y sociales que ocurren en las ciudades (Grimm *et al.*, 2008; Angeoletto *et al.*, 2015).

Los estudios de ecología urbana han experimentado un aumento sostenido en los últimos 30 años (*e.g.* Kowarik, 2011; Colding y Barthel, 2017). Sin embargo, aún son limitados debido a lo poco atractivo e incluso difícil que puede ser generar estudios en centros urbanos, en contraste con destinar recursos a investigaciones en lugares menos intervenidos (*e.g.* Miller y Hobbs, 2002).

Con el propósito de incorporar objetivos de sustentabilidad en la planificación de ciudades y el manejo de áreas urbanas, uno de los temas mayormente abordados dentro de la ecología urbana ha sido la relación de la fauna con variables del hábitat local y del paisaje urbano (Blair y Launer, 1997; Ditchkoff *et al.*, 2006; Concepción *et al.*, 2016), siendo las aves el grupo más estudiado a lo largo de los años (McKinney, 2006).

Diferentes variables pueden influir sobre la comunidad de aves en ciudades. A escala del hábitat local, variables asociadas a la vegetación como la cobertura herbácea, arbustiva y arbórea, influirían sobre la presencia y abundancia de las aves en ambientes urbanos (Benito *et al.*, 2019), ya que la vegetación otorgaría alimento y refugio para la avifauna (Welch, 1994). También variables a escala de paisaje, como la cantidad de superficie cubierta por vegetación en el paisaje y su configuración espacial, podrían influir sobre la comunidad de aves en las ciudades (Pellissier *et al.*, 2012; Chávez, 2014; Villaseñor y Escobar, 2019).

Las aves podrían responder de diferente forma a variaciones en el hábitat local y del paisaje de acuerdo a los recursos que utilizan (Cozzani y Zalba, 2009; López, 2001). En ecología, se define como gremio a un conjunto de especies que explotan el mismo tipo de recurso y de una manera similar, dentro de un ensamble comunitario específico (Root, 1967). De esta manera, las modificaciones del hábitat local o del paisaje pueden favorecer o perjudicar a distintos gremios, en la medida que estas modificaciones alteran los recursos que ellos explotan. Por ejemplo, el gremio de las aves insectívoras se ve comúnmente perjudicado con la expansión de las áreas urbanas, debido a que la vegetación leñosa ornamental en ciudades tiende a albergar una menor cantidad de

insectos que la vegetación nativa, generando una menor oferta de alimento para las especies de aves insectívoras (Beissinger y Osborne, 1982; Lindsay *et al.*, 2002).

Por otro lado, la urbanización puede favorecer algunos gremios de aves. Un ejemplo son las especies granívoras, donde una matriz urbana con baja cobertura de la vegetación y alta superficie de suelos desnudos aumentaría el éxito de forrajeo de este grupo (Perepelizin y Faggi, 2009). Especies generalistas con una dieta omnívora exhiben una mayor adaptación a los ambientes urbanos, y son poco influenciadas por la urbanización (Clergeau *et al.*, 1998; Lim y Sodhi, 2004, McKinney, 2006).

A pesar del creciente interés sobre la ecología de aves en ecosistemas urbanos, los estudios ecológicos en América Latina aún son escasos (MacGregor-Fors y Escobar-Ibañez, 2017). En Chile, gran parte de las investigaciones sobre las aves en ambientes urbanos se han enfocado en áreas verdes (*e.g.* Estades, 1995; Urquiza y Mella, 2002; Díaz y Armesto, 2003; Mella y Loutit, 2007; Cursach y Rau, 2008; Amaya-Espinel *et al.* 2019; Villaseñor y Escobar, 2019), ignorando la mayor parte del ecosistema urbano. La carencia de investigaciones a través de la ciudad limita nuestra comprensión de los factores que influyen sobre la comunidad de aves en ambientes urbanos, restringiendo la elaboración de estrategias de planificación y manejo para la conservación de aves en ciudades (Benito *et al.*, 2019).

Para aportar evidencia científica robusta que contribuya a la planificación y manejo del hábitat urbano para la conservación de aves en ciudades, este trabajo investiga la relación entre la comunidad de aves y las variables del hábitat local y del paisaje en la ciudad de Santiago de Chile. Para una mejor comprensión en la respuesta del ensamble de aves, este estudio evalúa la respuesta de los distintos gremios de aves a las variables tanto a escala de hábitat local como del paisaje.

Objetivo General

Evaluar la respuesta de la comunidad de aves a variables del hábitat local y del paisaje en la ciudad de Santiago, Región Metropolitana.

Objetivos específicos

- Estimar la diversidad de la comunidad de aves de acuerdo a variables de la vegetación a nivel de paisaje
- Analizar la relación entre los gremios de aves y variables del hábitat local y del paisaje
- Analizar la relación entre las especies de aves con variables del hábitat local y del paisaje

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo consiste en el análisis de los datos recolectados en el proyecto FONDECYT postdoctorado 3170179 titulado: “*Conservation in the city: can strategic spatial arrangement of urban trees enhance native bird species richness and abundance?*”.

Área de Estudio

El área de estudio comprende el área urbana de la ciudad de Santiago, ubicada en la Región Metropolitana en Chile central (Figura 1). Esta zona presenta un clima templado de tipo mediterráneo con cuatro estaciones bien definidas. La temperatura media anual se encuentra cerca de los 14°C, siendo 21°C y 9°C la temperatura media del mes más cálido y frío, respectivamente (Luebert y Pliscoff, 2006). Las precipitaciones alcanzan los 200 mm/año aproximadamente, concentrándose en los meses de invierno (julio-septiembre; DGA, 2012). La ciudad de Santiago cuenta con una superficie cercana a los 650 km², albergando más de 6 millones de habitantes (INE, 2017), valor que corresponde a cerca del 35% de la población total del país. La presión por urbanización en esta zona es creciente y, a pesar de ser uno de los “*hotspots*” de biodiversidad a nivel mundial (*i.e.* zonas que presentan un alto nivel de endemismos y una gran pérdida de la vegetación original (Arroyo *et al.*, 2006; Myers *et al.*, 2000)), menos del 1% de la superficie se encuentra protegida en esta Región (INE, 2017).

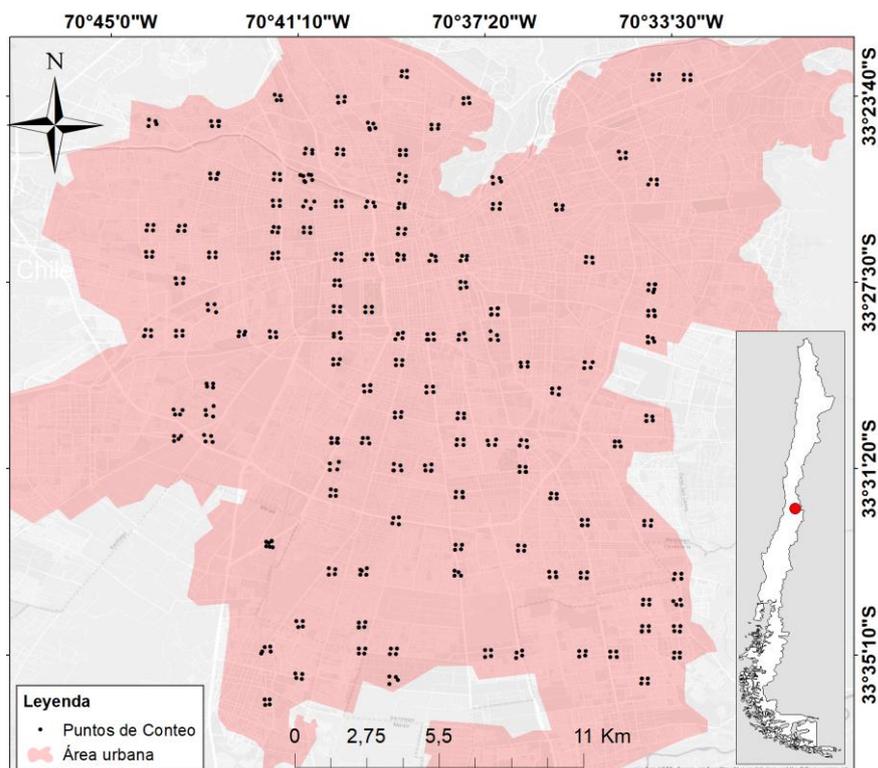


Figura 1. Área de estudio en la ciudad de Santiago, Región Metropolitana, Chile. En 118 sitios de muestreo (1 km^2) se evaluaron 469 puntos en el área urbana de la ciudad.

Metodología

Sitios de muestreo

Para el levantamiento de información en la ciudad de Santiago, como parte del proyecto FONDECYT 3170179 se seleccionaron 118 sitios de muestreo de 1 km^2 mediante un muestreo aleatorio estratificado. Los estratos se definieron de acuerdo a dos atributos del arbolado urbano: 1) porcentaje de cobertura de vegetación leñosa y 2) su agregación espacial.

La cobertura de vegetación leñosa a través de la ciudad de Santiago se obtuvo mediante la clasificación de imágenes satelitales de alta resolución ($0,46 \text{ m} \times 0,46 \text{ m}$, WorldView-2, DigitalGlobe) del año 2014 (ver Quintanilla *et al.*, 2019). En base a la cobertura de vegetación leñosa (ráster con resolución de $0,46 \text{ m} \times 0,46 \text{ m}$), se calculó el porcentaje de cobertura y su agregación espacial por km^2 (Villaseñor *et al.*, 2019). La agregación espacial de la cobertura de vegetación leñosa se calculó mediante el índice de agregación (*e.g.* Figueroa *et al.*, 2011; Altamirano *et al.*, 2012), donde valores más altos indican mayor agregación de la vegetación. Ambas variables fueron estratificadas utilizando cuartiles creando cuatro categorías (1-4) para cada variable, donde la categoría 1 se otorgó a aquellos sitios que presentaron el menor porcentaje de cobertura de vegetación leñosa o nivel de agregación y la categoría 4 se asignó a los sitios con el mayor valor (Cuadro 1). Finalmente, mediante el muestreo aleatorio estratificado se

seleccionaron los 118 sitios de muestreo (de un potencial de 450 sitios) (Figura 1), permitiendo muestrear diferentes combinaciones de las variables de interés.

Cuadro 1. Rango de valores de las variables de paisaje (cobertura de vegetación leñosa y su agregación espacial) comprendido en las cuatro categorías.

Variables de paisaje	Categoría			
	1	2	3	4
Cobertura de vegetación leñosa en 1 km ² (%)	2,95 – 8,37	8,39 – 11,61	11,7 – 17,84	18,03 – 37,35
Agregación de la cobertura leñosa en 1 km ²	88,58 – 90,26	90,30 – 90,99	91,0 – 92,04	92,10 – 94,81

Evaluación de aves

En cada sitio de muestreo (1 km²) se establecieron cuatro puntos de muestreo localizados en el árbol accesible más cercano a los vértices de un cuadrado de 200 m de lado (Figura 2). La evaluación de aves se realizó a través de conteos de radio fijo en cada punto de muestreo entre 7:00 y 11:30 hrs. AM en días con buenas condiciones climáticas (*e.g.* Varela, 2003). Se registraron todas las especies vistas y escuchadas durante 5 minutos en parcelas circulares de 50 m de radio máximo (Bibby *et al.*, 1992). Las especies registradas por sobre este radio se consideraron sólo para la estimación de la riqueza del sitio de muestreo. El muestreo se realizó durante la temporada reproductiva (noviembre 2017 - febrero 2018) y no reproductiva (julio 2018 - agosto 2018) de las aves, evaluando cada punto de muestreo dos veces (en días diferentes) por temporada.

