UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

CONTRIBUCIÓN DE LOS CERROS ISLA EN LA MANTENCIÓN DE AVES SALUDABLES EN CIUDADES: ESTUDIO SOBRE LA CONDICIÓN FISIOLÓGICA Y EL ESTADO NUTRICIONAL DE ZONOTRICHIA CAPENSIS EN SANTIAGO, CHILE

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

CAROLINA VICTORIA FERNÁNDEZ ANABALÓN

Bióloga Ambiental

SANTIAGO - CHILE 2021 Proyecto de Grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magister en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile.

Profesora Guía: Nor	nbre Nélida Villaseñor
1	Nota
F	irma
Profesora Co-Guía: Nor	mbre Yanina Poblete
1	Nota
F	irma
Profesor Consejero: Nor	nbre Cristián Estades
I	Nota
F	irma
D (0)	0:44 15: ~
Profesor Consejero: Nor	nbre Cristóbal Briceño
J	Nota
F	irma

Agradecimientos

En primer lugar, quisiera agradecer a quienes guiaron y permitieron sacar adelante este proyecto de grado: a Nélida Villaseñor por su constante apoyo y retroalimentación. A Yanina Poblete por confiar y apoyar este trabajo en todas sus aristas. Esta tesis es el resultado de un gran trabajo en equipo. Gracias Nélida y Yanina por sus conocimientos y consejos.

Agradezco también al profesor Pablo Sabat por darme un espacio en su laboratorio y a Carolina Contreras, por su apoyo en los análisis de laboratorio, consejos y por su buena disposición.

Agradezco al programa de Magíster, al claustro académico y todos los conocimientos adquiridos durante estos años. Esta etapa ha sido muy importante en mi vida profesional. A mis compañeras, Bárbara Soto y Waleska Lovera, por acompañarme a tomar datos, entregar risas, ánimo y compañía durante todo el programa. A los demás compañeros de generación, por los estudios grupales, discusiones, aprendizajes y por la motivación de aportar a la conservación de la naturaleza.

A mi hermosa familia: madre, padre, hermana y abuelita. Gracias por el apoyo incondicional, comprensión y cariño infinito a lo largo de todo este proceso. Les amo.

A Ernesto (Toto), porque cada día es distinto contigo, gracias por tu amor, compañía, paciencia y comprensión. Por acompañarme a terreno y por hacerme reír hasta en los momentos más duros.

Finalmente, agradezco al financiamiento otorgado por el Fondecyt Postdoctorado 3190111 titulado "Variación latitudinal en la asociación entre migración altitudinal, estado oxidativo y neofobia en *Zonotrichia capensis*" (Investigadora Responsable: Yanina Poblete).

Índice

1.	Introducción	. 10
	Indicadores de condición fisiológica y estado nutricional	. 11
	Condición fisiológica: Estado oxidativo	. 11
	Estado nutricional: Condición y tamaño corporal	. 12
	Áreas verdes en la ciudad	. 13
	Zonotrichia capensis como modelo de estudio	. 13
	1.1. Hipótesis	. 15
	1.2. Objetivos	. 15
	1.2.1. Objetivo general	. 15
	1.2.2. Objetivos específicos	. 15
2.	Materiales y métodos	. 16
	2.1. Área de Estudio	. 16
	2.2. Diseño de muestreo	. 16
	2.2.1. Selección de sitios y diseño de muestreo	. 16
	2.3. Manejo de aves	. 18
	2.4. Condición fisiológica: marcadores de estado oxidativo	. 19
	2.5. Estado nutricional: Condición y tamaño corporal	. 20
	2.5.1. Condición corporal	. 20
	2.5.2. Tamaño corporal	. 20
	2.6. Variables predictivas	. 21
	2.6.1. Variables del hábitat	. 21
	2.6.2. Abundancia de Zonotrichia capensis en los sitios de estudio	. 21
	2.7. Análisis de datos	. 22
	2.7.1. Estimación de dimensiones corporales	. 22
	2.7.2. Diferencias entre tipos de áreas verdes	. 22
	2.7.3. Influencia de variables del hábitat en cerros isla y en parques	. 22
	2.8. Lineamientos para la planificación urbana y el manejo del hábitat	. 23
3.	Resultados	. 24
	3.1. Condición fisiológica	. 24
	3.2. Estado nutricional	. 25
	3.2.1. Condición corporal	. 25
	3.2.2. Tamaño corporal	. 26
	3.3. Efecto de las variables del hábitat en parques	. 28