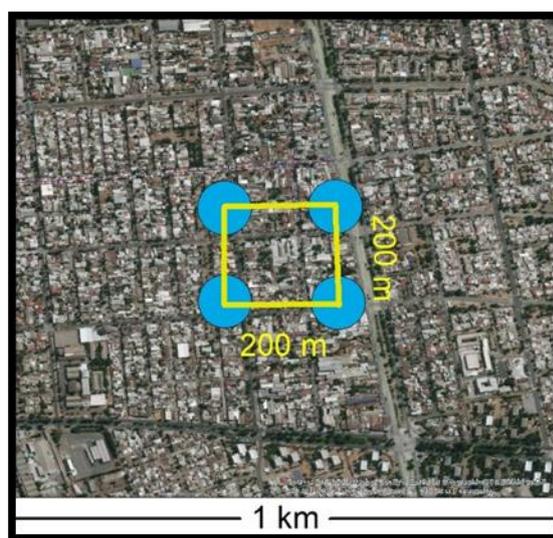


Figura 2. Ejemplo de la localización de cuatro puntos de muestreo (círculo azul) en un sitio de muestreo donde se evaluaron aves y estructura del hábitat local. Imagen: Google Earth, 2015.

Clasificación en gremios

Para la agrupación de especies en gremios, cada especie de ave registrada se clasificó según los siguientes atributos de historia de vida: dieta, sustrato de forrajeo, sustrato de nido y tamaño corporal. En el caso de la dieta, se consideró el ítem trófico predominante. Estas clasificaciones se basaron en la propuesta de del Hoyo *et al.* (1992) y se complementó con otras clasificaciones locales (*e.g.* Estades y Temple, 1999).

Variables de paisaje y del hábitat local

Las variables a nivel de paisaje corresponden al porcentaje de cobertura de vegetación leñosa en los sitios de muestreo (1 km²) y la agregación espacial de esta cobertura en el sitio de muestreo (1 km²) (ver punto Sitios de Muestreo; Figura 2).

Para caracterizar el hábitat local, en cada punto de muestreo se utilizaron parcelas de 11 m y 50 m de radio (Benito *et al.*, 2019). En parcelas de 11 m de radio se estimó visualmente en cada temporada, en terreno, el porcentaje de cobertura en el plano del estrato herbáceo y el porcentaje cubierto por superficies impermeables y construcciones (Varela, 2003; Benito *et al.*, 2019). En parcelas de 50 m de radio, se calculó el porcentaje de cobertura de vegetación leñosa y metros lineales de caminos en ArcMap 10.3 (ESRI, 2014). Para la cobertura de vegetación leñosa, se digitalizó la cobertura de árboles y arbustos al interior de cada parcela a través de la interpretación de imágenes satelitales de alta resolución (Benito *et al.*, 2019). El cálculo de los metros lineales de caminos al interior de cada parcela se hizo en base a una cobertura de la red vial de Santiago (*shapefile*).

Análisis comunitarios y específicos

Para evaluar diferencias en la diversidad de la comunidad de aves en relación al porcentaje de cobertura de vegetación leñosa y su agregación espacial, se calculó el índice de Shannon (H') para cada una de las categorías (1-4) de ambas variables según la Ecuación 1. Para el cálculo se utilizó una matriz de la abundancia total registrada para cada una de las especies de aves por sitio de muestreo. Valores más altos del índice de Shannon (H') indican un mayor nivel de diversidad (Somarriba, 1999; del Río, 2003).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \log_2 p_i \quad (1)$$

Donde:

S = número de especies.

p_i = proporción de la especie i en la muestra.

También, para las categorías (1-4) de las variables, se calculó el índice de equitatividad de Pielou (J') como medida del grado de homogeneidad en la abundancia de especies (*e.g.* Caballero *et al.*, 2004) según la Ecuación 2. Para el cálculo se utilizó una matriz de la abundancia total registrada para cada una de las especies de aves por sitio de

muestreo. Para ambos índices, se estimó un intervalo de confianza del 95% para cada categoría utilizando remuestreo en el Software Past 3.25 (Hammer *et al.*, 2001).

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S} \quad (2)$$

Donde:

H' = índice de diversidad de Shannon.

S = número máximo de especies en la muestra.

\log_2 = logaritmo de base 2

Para determinar la asociación entre las variables del hábitat local y del paisaje con los gremios y especies de aves, se realizaron análisis de correspondencias canónicas (*e.g.* Carbo-Ramirez y Zuria, 2011; Muñoz-Sáez, *et al.*, 2017) con el paquete “vegan” (*cca*, Oksanen *et al.*, 2018) en el Software estadístico computacional R (R Core Team, 2018). Este análisis permite evaluar y validar las asociaciones existentes entre las variables dependientes (abundancia de los gremios y especies de aves) e independientes (variables del hábitat local y del paisaje), obtenidas en el levantamiento de información (Badii *et al.*, 2007). Para este análisis se utilizó una matriz con la abundancia promedio de cada especie de ave registrada por punto de muestreo (*i.e.* el promedio del primer conteo y su repetición). Debido a la sensibilidad del método a las especies poco frecuentes, sólo se consideraron los gremios o especies registrados en al menos el 10% del total de los puntos de muestreo evaluados (Poos y Jackson, 2012).

RESULTADOS

Evaluación de aves

Se registró un total de 42 especies de aves, 38 nativas y 4 exóticas (Apéndice 1), con totales parciales de 35 y 30 especies durante las temporadas reproductiva y no reproductiva, respectivamente. Del total de aves registradas, el gorrión (*Passer domesticus*) y la paloma (*Columba livia*), ambas especies exóticas, presentaron las abundancias promedio más altas (3,6 y 2,9 individuos por punto de muestreo (parcela de 50 m de radio), respectivamente), seguidas por las especies nativas zorzal (*Turdus falcklandii*) y tórtola (*Zenaida auriculata*) con promedios de 1,7 y 1,6 individuos por punto de muestreo, respectivamente.

Clasificación en gremios

En cuanto a la clasificación de gremios de aves según su dieta, se identificaron siete gremios (Cuadro 2). Para la clasificación del gremio insectívoro se consideraron aquellas especies que se alimentan de cualquier tipo de invertebrado, mientras que los carnívoros se definieron como aquellos que se alimentan principalmente de vertebrados. Según esta clasificación, los gremios dominantes fueron insectívoros y granívoros representando un 35,7 y 33,3% del total de especies, respectivamente. Los gremios nectarívoro, frugívoro y folívoro estuvieron representados sólo por una especie, picaflor chico (*Sephanoides sephaniodes*), torcaza (*Patagioenas araucana*) y rara (*Phytotoma. rara*), respectivamente.

De los cuatro gremios de sustrato de forrajeo identificados (Cuadro 2), la mayor proporción de especies la presentó el gremio de especies que forrajean en el suelo (42,9%). Sólo una especie, la garza grande (*Ardea alba*), conformó el gremio que forrajea principalmente en el agua (2,4%).

Cuadro 2. Clasificación de gremios registrados.

Clasificación	Gremio (número de especies)
Dieta	Insectívoro (15), granívoro (14), carnívoro (7), omnívoro (3), nectarívoro (1), frugívoro (1), folívoro (1)
Sustrato de forrajeo	Suelo (18), vegetación (14), aire (9), agua (1)
Sustrato de nido	Vegetación (23), suelo (8), cavidad secundaria (6), parásito (1), acantilado (1), cavidad primaria (2), edificación (1)
Tamaño*	Pequeño (18), mediano (10), grande (5), muy grande (9)

*Rangos mínimos y máximos para la clasificación de los gremios según su tamaño (centímetros). Pequeño: [0,20]. Mediano: [20,30]. Grande: [30,37]. Muy grande: [37, 80]

La clasificación respecto al sustrato donde construyen su nido generó siete gremios (Cuadro 2), donde más de la mitad de las especies utilizan la vegetación para nidificar (54,8%), seguido de aquellas que nidifican en el suelo (19%). Se registró una especie con hábitos parásitos que corresponde al mirlo (*Molothrus bonariensis*).

El tamaño corporal se dividió en cuatro gremios según el tamaño de las especies registradas (Cuadro 2), donde las aves pequeñas fueron el gremio con una mayor proporción de especies (42,9%).

Variables del paisaje y del hábitat local

El porcentaje de cobertura de la vegetación leñosa en 1 km² presentó un promedio relativamente bajo (12,8%), y su rango de variación fue de valores muy bajos a rangos medio de cobertura (2,9% y 37,4%; Cuadro 3). Por otro lado, el índice de agregación de la cobertura de la vegetación leñosa en 1 km² presentó en general valores altos, sobre 88 de una escala de 0 a 100, con un promedio de 91,1 (Cuadro 3).

Cuadro 3. Código para los análisis de correspondencias canónicas, promedio (\pm error estándar) y rangos de las variables del paisaje para ambas temporadas.

Variables de paisaje	Código para CCA	Promedio (\pm EE)	Rangos
Cobertura de vegetación leñosa en 1km ² (%)	CVL.1km2	12,8 (\pm 0,29)	2,9 - 37,4
Agregación de la cobertura leñosa en 1km ²	AVL.1km2	91,1 (\pm 0,05)	88,6 - 94,8

Las variables del hábitat local presentaron un amplio rango de variación (Cuadro 4). En las parcelas de 11 m de radio destaca la dominancia de la cobertura de superficies impermeables (promedio \pm EE = 53,5% \pm 1,01; Cuadro 4).

Cuadro 4. Código para los análisis de correspondencias canónicas, promedio (\pm error estándar) y rangos de valores de las variables del hábitat local para ambas temporadas.

Variables de hábitat local	Código para CCA	Promedio (\pm EE)	Rangos
Cobertura herbácea en 11 m (%)	CH.11mr	12,1 (\pm 0,76)	0 - 95
Superficie impermeable en 11 m (%)	CSI.11mr	53,5 (\pm 1,01)	0 - 100
Construcciones en 11 m (%)	CE.11mr	14,2 (\pm 0,71)	0 - 70
Cobertura vegetación leñosa en 50 m (%)	CVL.50mr	16,8 (\pm 0,52)	0,06 - 82,49
Longitud caminos en 50 m (m)	LC.50mr	197,1 (\pm 3,91)	18 - 608

Análisis comunitarios y específicos

Diversidad comunitaria

El índice de diversidad de Shannon (H') fue más alto a mayores niveles de cobertura de la vegetación leñosa para ambas temporadas evaluadas (Figura 3). Este índice (H') también fue más alto a mayores niveles de agregación de la cobertura de la vegetación leñosa, sin embargo, alcanzó un valor máximo de diversidad en la categoría 3 (Figura 3).

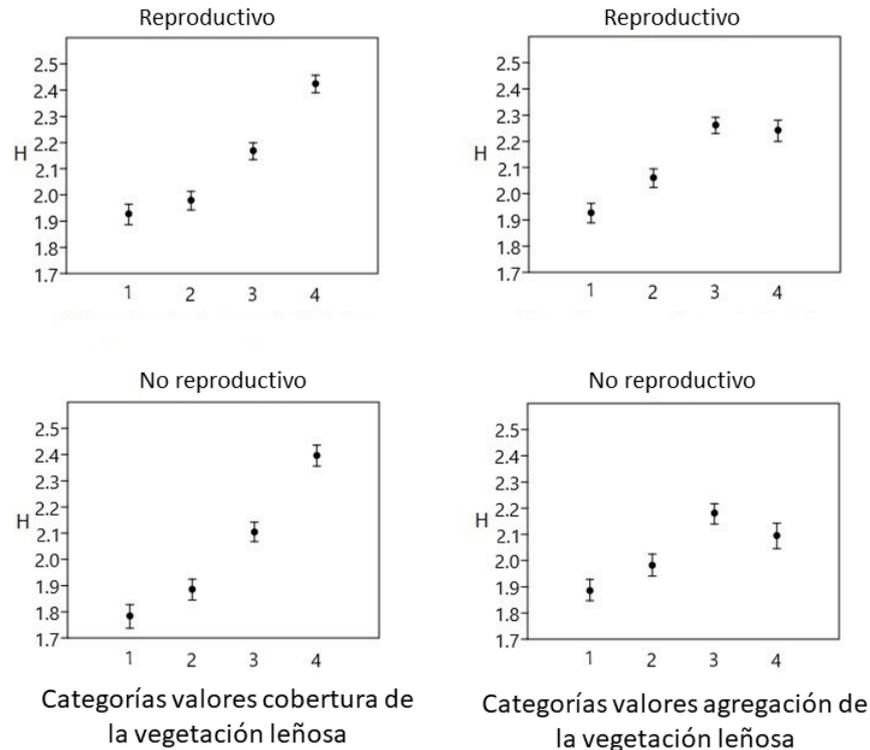


Figura 3. Índice de Shannon (H') de acuerdo al porcentaje de cobertura y agregación de la vegetación leñosa en el paisaje (1 km²), para las temporadas reproductiva y no-reproductiva.

El índice de equitatividad de Pielou (J') fue más alto a mayor cobertura de la vegetación leñosa en el paisaje, evidenciando una distribución homogénea de la abundancia de aves en sitios con alta cobertura de vegetación leñosa (valor superior a 0,7; Figura 4). No obstante, a diferencia del índice de diversidad, el índice de equitatividad presentó valores similares en las categorías intermedias de cobertura de la vegetación leñosa (2 y 3) en ambas temporadas. El índice de Pielou (J') también fue más alto a mayor agregación de la cobertura de la vegetación leñosa en el paisaje, aunque en la temporada no reproductiva alcanzó el valor máximo en la categoría 3 (Figura 4).

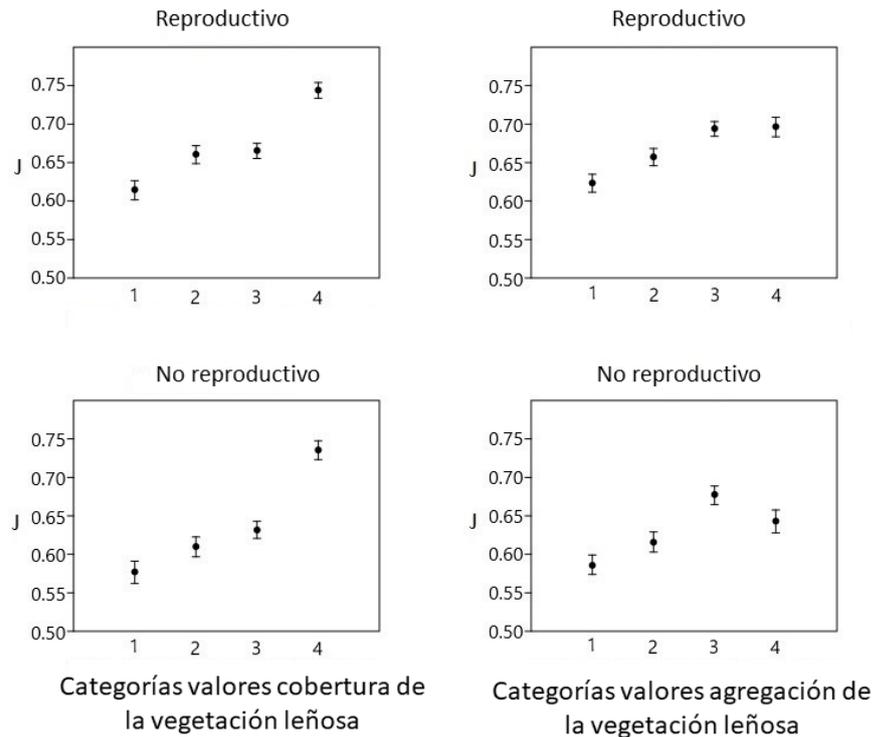


Figura 4. Valores del índice de equitatividad de Pielou (J') de acuerdo al porcentaje de cobertura y agregación de la vegetación leñosa en el paisaje (1 km^2), para las temporadas reproductiva y no-reproductiva.

Gremios de aves y variables del hábitat local y del paisaje

El análisis de correspondencias canónicas reveló una clara distinción entre las variables ambientales que muestran dominancia de superficies construidas respecto a aquellas que describen una mayor cobertura vegetal. Las variables asociadas al ambiente construido (longitud de caminos en 50 m de radio [LC 50mr], superficie impermeable [CSI 11mr] y construcciones en 11 m de radio [CE 11mr]), se encontraron opuestas a las variables asociadas a la cobertura vegetal, tanto a escala de paisaje (Cobertura de vegetación leñosa en 1 km^2 [CVL 1km^2] y Agregación de la cobertura leñosa en 1 km^2 [AVL 1km^2]) como a escala del hábitat local (cobertura herbácea en 11 m de radio [CH 11mr], cobertura leñosa en 11 m de radio [CL 11mr]).

Al analizar los gremios de aves de acuerdo al tipo de dieta, durante la temporada reproductiva se encontraron muy cercanas al centro del mapa de coordenadas, sin embargo, las aves insectívoras tuvieron una leve tendencia a asociarse a sitios donde la cobertura de la vegetación leñosa fue mayor, tanto a escala de paisaje (1 km^2) como de hábitat local (50 m y 11 m), mientras que en la temporada no reproductiva este gremio se asoció más con la cobertura vegetal a nivel de hábitat local (Figura 5). Las aves omnívoras y carnívoras durante la temporada reproductiva se encontraron muy cercanos al centro, con una leve tendencia a asociarse con variables de la vegetación. Durante la temporada no reproductiva estos gremios se asociaron con variables exclusivamente de la vegetación, al igual que el gremio de los nectarívoros. Por otro lado, el gremio de las

aves granívoras en ambas temporadas se encontró muy cercano al centro del mapa de coordenadas, sin embargo, tuvo una leve tendencia a asociarse a variables del ambiente construido, como la longitud de caminos en 50 m (LC 50mr) y el porcentaje de cobertura de superficie impermeable en 11 m (CSI 11mr) (Figura 3A).

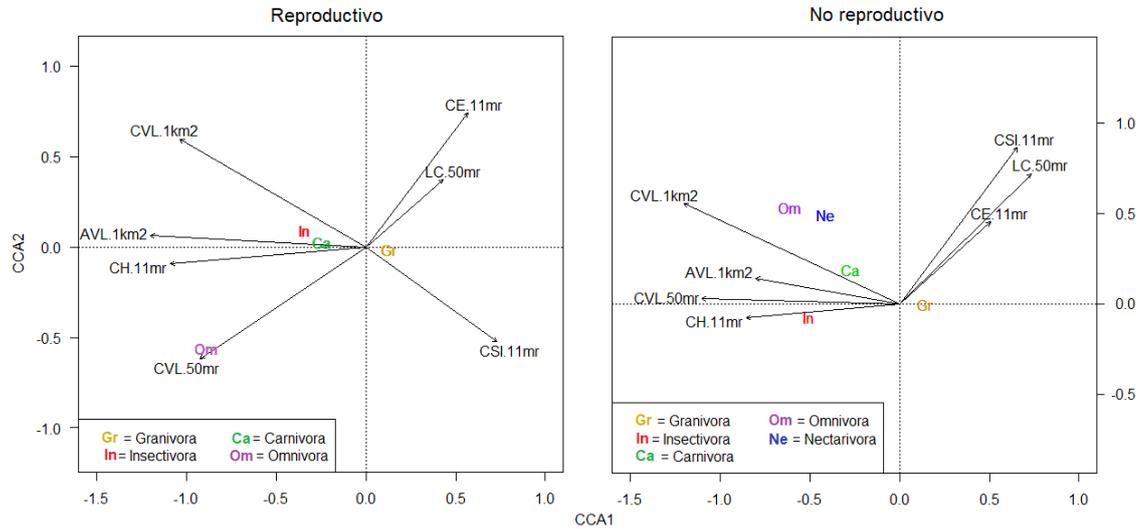


Figura 5. Biplot de gremios de aves según su ítem trófico principal y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4

De acuerdo al sustrato utilizado para forrajear, en ambas temporadas el gremio de aves que forrajea en la vegetación se asoció positivamente con variables de la vegetación, como el porcentaje de cobertura de vegetación leñosa en 1 km² y en 50 m de radio. Por el contrario, en ambas temporadas, el gremio de especies que forrajean en el suelo se asoció levemente a variables asociadas con el ambiente construido (Figura 6). El gremio de aves que forrajea en el aire se asoció a una mayor cantidad de caminos junto a variables de la vegetación, como la agregación de la vegetación leñosa (1 km²) en temporada no reproductiva y el porcentaje de la cobertura herbácea (11 m) en la temporada reproductiva

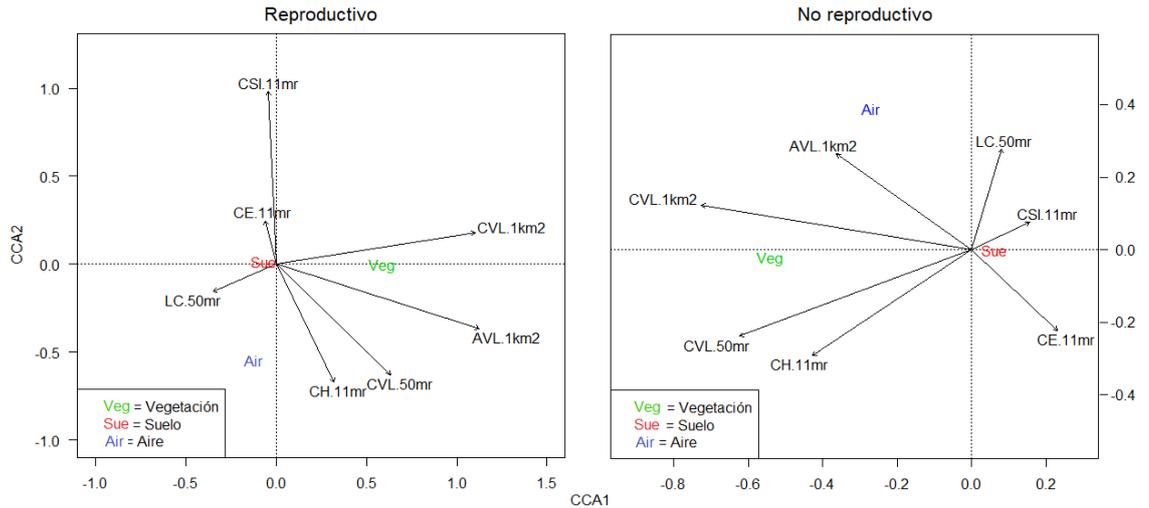


Figura 6. Biplot de gremios de aves según el sustrato utilizado para forrajear y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4

Respecto al sustrato donde se construye el nido, se encontraron patrones similares en ambas temporadas. Tanto el gremio de las aves que nidifican en la vegetación como el gremio de las aves que nidifican en el suelo, se asociaron con variables de la vegetación como la cobertura herbácea (11 m) y el porcentaje de cobertura de vegetación leñosa, tanto a escala de hábitat local como paisaje (50 m y 1 km²). El gremio de los parásitos de nido también presentó este patrón, pero sólo en la temporada reproductiva, ya que no se registraron durante la temporada no reproductiva. El gremio de las aves que nidifican en cavidades secundarias se asoció en ambas temporadas con la cobertura de construcciones en 11 m de radio (Figura 7).