3.3.1 Condición fisiológica	28
3.3.2. Estado nutricional	28
3.4. Efecto de las variables del hábitat en cerros isla	29
3.4.1. Condición fisiológica	29
3.4.2. Estado nutricional	29
3.5. Competencia intraespecífica en cerros isla y parques	31
3.6. Diferencias entre sexos en la condición fisiológica y estado nutricional	31
4. Discusión	32
4.1. Diferencias entre tipo de área verde	32
4.1.1 Condición fisiológica	32
4.1.2. Estado nutricional	33
4.2. Efecto de las variables del hábitat en la salud de las aves	34
4.2.1. Parques	34
4.2.2. Cerros isla	35
4.2.3. Futuras investigaciones	36
4.3 Lineamientos para la planificación urbana y el manejo del hábitat	37
4.3.1. Parques	37
4.3.2. Cerros isla	38
5. Conclusiones	40
6. Referencias	41
7. Apéndices	49
Apéndice 1A. Set de mejores modelos para evaluar el efecto de las variables en parques de Santiago.	
Apéndice 1B. Set de mejores modelos para evaluar el efecto de las variables en cerros isla de Santiago.	
Apéndice 2. Set de modelos que evalúan efecto de competencia intraespecíficondición fisiológica y estado nutricional de <i>Zonotrichia capensis</i>	
Apéndice 3. Diferencias entre sexos en la condición fisiológica y estado nutrional las aves estudiadas	
Apéndice 4. Promedio, rango y error estándar (EE) de las variables del hábita registradas en parques y cerros isla de Santiago, Chile	
Apéndice 5. Listado de especies de plantas leñosas registradas en cerros isla parques de Santiago, Chile.	•

Lista de Figuras

Figura 1. Área de estudio en Santiago, Chile, y diseño de muestreo
Figura 4. Condición y tamaño corporal según el tipo de área verde (cerro isla y parque): Condición corporal estimada a partir de (A) Índice de masa escalada (SMI) y (B) Índice de residuos (RI); Tamaño corporal estimado según (C) Índice de tamaño corporal y (D) Longitud del tarso. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (SD)
Figura 5. Efecto de las variables del hábitat en la condición y tamaño corporal de las aves que habitan en parques: Efecto del porcentaje de especies de plantas nativas en (A) Índice de residuos (RI). (B) Efecto del tamaño del área verde en el índice de tamaño corporal. Áreas sombreadas representan los intervalos de confianza al 95%
Lista de Tablas
Tabla 1: Cerros isla de Santiago que fueron considerados para el estudio. 17 Tabla 2: Sitios de evaluación. 18
Tabla 3: Resultado de modelos lineales mixtos para explicar el efecto del tipo de área verde en los marcadores de estado oxidativo: TAC, TBARS y TBARS/TAC
Tabla 4: Resultado de modelos lineales mixtos para explicar el efecto del tipo de área verde en la condición (Índice de masa escalada (SMI) e índice de residuos (RI)), y tamaño corporal (Índice de tamaño corporal y longitud del tarso)
Tabla 5: Mejores modelos lineales mixtos de acuerdo a la selección de modelos basada en criterio de información de Akaike (AICc) para explicar el efecto de las variables del hábitat en los marcadores de estado oxidativo (TAC, TBARS y TBARS/TAC), en la condición (índice de masa escalada (SMI) e Índice de residuos (RI)) y tamaño corporal (Índice de

amaño corporal y longitud del tarso) de las aves que habitan en parques. La selección c
os mejores modelos se encuentra en el Apéndice 1A2
Tabla 6: Mejores modelos lineales mixtos de acuerdo a la selección de modelos basada e
criterio de información de Akaike (AICc) para explicar el efecto de las variables del hábit
en los marcadores de estado oxidativo (TAC, TBARS y TBARS/TAC), en la condició
índice de masa escalada (SMI) e Índice de residuos (RI)) y tamaño corporal (Índice d
amaño corporal y longitud del tarso) de las aves que habitan en cerros isla. La selecció
de los mejores modelos se encuentra en el Apéndice 1B3