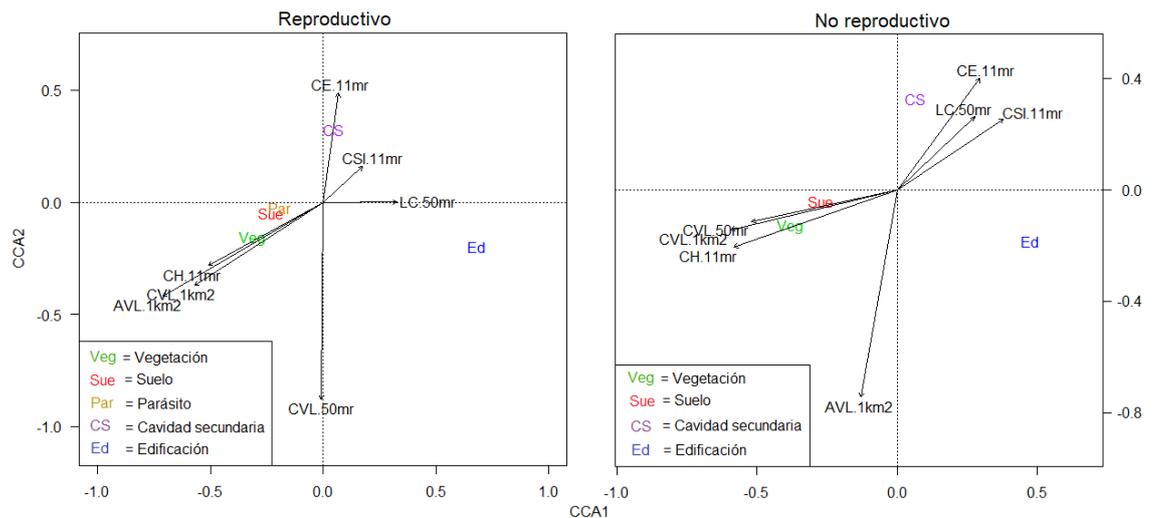


Figura 7. Biplot de gremios de aves según el sustrato utilizado para nidificar y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4

En cuanto a los gremios según tamaño corporal, los gremios de especies medianas y muy grandes se asocian a sitios con mayor cobertura de la vegetación en ambas temporadas, tanto a escala de paisaje (1 km²) como local (50 m de radio; Figura 8). El gremio de especies pequeñas tendió a asociarse a sitios dominados por construcciones (CE 11mr) y superficie impermeable (CSI 11mr) en ambas temporadas (Figura 8).

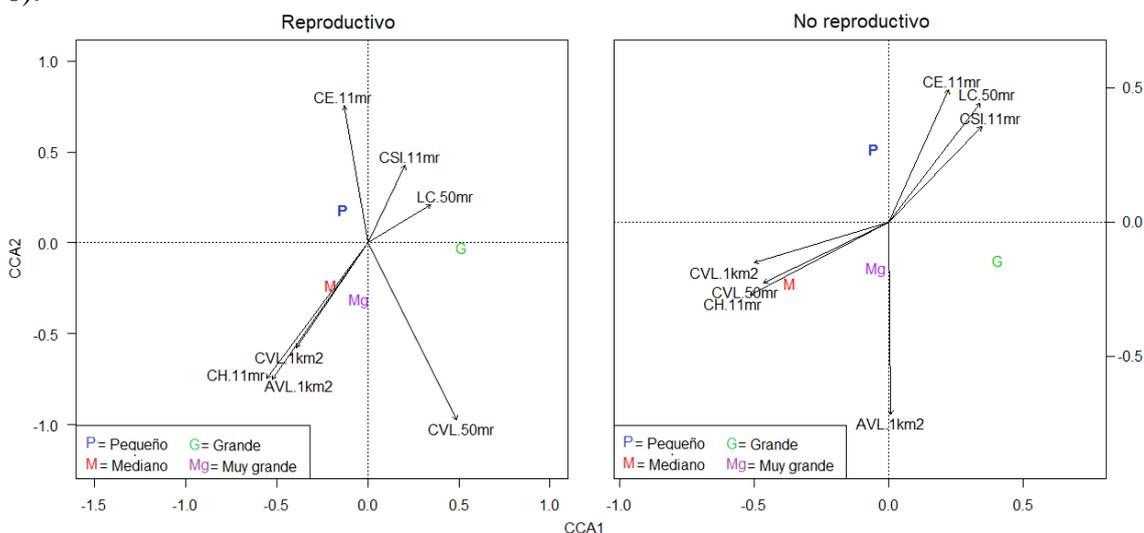


Figura 8. Biplot de gremios de aves según el tamaño corporal del ave y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4

Especies de aves y variables del hábitat local y del paisaje

De la riqueza total de aves registrada en ambas temporadas, durante la temporada reproductiva solo 11 especies fueron registradas en más del 10% de los sitios (Apéndice 1), mientras que en la temporada no reproductiva 10 especies cumplieron con este criterio (Apéndice 1).

De acuerdo a la dieta, las especies insectívoras como el chercán (*T. aedon*), tijeral (*Leptasthenura aegithaloides*), fío-fío (*Elaenia albiceps*), mirlo (*M. bonariensis*) y zorzal (*T. falcklandii*), carnívoros como el tijuque (*Milvago chimango*) y nectarívoros, *i.e.*, el picaflor chico (*S. sephaniodes*), se asociaron a variables de la vegetación como el porcentaje de cobertura de la vegetación leñosa en ambas escalas (CVL 1km² y CVL 50 m de radio) y porcentaje de cobertura herbácea en 11 m de radio (CH 11mr) (Figura 9). Las especies granívoras presentaron una gran dispersión en el mapa de coordenadas: el gorrión (*P. domesticus*) y algunas columbiformes (*C. livia* y *C. picui*) se asociaron positivamente a variables del ambiente construido, mientras que la cotorra argentina (*M. monachus*) y el chincol (*Zonotrichia. capensis*) se asociaron a la vegetación herbácea y leñosa (en 11 m, 50 m y 1 km²).

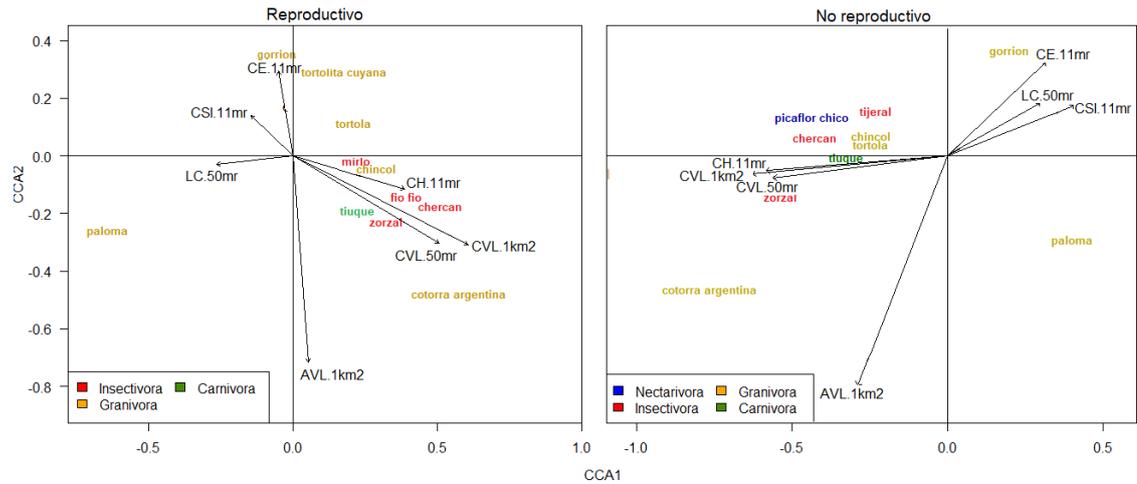


Figura 9. Biplot de especies de aves según su ítem trófico principal y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4

Respecto al sustrato utilizado para forrajear, en ambas temporadas aquellas especies que forrajean en la vegetación o en el aire, se asociaron positivamente con variables de la vegetación en todas sus escalas de análisis. Por otra parte, en ambas temporadas especies que forrajean en el suelo presentaron un comportamiento heterogéneo, donde el gorrion (*P. domesticus*) y la paloma (*C. livia*) se asociaron a sitios con mayor superficie construida (cobertura de superficie impermeable [CSI 11mr], construcciones [CE 11mr] y longitud de caminos en 50 m [LC 50mr]), mientras que otros como el chincol (*Z. capensis*) o el zorzal (*T. falcklandii*) se asociaron mayormente a la cobertura herbácea (CH 11mr) y la cobertura de la vegetación leñosa en ambas escalas (CVL 50mr y CVL 1km²).

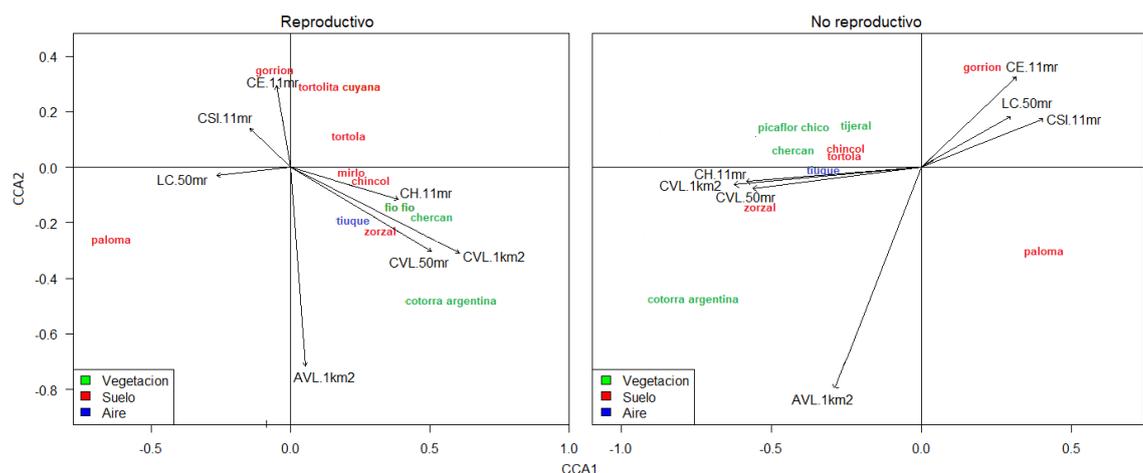


Figura 10. Biplot de especies de aves según el sustrato utilizado para forrajear y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4

En cuanto al sustrato de nidificación, la mayoría de las especies se asociaron a variables de la vegetación, incluyendo especies que nidifican en vegetación (*e.g.* tiuque (*M. chimango*), zorzal (*T. falcklandii*) y cotorra argentina (*M. monachus*)), suelo (chincol (*Z. capensis*)), cavidades secundarias (chercán (*T. aedon*)) y parásito de nido (mirlo (*M. bonariensis*)). Sólo tres especies se asociaron a mayor superficie construida: paloma (*C. livia*), que nidifica en edificaciones, gorrión (*P. domesticus*), que nidifica en cavidades secundarias y tortolita cuyana (*Z. auriculata*; esta última solo en la temporada reproductiva), que utiliza la vegetación para hacer sus nidos.

Durante la temporada reproductiva, las especies que nidifican en la vegetación tuvieron un comportamiento más heterogéneo dentro del mapa de coordenadas respecto a la temporada no reproductiva, encontrando especies con asociaciones a variables del ambiente construido, como la tortolita cuyana (*C. picui*), y otras asociaciones más fuertes con variables de la vegetación, como el tiuque (*M. chimango*), fio-fio (*E. albiceps*) y zorzal (*T. falcklandii*). Por otro lado, en la temporada no reproductiva todas las especies que nidifican en la vegetación se asociaron solo a variables de la vegetación como el porcentaje de cobertura herbácea (11 m) y cobertura de la vegetación leñosa en ambas escalas de análisis (50 m y 1 km²).

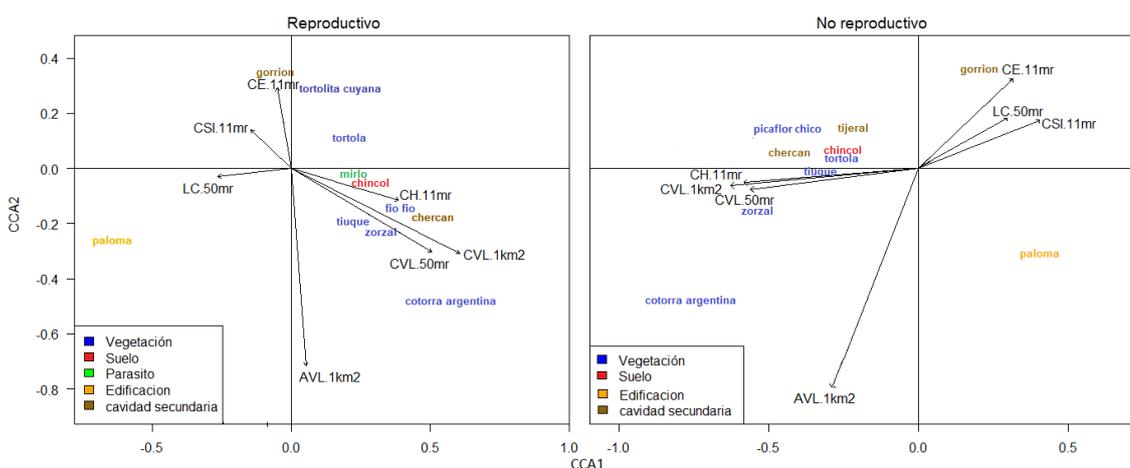


Figura 11. Biplot de especies de aves según el sustrato utilizado para nidificar y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4

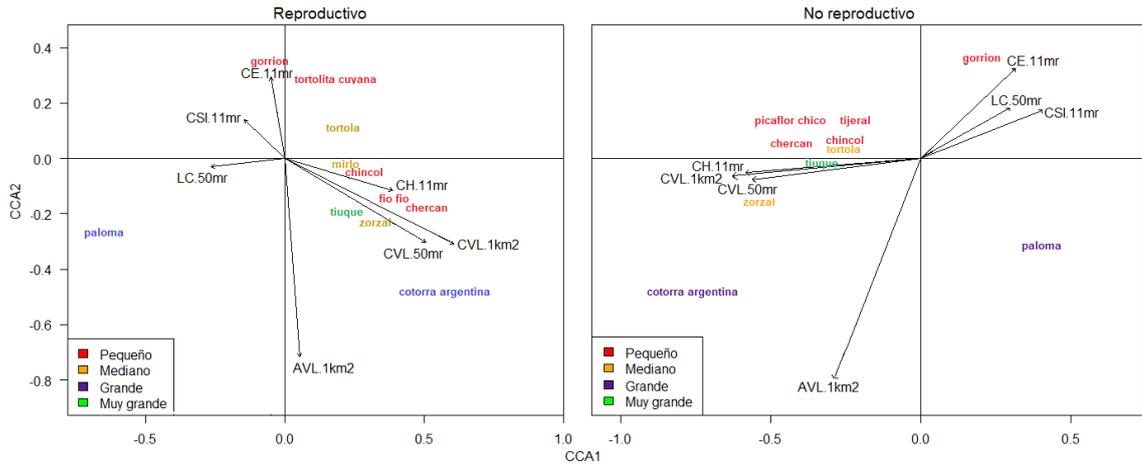


Figura 12. Biplot de especies de aves según el tamaño corporal del ave y las variables del hábitat local y del paisaje de acuerdo a análisis de correspondencias canónicas para la temporada reproductiva y no reproductiva. Significado de los códigos de las variables del hábitat local y de paisaje en Cuadro 3 y 4

Respecto al tamaño corporal, las especies pequeñas tienden a ser más abundantes en sitios con mayor cobertura vegetal (e.g. CH 11mr, CVL 1km²), salvo el gorrión (*P. domesticus*) y la tortolita cuyana que se asociaron a variables del ambiente construido. Las especies medianas y muy grandes se ven mayormente influenciadas por las variables de la vegetación como cobertura de la vegetación leñosa en ambas escalas de análisis (50 m y 1 km²; CVL 50mr y CVL 1km²) y cobertura herbácea en 11 m (CH 11m). Las especies de tamaño mediano como el zorzal (*T. flacklandii*), la tórtola (*Z. auriculata*) y el mirlo (*M. bonariensis*) se asociaron a una mayor cobertura de vegetación (Figura 12). A su vez, las especies grandes no mostraron un patrón claro, donde la paloma (*C. livia*) tuvo una tendencia a asociarse con variables con mayor superficie construida, mientras que la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) tiende a asociarse con variables de la vegetación. El tiuque (*M. chimango*), única especie clasificada como muy grande, presentó asociaciones fuertes con variables de la vegetación en ambas temporadas.

DISCUSIÓN

La cobertura de la vegetación leñosa en el paisaje promovió una mayor diversidad y equitatividad de la comunidad de aves en Santiago. La mayoría de los gremios de aves se asociaron positivamente con variables de la vegetación a diferentes escalas (tanto a nivel del hábitat local como del paisaje), mientras que unos pocos gremios y especies se asociaron a un mayor ambiente construido. Las respuestas de las aves fueron consistentes en temporada reproductiva y no reproductiva, sin embargo, se evidenciaron algunos cambios estacionales en la comunidad de aves, reflejado por movimientos locales (e.g. *Molothrus bonariensis*) y migraciones latitudinales (picaflor chico (*Sephanoides sephanoides*) y fio-fio (*Elaenia albiceps*)).

En cuanto a la riqueza total, las 42 especies (4 introducidas) registradas en este estudio corresponden a cerca del 90% de las aves potenciales para la ciudad de Santiago según la revisión de Gutierrez-Tapia *et al.* (2018). Respecto a estudios que evaluaron la comunidad de aves en la ciudad de Santiago en terreno, este valor de riqueza es igual a la registrada por Villaseñor y Escobar (2019), quienes evaluaron aves en cementerios parques, y superior a otros estudios de la ciudad de Santiago (Varela, 2003 [28]; Mella y Loutit, 2007 [29]; Muñoz *et al.*, 2018 [39]), debido posiblemente a que el esfuerzo de muestreo realizado en el presente estudio fue superior en cuanto a sitios de evaluación y área abarcada dentro de la matriz urbana de Santiago.

Comunidad de aves y vegetación leñosa en el paisaje

La comunidad de aves fue más diversa y las abundancias de las especies fueron más homogéneas en sitios con mayor cobertura y agregación de la vegetación leñosa a escala de paisaje (1 km²). Una mayor cobertura de la vegetación leñosa en el paisaje urbano se asociaría a una mayor cantidad de recursos, como sitios de nidificación y refugio (Welch, 1994), favoreciendo una mayor diversidad de la comunidad de aves en la ciudad (Clergeau *et al.*, 1998).

Áreas urbanas con baja cobertura y agregación de la vegetación leñosa en el paisaje (1 km²) presentaron una comunidad de aves con baja riqueza y alta dominancia de unas pocas especies. En estas áreas dominan especies exóticas como el gorrión (*Passer domesticus*) y la paloma (*Columba livia*). Estas especies son muy abundantes en sitios con una alta superficie construida y menor cobertura vegetal en la ciudad de Santiago (Benito *et al.*, 2019).

Gremios

Dieta

De acuerdo a los resultados, el gremio de las aves insectívoras sería particularmente sensible a un ambiente más construido, debido a que en ambas temporadas se asoció a variables de vegetación como el porcentaje de cobertura de vegetación leñosa y su agregación espacial (1 km²) y porcentaje de cobertura herbácea. Estas variables se oponen a las variables que demuestran mayor superficie construida como longitud de caminos (50 metros) y porcentaje de cobertura de suelo impermeable (11 metros). Este

comportamiento se explicaría debido a que en sitios con mayor cobertura y agregación espacial de la vegetación leñosa (1 km²; como plazas o parques urbanos) existiría una mayor disponibilidad de artrópodos, aumentando principalmente su éxito de alimentación (Dragos *et al.*, 2017; MacGregor-Fors, 2008).

El gremio de aves nectarívoras estuvo representado sólo por una especie de colibrí, el picaflor chico (*S. sephaniodes*), especie presente en la ciudad de Santiago en época no-reproductiva. El picaflor chico, debido a su alto metabolismo, debe alimentarse constantemente durante las primeras horas del día (López-Calleja y Bozinovic, 2003), que coinciden con las horas de los muestreos, donde la cobertura vegetal sería esencial para la provisión de flores donde se alimenta.

El gremio de las aves omnívoras en ambas temporadas se asoció positivamente con sitios con una mayor cobertura de vegetación leñosa (1 km²) y con una mayor agregación espacial de la misma (1 km²), y negativamente con sitios más construidos. Sin embargo, gran cantidad de estudios han encontrado que los omnívoros, debido a sus dietas generalistas, tienden a favorecerse por el proceso de urbanización (Lancaster y Rees, 1979; Cleargeau *et al.*, 1998; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009). Esta diferencia entre nuestros resultados y la evidencia científica respecto a los omnívoros podría deberse a que las especies que potencialmente pueden integrar este gremio son de difícil clasificación por la variabilidad en sus dietas, donde el ítem trófico principal puede modificarse de acuerdo a la estacionalidad, disponibilidad de recursos, etc.

El gremio de aves granívoras se asoció con ambientes más construidos, concordando con otros resultados de estudios en ecosistemas urbanos (Emlen, 1974; Beissinger y Osborne, 1982). Este resultado podría deberse a que la vegetación arbórea en Santiago tiene floración en todas las estaciones (*e.g.* Castro *et al.*, 2018), lo que se traduce en oferta de semillas durante todo el año. También, el suelo impermeable de las calles evitaría que las semillas sean incorporadas como materia orgánica al sustrato, quedando disponible por un largo tiempo y de manera abundante en el suelo de la ciudad.

Sustrato de forrajeo

El gremio de aves que forrajean en la vegetación se asoció positivamente con variables de la vegetación como el porcentaje de cobertura de vegetación leñosa en 1 km² y en 50 m de radio. Al igual que en otros estudios (Melles *et al.*, 2003), se demostró que este gremio tiene una fuerte dependencia con variables de la vegetación, siendo particularmente sensible al aumento en la superficie construida. Además, muchas especies registradas en este estudio como forrajeadores de vegetación son además insectívoras, y los sitios con mayor cobertura leñosa, además de proveer refugio y disponibilidad de recursos vegetales (*i.e.* hojas y frutos), provee una importante oferta de insectos (Rousseau *et al.*, 2015).

Por otro lado, el gremio de aves que forrajean en el suelo se asoció positivamente con sitios más construidos, contrario a algunos supuestos que mencionan que la expansión urbana afectaría negativamente a este gremio (Ikin *et al.*, 2012). En nuestro estudio, encontramos que muchas especies que forrajean en el suelo son granívoras, las que tendrían mayor éxito de forrajeo en ambientes construidos (Perepelizin y Faggi, 2009).

Sustrato de nido

Los gremios de aves que nidifican en la vegetación, en el suelo y el parásito de nido (*M. bonariensis*) se asociaron en su mayoría positivamente a variables de la vegetación en ambas temporadas de estudio. Aves que nidifican en la vegetación se beneficiarían de una mayor cobertura de la vegetación leñosa en ciudades (Lim y Sodhi, 2004). Este patrón ocurre no sólo en temporada reproductiva, sino también durante la temporada no reproductiva, probablemente porque la vegetación brindaría refugio durante todo el año (Rousseau *et al.* 2015). Las aves que nidifican en el suelo también se asociaron a una mayor cobertura vegetal, lo que coincide con otros estudios en ambientes urbanos (Marzluff, 2001). Las superficies construidas no presentarían las condiciones de microhábitat para la construcción de nidos que requieren aves que nidifican en el suelo (Evans *et al.*, 2011), por lo que necesitarían cobertura vegetal en ciudades (*e.g.* prados, arbustos).