RESUMEN

La vida en la ciudad puede afectar la salud de las personas y de la fauna silvestre. Sin embargo, los efectos de la urbanización sobre la condición fisiológica y el estado nutricional de las aves nativas han sido escasamente estudiados. Por ejemplo, se desconoce si la salud de las aves varía con el tipo de área verde al interior de la ciudad. El presente estudio investiga si los cerros isla contribuyen a mantener individuos con mejor condición fisiológica y estado nutricional que los parques en la ciudad de Santiago, Chile. Zonotrichia capensis (chincol), un ave Neotropical ampliamente distribuida en Latinoamérica, fue utilizada como modelo de estudio. Generamos modelos lineales mixtos (MLM) para evaluar diferencias en la condición fisiológica (daño oxidativo (TBARS), presencia de antioxidantes (TAC) e índice de estado oxidativo (TBARS/TAC)) y estado nutricional (condición corporal (índice de residuos e índice de masa escalada) y tamaño corporal (índice de tamaño corporal y longitud del tarso)) entre las aves que habitan en cerros y aquellas que habitan en parques. Además, mediante MLM se evaluó el efecto de las variables del hábitat sobre la condición fisiológica y estado nutricional de las aves. Las aves que habitan en cerros presentaron mejor condición fisiológica (menor estrés oxidativo y mayor cantidad de antioxidantes) y exhibieron un mayor tamaño corporal que las aves que habitan en parques. En cerros, una mayor riqueza de plantas leñosas se asoció a menores niveles de estrés oxidativo. Además, sitios con mayor riqueza de plantas leñosas y cobertura de vegetación arbustiva mantuvieron aves con mejor estado nutricional. En parques, un mayor tamaño del área verde y la vegetación nativa promovieron un mejor estado nutricional de las aves. Los resultados de este estudio evidencian que la salud de las aves varía con el tipo de área verde y el hábitat, sugiriendo que diferentes estrategias de manejo y planificación urbana contribuirían a una vida más saludable en la ciudad.

Palabras clave: Aves, cerro isla, condición fisiológica, estado nutricional, estado oxidativo, hábitat, parque, planificación urbana.

SUMMARY / ABSTRACT

Life in the city may affect the health of people and wildlife. However, the effects of urbanization on the physiological condition and nutritional status of native birds have been scarcely studied. For example, it is unknown whether bird health varies with the green space type within the city. The present study investigates whether island hills contribute to maintaining birds with better physiological condition and nutritional status than parks in the city of Santiago, Chile. Zonotrichia capensis (Rufus-collared Sparrow), a widely distributed Neotropical bird in Latin America, was used as a study model. We fit linear mixed models (MLM) to evaluate differences in physiological condition (oxidative damage (TBARS), total antioxidant capacity (TAC) and oxidative status index (TBARS / TAC)) and nutritional status (body condition (residual index and scaled mass index) and body size (body size index and tarsus length)) between birds that inhabit island hills and those that inhabit parks. In addition, using MLM, the effect of the habitat variables on the physiological condition and nutritional status of the birds was evaluated. Birds that inhabit island hills have a better physiological condition (less oxidative stress and a higher amount of total antioxidant capacity) and have a larger body size than park-dwelling birds. In island hills, a higher woody plants richness was associated with lower levels of oxidative stress. In addition, sites with a higher woody plants richness and shrub vegetation cover sustain birds with better nutritional status. In parks, a larger green space size and native vegetation promoted a better bird nutritional status. The results of this study show that bird health varies with green space type and habitat, suggesting that different management and urban planning strategies would contribute to a healthier life in the city.

Key words: Birds, habitat, island hill, nutritional status, oxidative status, park, physiological condition, urban planning.

1. INTRODUCCIÓN

La falta de sustentabilidad urbana genera altos niveles de contaminación y degradación ambiental. La urbanización contribuye a las emisiones de carbono y al cambio en el uso de la tierra (ONU 2018). Además, la falta de planificación y manejo de diversos factores asociados al ambiente urbano pueden afectar la salud de las personas y de la fauna silvestre (Wu 2014).