La respuesta del mirlo (*M. bonariensis*), obedecería a que la mayoría de las especies que esta ave parasita en la zona central de Chile corresponden a especies que nidifican en la vegetación (Marín, 2000). El mirlo, a pesar de ser abundante en la ciudad de Santiago (Benito *et al.*, 2019), careció de registros durante la temporada no reproductiva. Esto se debería a que en la época no reproductiva el mirlo tiende a agruparse formando grandes bandadas, ocupando extensas áreas verdes dominadas por prados, como cementerios parque (*e.g.* Villaseñor y Escobar, 2019), ambiente que no fue considerado en este estudio.

El gremio de los nidificadores de cavidades secundarios se asoció a sitios con un mayor nivel de construcción, resultado que coincide con otros estudios en ambientes urbanos (Lim y Sodhi, 2004). En sistemas con menor intervención antrópica, este gremio comúnmente depende de nidificadores de cavidades primarios (gremio con datos insuficientes para su análisis en este estudio) y de árboles muertos y de gran tamaño (Land *et al.*, 1989). En nuestro estudio, la respuesta a nivel de gremio está dominada por la respuesta del gorrión (*P. domesticus*), especie que utiliza construcciones humanas para refugiarse y nidificar (*e.g.* Lim y Sodhi, 2004) y es muy abundante en la ciudad de Santiago (Benito *et al.*, 2019).

Tamaño corporal

En relación con el tamaño corporal, las aves de tamaño pequeño se asociaron en mayor grado a variables del ambiente construido. Esto se debería a que el gorrión (*P. domesticus*) es más abundante que las otras especies que las otras especies (Benito *et al.*, 2019), lo que implicaría que la respuesta a nivel de gremio se ve muy influenciada por la abundancia de esta especie.

En este estudio el gremio de aves de tamaño mediano está representado en su mayoría por insectívoros, que se alimentan en el suelo (principalmente) y en la vegetación, lo que podría explicar las asociaciones entre este gremio y la vegetación.

Las aves de tamaño muy grande se asociaron con variables de la cobertura de la vegetación leñosa y su agregación en el paisaje, posiblemente reflejando la respuesta de las aves rapaces, grupo que habitualmente necesitan árboles, tanto para descansar como

para la búsqueda de presas, y que al ser aves de gran tamaño necesitarían parches de vegetación leñosa más extensos (Hostetler y Holling, 2000).

Especies

Dieta

En el caso de las especies insectívoras, todas presentaron una asociación favorable con sitios donde existe mayor porcentaje de cobertura herbácea (11 m) y leñosa (50 m y 1 km²), como por ejemplo el fio-fío (*E. albiceps*), especie registrada sólo en la temporada reproductiva debido a su carácter de migrante austral (Chesser, 1994; Capllonch y Lobo, 2005). A su vez, el mirlo (*M. bonariensis*) también presentó una asociación positiva con la cobertura herbácea, debido a que se alimenta principalmente de insectos que encuentra en el suelo. Esta especie tampoco se analizó durante el período no reproductivo por atributos ecológicos mencionados con anterioridad. Esta asociación entre las especies insectívoras y la vegetación, posiblemente se deba a que los sitios con mayor cobertura vegetal albergan una mayor oferta de invertebrados para alimentarse.

Las especies omnívoras no fueron consideradas en los análisis específicos debido a que ninguna de las tres especies pertenecientes a este gremio, tenca (*Mimus thenca*), gaviota dominicana (*Larus dominicanus*) y tordo (*Curaeus curaeus*), estuvo presente en al menos el 10% de los sitios, sin embargo, como gremio aportaron datos suficientes para los análisis.

Las especies del gremio de aves granívoras presentaron una variedad de respuestas, observándose asociaciones positivas, por ejemplo, entre cotorra argentina (*M. monachus*) y chicol (*Z. capensis*) con las variables de la vegetación a nivel de paisaje (porcentaje de cobertura de la vegetación leñosa y su agregación espacial en 1 km²) y el porcentaje de cobertura herbácea (11 m), respectivamente. Esta heterogeneidad, sin embargo, no se refleja de igual forma en el análisis a nivel de gremio, donde el gremio fue más abundante cuando los sitios presentaban una mayor cobertura de variables relacionadas con el ambiente construido como la cobertura de superficies impermeables (11 m) o de edificaciones (11 m). Este patrón ocurriría por la alta abundancia del gorrión (*P. domesticus*) y la paloma (*C. livia*) en la ciudad de Santiago (Benito *et al.*, 2019) y su asociación con sitios con un mayor nivel de construcción (Villaseñor *et al.*, 2020), haciendo que el valor total del gremio se asocie con variables más representativas del suelo urbano.

Sustrato de forrajeo

Según el sustrato de forrajeo, aquellas especies que forrajean en la vegetación como la cotorra argentina (*M. monachus*), picaflor chico (*S. sephaniodes*), chercán (*T. aedon*) y fio-fío (*E. albiceps*), mostraron una asociación con las variables de la vegetación, siendo, por lo tanto, sensibles a un aumento en la superficie construida. Esta asociación con la vegetación se explica por el recurso trófico utilizado por cada especie; la cotorra argentina, por ejemplo, se alimenta de las semillas que encuentra en los árboles, el picaflor chico (*S. sephaniodes*) del néctar de las flores de árboles y arbustos, mientras que el chercán (*T. aedon*) y el fio-fío (*E. albiceps*) se alimentan de insectos que encuentran en el follaje y ramas de árboles y arbustos (del Hoyo *et al.*, 1992; Villaseñor

et al., 2020). Por el carácter migrante del fio-fio (*E. albiceps*) y el picaflor chico (*S. sephaniodes*) (Chesser, 1994; López-Calleja y Bozinovic, 2003), sólo se registraron en una temporada; periodo reproductivo el primero y en el no reproductivo el segundo.

Los forrajeadores de suelo tuvieron asociaciones con variables del ambiente construido y de la vegetación, sin embargo, la mayor abundancia del gorrión (*P. domesticus*) y la paloma (*C. livia*) en la ciudad de Santiago (Benito *et al.*, 2019) explican la asociación que presentó el gremio de especies que forrajean en el suelo con variables relacionadas con un mayor nivel de construcción. Dentro de las especies que se asociaron a variables de la vegetación, están el chincol (*Z. capensis*), el mirlo (*M. bonariensis*) y zorzal (*T. Falcklandii*), especies con abundancias mucho menores respecto al gorrión (*P. domesticus*) y la paloma (*C. livia*).

Sustrato de nido

Respecto al sustrato de nidificación, el gremio de aves que nidifican en la vegetación presentó distintos patrones entre temporadas. Por un lado, en la temporada reproductiva las especies se asociaron con variables del ambiente construido y de la vegetación, mientras que en la temporada no reproductiva se asociaron exclusivamente con variables de la vegetación. Esta variación entre temporadas podría atribuirse al comportamiento de la tórtola (*Z. auriculata*) y de la tortolita cuyana (*C. picui*), aves que en la temporada reproductiva se asociaron a variables del ambiente construido, y que en la temporada no reproductiva tienden a ser más abundantes en sitios con mayor vegetación como parques y cementerios parques (Villaseñor y Escobar, 2019), lo que podría explicar también la razón de que la tortolita cuyana (*C. picui*) presentara menos registros esta temporada.

Para las especies que nidifican en el suelo, sólo el 20% lo hace en este sustrato, pero sólo el chincol (*Z. capensis*) presentó datos suficientes para el análisis a nivel de especie. La baja riqueza de especies que nidifican en el suelo se debería a que en ambientes urbanos habría una baja oferta de sitios de nidificación para estas especies (Evans *et al.*, 2011), ya que las superficies construidas no presentarían las condiciones de microhábitat que requieren estas aves para construir su nido. En el caso del chincol (*Z. capensis*), el aumento de las variables de coberturas construidas no sería su única amenaza, ya que se observó una asociación entre esta especie y el mirlo (*M. bonariensis*), encontrando que en el 71% de las veces en las que se registró chincol (*Z. capensis*) también se registró al mirlo (*M. bonariensis*), especie que mayoritariamente parasita nidos de chincol (*Z. capensis*) para su reproducción (Mahler *et al.*, 2007).

El gremio de las aves nidificadoras de cavidades secundarias estuvo representado por 3 especies (chercán (*T. aedon*), tijeral (*L. aegithaloides*) y gorrión (*P. domesticus*)) en las dos temporadas evaluadas. El gorrión (*P. domesticus*) dominó en cuanto a la abundancia del gremio, lo que permitiría entender la respuesta en el análisis gremial. El gorrión (*P. domesticus*) tiene mayores valores de abundancia en sitios donde el porcentaje de cobertura de edificaciones es mayor, posiblemente debido a que en Chile esta especie aprovecha las edificaciones humanas para construir su nido en agujeros de paredes, tejados de casas, entre otros (Martínez-Piña y González-Cifuentes, 2017).

Tamaño corporal

En relación con el tamaño corporal, el tijuque (*M. chimango*), única especie representante del gremio de aves de tamaño corporal muy grande en ambas temporadas se asoció con variables de la vegetación. Si bien, es común verlo en las ciudades, estudios demuestran que esta ave tolera niveles moderados de urbanización y es más común en parques y sitios baldíos (Bellocq *et al.*, 2008; Villaseñor *et al.*, 2020), lo que podría explicar su asociación con la vegetación por sobre las variables urbanas.

Las especies pequeñas en ambas temporadas mostraron una distribución heterogénea en cuanto a sus asociaciones con las variables del ambiente. Por ejemplo, el gorrión se asoció fuertemente con variables del ambiente construido, donde su tamaño pequeño le otorgaría mayor capacidad para invadir y ser más abundante en las ciudades (Carrete y Tella, 2011). Por otro lado, especies como el chercán (*T. aedon*) y fio-fio (*E. albiceps*), aves insectívoras pequeñas, son más abundantes en sitios con mayor cobertura de vegetación los con más oferta alimenticia para estas aves (Dragos *et al.*, 2017).

Recomendaciones

Los resultados de este estudio aportan al conocimiento de la relación entre la comunidad de aves y variables del paisaje y hábitat local en la ciudad de Santiago. Esta información podría contribuir al desarrollo de estrategias para un desarrollo urbano sostenible, a través de la incorporación de objetivos de manejo que consideren la conservación de las aves en la ciudad, por parte de manejadores y planificadores urbanos.

Los resultados de este estudio demuestran que la vegetación, particularmente la vegetación leñosa, tendría un efecto positivo en la diversidad, equitatividad y abundancia de la comunidad de aves.

Implementar un programa de forestación urbana que permita aumentar la cobertura vegetal en zonas donde esta variable es más baja, contribuiría en gran medida a la comunidad de aves en Santiago, y podría potenciar un aumento en las aves nativas en el ensamble (Benito *et al.*, 2019). Potenciar además un aumento en la agregación espacial de la vegetación leñosa también aportaría a mejorar la calidad del hábitat para la comunidad de aves. Sin embargo, teniendo en consideración el poco espacio que queda disponible dentro de la matriz urbana, especialmente en comunas con menor vegetación urbana (Hernández y Villaseñor, 2018), implementar un programa de forestación que considere esta última variable es poco factible dentro de la ciudad de Santiago, por lo que enfocar esfuerzos en aumentar la cobertura de la vegetación leñosa sería una estrategia más realista.

Debido a que las áreas donde existe una menor cobertura de vegetación suelen estar en las comunas más vulnerables de la capital (Hernández y Villaseñor, 2018), los programas de forestación deberían contemplar el uso de árboles que tengan menor gasto de mantenimiento, como árboles nativos, lo que implicaría un menor gasto para los municipios.

Un aumento en la cobertura vegetal no solo beneficia a la comunidad de aves, sino que también a las personas que viven y trabajan en la capital. Por ejemplo, permitiría aumentar la superficie de áreas verdes en las comunas con menores ingresos, factor importante para mejorar el bienestar y equidad en el acceso a la naturaleza de las

personas en la ciudad (Benito *et al.*, 2019). En Santiago, la superficie de áreas verdes es en promedio de 3,9 m² por habitante, las que se encuentran muy por debajo de las recomendadas por la organización de la salud (9 m²; Reyes-Päcke y Figueroa, 2010).

Es necesario complementar programas de forestación con programas de educación ambiental que tengan como objetivo mostrar y reforzar la importancia que tiene la vegetación urbana para la comunidad de aves y las personas.

Debido a la enorme presión inmobiliaria que presenta la ciudad de Santiago, fomentar la generación e implementación de programas de forestación sería gravitante para poder alcanzar un desarrollo urbano sostenible, que contemple como uno de sus objetivos la conservación de las aves en la ciudad.

CONCLUSIONES

A través de la evaluación de aves en la ciudad de Santiago se logró un listado actualizado y completo de la avifauna presente en la matriz urbana, obteniendo una riqueza total de 42 especies de aves (38 nativas y 4 exóticas). Durante el periodo reproductivo se registró una riqueza total de 35 especies de aves (31 nativas y 4 exóticas), mientras que en el periodo no reproductivo se registró una riqueza total de 30 especies de aves (27 nativas y 3 exóticas).

Los resultados sugieren que el porcentaje de cobertura de la vegetación leñosa, así como también su agregación a nivel de paisaje, favorecen la diversidad y equidad en la comunidad de aves urbanas. Estas variables del paisaje también tienen un efecto positivo sobre la abundancia de los gremios de aves insectívoras y las que forrajean en la vegetación.

A escala de hábitat local, algunos gremios se ven más favorecidos por variables de la vegetación, como es el caso del gremio de aves que forrajea en la vegetación y aves de tamaño corporal mediano. Por otro lado, es importante destacar que algunos gremios se ven particularmente favorecidos por un ambiente construido, como el gremio de aves granívoras y aves que forrajean en el suelo.

A nivel específico, especies como el zorzal, mirlo y chincol, muy comunes en la matriz urbana, se vieron favorecidas por un aumento en la cobertura de la vegetación en todas sus escalas de análisis, mientras que otras como el gorrión, la paloma y la tortolita cuyana se vieron beneficiadas en zonas con un mayor nivel de construcción.

Este trabajo presenta información útil para manejadores y planificadores urbanos, que debería considerarse para el diseño de medidas que favorezcan un desarrollo urbano sostenible y que promueva la conservación de aves en la ciudad. Programas de forestación, acompañados por programas en sitios con menor cobertura vegetal mejorarían el hábitat para las aves, como también la calidad de vida de las personas que viven y trabajan en la ciudad.

BIBLIOGRAFÍA

- Abel, T and J.R. Stepp. 2003. A new ecosystems ecology for anthropology. *Conservation Ecology*, 7(3).
- Alberti, M.; J. Marzluff; E. Shulenberger; G. Bradley; C. Ryan and C. Zumbrunnen. 2003. Integrating Humans into Ecology: Opportunities and Challenges for Studying *Urban Ecosystems*. *BioScience*, 53(12): 1169-1179.
- Altamirano, A.; M. Alejandro y C. Jiménez. 2012. Incertidumbre de los índices de paisaje en el análisis de la estructura espacial. *Bosque*, 33(2): 171-181.
- Amaya-Espinel, J.D.; M. Hostetler; C. Henríquez and C. Bonacic 2019. The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103578.
- Angeoletto, F.; C. Essy; J.P. Ruiz; F. Fonseca; R. Massulo y J.W. Correa. 2015. Ecología urbana: la Ciencia Interdisciplinaria del Planeta Ciudad. *Desenvolvimento em Questão*, 13(32): 6-20.
- Arroyo, M.T.K.; P. Marquet; C. Marticorena; J. Simonetti; L. Cavieres; F. Squeo. *et al.* 2006. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. Diversidad de ecosistemas, ecosistemas terrestres. (cap. 2, 94-97). En: Comisión Nacional del Medio Ambiente. Biodiversidad de Chile Patrimonio y Desafíos. Segunda edición. Santiago, Chile. 636p.
- Badii, M.H.; J. Castillo; K. Cortez; A. Wong y P. Villalpando. 2007. Análisis de correlación canónica (ACC) e investigación científica. *Innovaciones de Negocios*, 4(2): 405-422.
- Beissinger, S. and D. Osborne. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. *Condor*, 84: 75-83.
- Belloq, M. I.; J. Filloy and P.I. Garaffa. 2008. Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor chimango caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean region of Argentina. *Annales Zoologici Fennici*, 45(2): 128-134.
- Benito, J.F.; M.A.H. Escobar y N.R. Villaseñor. 2019. Conservación en la ciudad: ¿Cómo influye la estructura del hábitat sobre la abundancia de especies de aves en una metrópoli Latinoamericana?. *Gayana* 83: 114-125.
- Bibby C.J., Burgess N.D. Hill D.A. 1992. Bird census techniques. British Trust for Ornithology and Royal Society for the Protection of Birds. Academic Press. London.
- Bingwen, Z. 2014. “Urbanización excesiva” y “urbanización superficial”: una comparación entre América Latina y China. En: CEPAL (División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos de la Comisión Económica para América Latina y el Caribe). Urbanización y Políticas de vivienda en China y América Latina y el Caribe. Santiago, Chile: Naciones Unidas. 200p.

- Blair, R. and Launer, A. 1997. Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, 80:113-125.
- Caballero, H.; G. Varona y Y. García. 2004. Estructura ecológica de las comunidades de corales de la costa oriental de bahía de cochinos, Cuba. *Revista Investigación Marina*, 25(1): 23-36.
- Cadenasso, M.; S. Pickett and K. Schwarz. 2007. Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(2): 80-88.
- Capllonch, P. and R. Lobo. 2005. Contribución al conocimiento de la migración de tres especies de Elaenia de Argentina. *Ornitología Neotropical*, 16(2): 145-161.
- Carbó-Ramírez, P. and I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100(2011): 213-222.
- Carrete, M.; and J.L. Tella. 2011. Inter-individual variability in fear of humans and relative brain size of the species are related to contemporary urban invasion in birds. *PloS one*, 6(4).
- Castro, S.A.; N. Guerrero-Leiva; M. Bolados and J.A. Figueroa. 2018. Riqueza y distribución de la flora urbana de Santiago de Chile: una aproximación basada en interpolación IDW. *Caderno de Pesquisa*, 30(1).
- Chávez, C. 2014. Relación entre la avifauna, la vegetación y las construcciones en plazas y parques de la ciudad de Valdivia. Memoria Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 45h.
- Chesser, R. T. 1994. Migration in South America: an overview of the austral system. *Bird Conservation International*, 4(2-3): 91-107.
- Clergeau, P.; J.P. Savard; G. Mennechez and G. Falardeau. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The condor*, 100(3): 413-425.
- Colding, J. and S. Barthel. 2017. An urban ecology critique on the “Smart City” model. *Journal of Cleaner Production*, 164(2017): 95-101.
- Concepción, E.; M. Obrist; M. Moretti; F. Altermatt; B. Baur and M. Nobis. 2016. Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. *Urban ecosystems* 19: 225-242.
- Cozzani, N. y S. Zalba. 2009. Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecología Austral*, 19: 35-44.
- Cursach, J. y J. Rau. 2008, oct. Avifauna presente en dos parques urbanos de la ciudad de Osorno, sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología*, 14(2): 98-103.

del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds.). 1992. Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona.

Del Río, M.; F. Montes; I. Cañellas y G. Montero. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria. Sistemas y recursos forestales* 12(1): 159-176.

DGA (Dirección General de Aguas). 2012, jul. Información pluviométrica, fluviométrica, estado de embalses y aguas subterráneas (Bol. Tec. N°411). Santiago, Chile. 31p.

Díaz, J. y J. Armesto. 2003. La conservación de las aves silvestres en ambientes urbanos de Santiago. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 19(2): 31-38.

Ditchkoff, S. and S. Saalfeld. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: modifications due to human-induced stress. *Urban ecosystems*, 9: 5-12.

Dragoş M.; A. Petrescu and G.L. Merciu. 2017. Analysis of vegetation from satellite images correlated to the bird species presence and the state of health of the ecosystems of Bucharest during the period from 1991 to 2006. *Geographica Pannonica*, 21(1): 9-25.

Emlen, J.T. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *The Condor*, 76: 184-197.

ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2014. ArcGIS Desktop.

Estades, C.F. 1995. Aves y vegetación urbana: el caso de las plazas. *Boletín Chileno de Ornitología*, 2: 7-13.

Estades, C.F. and S. Temple. 1999. Dicotyledonous-Forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological applications*, 9(2): 573-585.

Evans, K. L.; D.E. Chamberlain; B. J. Hatchwell; R.D. Gregory and K.J. Gaston. 2011. What makes an urban bird?. *Global Change Biology*, 17(1): 32-44.

Farina, A. 2000, apr. The Cultural Landscape as a Model for the Integration of Ecology and Economics. *BioScience*, 50(4): 313-320.

Figueroa, F.; V. Sánchez-Cordero; P. Illoldi-Rangel y M. Linaje. 2011. Evaluación de la efectividad de las áreas protegidas para contener procesos de cambio de uso en el suelo y la vegetación. ¿Un índice es suficiente?. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 951-963.

Grimm, N.; S. Faeth; N. Golubiewsky; C. Redman; J. Wu; X. Bai. *et al.* 2008, feb. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319: 756-760.

Gutierrez-Tapia, P.; M.I. Azocar and S.A. Castro. 2018. A citizen-based platform reveals the distribution of functional groups inside a large city from the Southern

Hemisphere: e-Bird and the urban birds of Santiago (Central Chile). *Revista Chilena de Historia Natural*, 91(3).

Hahs, A.; M. McDonnell; M. McCarthy; P. Vesk; R. Corlett; B. Norton. *et al.* 2009. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology Letters*, 12: 1165-1173.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Hernández, H. J. y N.R. Villaseñor. 2018. Twelve-year change in tree diversity and spatial segregation in the Mediterranean city of Santiago, Chile. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29: 10-18.

Hostetler, M. and C.S, Holling. 2000. Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscapes. *Urban Ecosystems*, 4(1): 25-54.

Ikin, K.; E. Knight; D.B. Lindenmayer; J. Fischer and A.D. Manning. 2012. Linking bird species traits to vegetation characteristics in a future urban development zone: implications for urban planning. *Urban Ecosystems*, 15(4): 961-977.

INE (Instituto Nacional de Estadísticas). 2017. Compendio estadístico 2017. Dirección Nacional. Departamento de Comunicaciones e Imagen Corporativa. Santiago, Chile. 204p.

IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Díaz, S.; J. Settele; E. S. Brondizio; H. T. Ngo; M. Guèze; J. Agard, *et al.* IPBES secretariat Bonn, Germany.

Kowarik, I. 2011, feb. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental pollution*, 159: 1974-1983.

Lancaster, R.K. and W.E. Rees. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology*, 57: 2358-2368.

Land, D.; W.R. Marion and T.E. O'Meara. 1989. Snag availability and cavity nesting birds in slash pine plantations. *Journal of Wildlife Management*, 53(4): 1165-1171.

Lim, H.C. and N.S. Sodhi. 2004. Responses of avian guilds to urbanization in a tropical city. *Landscape and Urban Planning*, 66: 199-215.

Lindsay, A.R.; S.S. Gillium and M.W. Meyer. 2002. Influence of lakeshore development on breeding bird communities in a mixed northern forest. *Biological conservation*, 107: 1-11.

Lopez, J. 2001. Estructura gremial y organización de un ensamble de aves del desierto del monte. Tesis Doctoral. Buenos Aires, Argentina: Universidad de Buenos Aires. 19p.