Los ecosistemas urbanos difieren de los ecosistemas naturales o seminaturales, por lo tanto, una variedad de factores tanto abióticos como bióticos afectarían a la fauna en la ciudad. Por ejemplo, factores abióticos perjudiciales para la salud como el ruido excesivo, la luz artificial nocturna y la contaminación del aire son comunes en ciudades (Künzli et al. 2006; Pickett et al. 2008). Factores bióticos, como la disponibilidad de recursos o la prevalencia de patógenos, también difieren entre ambientes urbanos y naturales o seminaturales (Davies et al. 2009; Evans et al. 2009a). Estos factores podrían incidir en la biología y en la historia de vida de los animales, debido a los cambios que pueden generar en las presiones de selección natural (Ditchkoff et al. 2006).

Estudios previos han documentado diferencias en la conducta (Moyers et al. 2018), fisiología (Andersson et al. 2015; Isaksson 2015) y morfología (Caizergues et al. 2021) entre animales que habitan entornos urbanos, respecto a aquellos que se encuentran en entornos peri-urbanos y rurales. Por ejemplo, en ambientes más urbanizados se ha encontrado que los individuos de *Passer domesticus* disminuyen su tamaño (Biard et al. 2017) y condición corporal (Jiménez-Peñuela et al. 2019) y presentan peor condición fisiológica (por ejemplo, menor cantidad de antioxidantes (Herrera-Dueñas et al. 2014) y mayor estrés fisiológico (Herrera-Dueñas et al. 2017)), que en ambientes menos urbanizados o rurales. Por lo tanto, es importante evaluar y monitorear el efecto de la urbanización sobre los organismos. En particular, comparar la condición fisiológica y el estado nutricional entre individuos que habitan áreas urbanas y peri-urbanas, podría revelar principios generales que subyacen a los efectos de la urbanización en los ecosistemas (Aronson et al. 2014). Esto permitirá comprender cómo el desarrollo urbano influye sobre las poblaciones y predecir la estabilidad de los ecosistemas ante escenarios futuros (Pollack et al. 2017).

Evaluar los impactos de la urbanización sobre la fauna silvestre es importante en Latinoamérica. En los países de Latinoamérica, los efectos de la urbanización sobre la fisiología y morfología de las aves nativas han sido poco estudiados a pesar del rápido

crecimiento de las ciudades y de la alta biodiversidad presente en las regiones Neotropicales (Myers et al. 2000; Pauchard et al. 2006). A diferencia de las regiones con mayor nivel de desarrollo, en América Latina la planificación urbana busca resolver problemas de infraestructura, como la distribución del agua potable, tratamiento de aguas residuales, energía y transporte (de la Barrera & Henríquez 2017). Criterios ecológicos que favorecerían ciudades más sustentables y amigables con la vida silvestre son escasamente considerados en la planificación urbana.

Indicadores de condición fisiológica y estado nutricional

En aves, un indicador de condición fisiológica cada vez más utilizado es el estado oxidativo (Costantini 2008; Isaksson et al. 2009), mientras que el estado nutricional es comúnmente descrito por la condición y/o el tamaño corporal (Peig & Green 2009, 2010; Meillère et al. 2017). Estos indicadores influyen en aspectos como la reproducción, la actividad o la respuesta a las condiciones ambientales (Brown 1996; Salmón et al. 2018). Por lo tanto, el estado oxidativo, la condición y el tamaño corporal serían indicadores de la salud y la adecuación biológica de las aves silvestres (Green 2001; Costantini 2008, 2019; Peig & Green 2010; Costantini et al. 2017; Meillère et al. 2017).

Condición fisiológica: Estado oxidativo

El estado oxidativo de un animal es la cantidad de sustancias oxidantes y antioxidantes que se encuentran en los tejidos (Costantini 2019). Las especies reactivas de oxígeno (radicales libres u otros derivados de oxígeno) se generan como un subproducto de los procesos metabólicos. Por lo tanto, los organismos aeróbicos han desarrollado mecanismos de defensa antioxidantes para contrarrestar la toxicidad de tales subproductos, como antioxidantes endógenos (enzimas antioxidantes), complementados con antioxidantes exógenos (carotenoides o vitaminas) (Halliwell 2007; Cohen et al. 2009). La variación en el estado oxidativo entre distintos individuos podría deberse a diferentes niveles de daño oxidativo, antioxidantes o producción de especies reactivas de oxígeno (Costantini 2019).