- López-Calleja, M. V. and F. Bozinovic. 2003. Dynamic energy and time budgets in hummingbirds: a study in *Sephanoides sephaniodes*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 134(2): 283-295.
- Luebert, F. y P. Pliscoff. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago de Chile: Editorial Universitaria. 323p.
- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*, 84: 92-98.
- MacGregor-Fors, I. and J.F. Escobar-ibáñez. 2017. Avian Ecology in Latin American Cityscapes. *Springer*. 173pp.
- Mahler, B.; V.A. Confalonieri; I.J. Lovette and J.C. Reboreda. 2007. Partial host fidelity in nest selection by the shiny cowbird (*Molothrus bonariensis*), a highly generalist avian brood parasite. *Journal of evolutionary biology*, 20(5): 1918-1923.
- Marín, M. 2000. The Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*) in Chile: introduction or dispersion? Its hosts and parasitic trends. *Ornitología neotropical*, 11(4), 285-296.
- Martínez-Piña, D. E. y G.E González-Cifuentes. 2017. Las Aves de Chile: Guía de Campo y Breve Historia Natural. Ediciones del Naturalista. Santiago, Chile.
- Marzluff, J. M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (pp. 19-47). Springer, Boston, MA.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 27(2006): 247-260.
- Mella, J. y A. Loutit. 2007, oct. Ecología comunitaria y reproductiva de aves en cerros islas y parques de Santiago. *Boletín Chileno de Ornitología*, 13: 13-27.
- Melles, S.; S. Glenn and K. Martin. 2003. Urban Bird Diversity and Landscape Complexity: Species–environment Associations Along a Multiscale Habitat Gradient. *Conservation Ecology*, 7(1).
- Miller, J. and R. Hobbs. 2002, apr. Conservation Where People Live and Work. *Conservation biology*, 16(2): 330-337.
- Muñoz-Sáez, A. J.F. Perez-Quezada and C.F. Estades. 2017. Agricultural landscapes as habitat for birds in central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 90(3): 1-12.
- Muñoz, C. E.; M.I. Undurraga; T. Saratscheff; T. Rannou y J.L. Celis-Diez. Capítulo 10 Diversidad y conocimiento de las aves urbanas por habitantes de Santiago, Chile. 315p.
- Myers, N.; R.A. Mittermeier; C. Mittermeier; G.A.B. da Fonseca and J. Kent. 2000, feb. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

Oksanen, J.; F. G. Blanchet; M. Friendly; R. Kindt; P. Legendre; D. McGlinn. *et al.* 2018. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Ortega-Álvarez, R. and I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*, 90:189-195.

Pellissier, V.; M. Cohen; A. Boulay and P. Clergeau. 2012. Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. *Landscape and Urban Planning*, 104: 181-188.

Perepelizin, P. y A.M. Faggi. 2009. Diversidad de aves en tres barrios de la ciudad de Buenos Aires, Argentina. *Multequina*, 18: 71-85.

Poos, M. and D. Jackson. 2012. Addressing the removal of rare species in multivariate bioassessments: The impact of methodological choices. *Ecological Indicators*, 18: 82-90.

Quintanilla, M.; N. Villaseñor y J. Hernández. Mapeo de árboles y arbustos en ciudades: clasificación orientada a objetos utilizando imágenes satelitales de alta resolución en Santiago, Chile. En: Eco-civilización: Cambiando la ruta de la humanidad hacia un futuro con paisajes sustentables (2ª, mayo de 2019, Santiago, Chile).

R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Reyes Pácke, S. y I.M. Figueroa Aldunce. 2010. Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile. *EURE* (Santiago), 36(109), 89-110.

Root, R. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Society of America*, 37(4): 317-350.

Rousseau, J.S.; J.P.L Savard and R. Titman. 2015. Shrub-nesting birds in urban habitats: their abundance and association with vegetation. *Urban ecosystems*, 18(3): 871-884.

Somarriba, E. 1999. Diversidad Shannon. *Agroforestería en las Américas*, 6(23): 72-74.

Urquiza, A. y J. Mella. 2002. Riqueza y diversidad de aves en parques de Santiago durante el período estival. *Boletín Chileno de Ornitología*, 9: 12-21.

Varela, S. 2003. Calidad de la vegetación urbana como hábitat para aves. El caso de Santiago de Chile. Memoria Ingeniero Forestal. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 48h.

Villaseñor N.R.; L. Chiang; H.J. Hernández and M.A.H. Escobar. 2020. Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 49: 126632.

Villaseñor N.R.; M.A.H. Escobar and H.J. Hernández. 2019. Conservación en la ciudad: ¿Cómo influye la cantidad y el arreglo espacial de la cobertura arbórea/arbustiva sobre la riqueza de especies de aves nativas en Santiago, Chile? II Reunión Bienal IALE-Chile. Santiago. 23 y 24 de mayo de 2019.

Villaseñor N.R. and M.A.H. Escobar. 2019. Cemeteries and biodiversity conservation in cities: how do landscape and patch-level attributes influence bird diversity in urban park cemeteries?. *Urban Ecosystems*, 16(3).

Welch, J. 1994, mar. Street and park trees of Boston: a comparison of urban forest structure. *Landscape and Urban Planning*, 29: 131-143.

APÉNDICES

Apéndice 1. Riqueza y abundancia de aves registradas en ambas temporadas en el área urbana de la ciudad de Santiago.

Abund.Prom.Rep: Abundancia promedio durante la temporada reproductiva. Abund. Prom. No. Rep: Abundancia promedio temporada no reproductiva. Abund. Prom. Total: Abundancia promedio entre ambas temporadas.

Dieta: Ca: carnívoros; Fo: folívoros; Fr: frugívoros; Gr: granívoros; In: insectívoros; Om: omnívoros. Sustrato de Forrajeo: Air: aire; Sue: suelo; Veg: Vegetación. Sustrato de nido: Ac: acantilado; CP: cavidad primaria; CS: cavidad secundaria; Ed: edificaciones; Par: parásito; Sue: suelo; Veg: vegetación. Tamaño corporal: G: grande; M: Mediano; MG: muy grande; P: Pequeño.

¹Especies registradas al menos en el 10% de los sitios en la temporada reproductiva.

²Especies registradas al menos en el 10% de los sitios en la temporada no reproductiva.

*Especies registradas fuera de los 50 metros de radio de conteo, solo como dato de riqueza.

Nombre científico	Nombre común	Abund. Prom. Rep	Abund. Prom. No Rep	Abund Prom total	Dieta	Sustrato Forrajeo	Sustrato Nido	Tamaño
<i>Passer domesticus</i> ^{1,2}	gorrión	4.28	2.951	3.614	Gr	Sue	CS	P
<i>Columba livia</i> ^{1,2}	paloma	2.78	3.212	2.998	Gr	Sue	Ed	G
<i>Turdus falcklandii</i> ^{1,2}	zorzal	2.03	1.355	1.691	In	Sue	Veg	M
<i>Zenaida auriculata</i> ^{1,2}	tórtola	1.65	1.446	1.550	Gr	Sue	Veg	M
<i>Zonotrichia capensis</i> ^{1,2}	chincol	1.13	0.880	1.003	Gr	Sue	Sue	P
<i>Myiopsitta monachus</i> ^{1,2}	cotorra argentina	0.69	0.350	0.519	Gr	Veg	Veg	G
<i>Molothrus bonariensis</i> ¹	mirlo	0.47	0.271	0.371	In	Sue	Par	M
<i>Troglodytes aedon</i> ^{1,2}	chercán	0.26	0.355	0.310	In	Veg	CS	P
<i>Elaenia albiceps</i> ¹	fio-fio	0.47	0.000	0.235	In	Veg	Veg	P
<i>Columbina picui</i> ¹	tortolita cuyana	0.20	0.153	0.176	Gr	Sue	Veg	P
<i>Curaeus curaeus</i>	tordo	0.23	0.084	0.159	Om	Sue	Veg	M
<i>Milvago chimango</i> ^{1,2}	tiuque	0.14	0.085	0.114	Ca	Air	Veg	MG
<i>Sephanoides sephaniodes</i> ²	Picaflor chico	0.000	0.187	0.093	Nec	Veg	Veg	P

Nombre científico	Nombre común	Abund. Prom. Rep	Abund. Prom. No Rep	Abund . Prom total	Dieta	Sust. Forrajeo	Sust. Nido	Tamaño
<i>Anairetes parulus</i>	cachudito	0.07	0.060	0.065	In	Veg	Veg	P
<i>Phytotoma rara</i>	rara	0.09	0.031	0.063	Fo	Sue	Veg	M
<i>Leptasthenura aegithaloides</i> ²	tijeral	0.03	0.083	0.056	In	Veg	CS	P
<i>Sporagra barbata</i>	jilguero	0.03	0.055	0.042	Gr	Veg	Veg	P
<i>Vanellus chilensis</i>	queltehue	0.05	0.033	0.042	In	Sue	Sue	MG
<i>Tachycineta meyeri</i>	golondrina chilena	0.06	0.022	0.041	In	Air	CS	P
<i>Sturnella loyca</i>	loica	0.01	0.029	0.022	In	Sue	Sue	M
<i>Diuca diuca</i>	diuca	0.02	0.027	0.022	Gr	Sue	Veg	P
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	golondrina dorso negro	0.04	0.000	0.019	In	Air	CS	P
<i>Mimus thenca</i>	tenca	0.02	0.021	0.019	Om	Sue	Veg	M
<i>Larus dominicanus</i>	gaviota dominicana	0.02	0.009	0.016	Om	Air	Sue	MG
<i>Falco sparverius</i>	cernícalo	0.01	0.013	0.012	Ca	Air	CS	G
<i>Veniliornis lignarius</i>	carpinterito	0.01	0.008	0.011	In	Veg	CP	P
<i>Sicalis luteola</i>	chirihue	0.002	0.017	0.010	Gr	Sue	Sue	P
<i>Xolmis pyrope</i>	diucon	0.01	0.005	0.006	In	Veg	Veg	M
<i>Phrygilus gayi</i>	cometocino de gay	0.000	0.003	0.002	Gr	Veg	Veg	P
<i>Ardea alba</i>	garza grande	0.000	0.003	0.002	Ca	Agua	Veg	MG
<i>Enicognathus ferrugineus</i>	cachaña	0	0.002	0.001	Gr	Veg	CP	G
<i>Paroaria coronata</i>	cardenal	0.002	0.000	0.001	Gr	Sue	Veg	P
<i>Nothoprocta perdicaria</i>	perdiz	0.002	0.000	0.001	Gr	Sue	Sue	G
<i>Patagioenas araucana</i>	torcaza	0.002	0.000	0.001	Fr	Veg	Veg	MG
<i>Pseudasthenes humicola</i>	canastero	0.000	0.001	0.001	In	Veg	Veg	P
<i>Geranoaetus melanoleucus</i> *	águila	0	0.000	0.000	Ca	Air	Veg	MG
<i>Geranoaetus polyosoma</i> *	aguilucho	0	0.000	0.000	Ca	Air	Veg	MG

Nombre científico	Nombre común	Abund. Prom. Rep	Abund. Prom. No Rep	Abund . Prom total	Dieta	Sust. Forrajeo	Sust. Nido	Tamaño
<i>Upucerthia dumetaria</i> *	bandurrilla	0	0.000	0.000	In	Sue	CP	M
<i>Falco peregrinus</i> *	halcón peregrino	0	0.000	0.000	Ca	Air	Ac	MG
<i>Parabuteo unicinctus</i> *	Peuco	0	0.000	0.000	Ca	Air	Veg	MG
<i>Phrygilus alaudinus</i> *	platero	0	0.000	0.000	Gr	Sue	Sue	P
<i>Agelasticus thilius</i> *	trile	0	0.000	0.000	In	Veg	Veg	M