La vida en la ciudad altera el estado oxidativo de los animales. Esto se ha reportado tanto humanos como en animales silvestres (Isaksson et al. 2009; Isaksson 2015), incluyendo a

las aves (Costantini 2008; Tapia-Monsalve et al. 2018; Vágási et al. 2019). En tales condiciones, los animales pueden experimentar menores tasas de supervivencia, vidas más cortas y un menor éxito reproductivo (Isaksson 2010; Salmón et al. 2016).

En un ambiente urbano (condiciones pro-oxidantes), los mecanismos de defensa antioxidantes no logran neutralizar a especies reactivas de oxígeno, las que permanecen en el sistema el tiempo suficiente para causar más reacciones de oxidación (Monaghan et al. 2009; Costantini 2019). Estas reacciones pueden dañar macromoléculas, como lípidos, proteínas y ADN, lo que puede conducir al organismo a un estado de estrés oxidativo (Costantini & Verhulst 2009; Isaksson 2015). La acumulación resultante de daño oxidativo puede tener consecuencias negativas para la condición fisiológica del organismo, como la generación de diversas enfermedades e incluso puede provocar la muerte (Costantini et al. 2010). Por lo tanto, la resistencia al estrés oxidativo sería un mecanismo clave para enfrentar el daño celular en un ambiente urbano y se ha propuesto como una adaptación crítica para la vida en la ciudad (Costantini et al. 2014).

Estado nutricional: Condición y tamaño corporal

Las aves que habitan ambientes urbanos generalmente presentan una condición y/o tamaño corporal inferior en comparación con sus con-específicos que viven en ambientes menos urbanizados o rurales (Andersson et al. 2015; Salmón et al. 2016; Meillère et al. 2017; Pollock et al. 2017). La condición corporal de un animal representa la cantidad de energía acumulada en el organismo como resultado de la alimentación y es un indicador de la salud en términos de la calidad física de un animal (Peig & Green 2009; Clancey & Byers 2014). Para estimar la condición corporal en aves, se utilizan atributos que reflejan el estado nutricional del individuo, como la relación entre la masa y medidas de longitud corporal (Peig & Green 2009, 2010). El tamaño corporal indica el estado nutricional durante el periodo de crecimiento y desarrollo de las aves silvestres (Yom-Tov & Geffen 2011), y es un rasgo importante de conocer porque puede influir en aspectos fisiológicos, ecológicos y evolutivos (Yom-Tov & Geffen 2011; Weeks et al. 2019).

Áreas verdes en la ciudad

En las ciudades existen diferentes tipos de áreas verdes, las que pueden proveer diferente calidad del hábitat para la fauna. Los parques urbanos son áreas verdes que están diseñados para cumplir una función de carácter social y poseen infraestructura para actividades recreativas, culturales y/o deportivas (GORE RMS 2014).

Los cerros isla son grandes áreas verdes no edificadas, rodeadas por una matriz urbana (Picon et al. 2017). Aunque presentan plantas exóticas, la vegetación comúnmente representa la vegetación natural de Chile Central que ha sido fuertemente degradada (Forray et al. 2012). Debido al alto porcentaje de endemismo y la alta pérdida de la vegetación original, Chile Central es uno de los 25 sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad global (Myers et al. 2000). La antropización del paisaje ha generado pérdida y fragmentación de hábitats de alto valor ecológico, disminuyendo los servicios ambientales para los ciudadanos (Fernández 2009). Pese a que los cerros isla son identificados como Áreas de Valor Natural por el Plan Regulador Metropolitano de Santiago (MINVU-Chile 2014), varios de estos cerros no han recibido un manejo adecuado y poseen un alto grado de degradación (Picon et al. 2017).

Zonotrichia capensis como modelo de estudio

Una especie apropiada para monitorear si las condiciones ambientales generan cambios en la fisiología y estado nutricional de las aves es *Zonotrichia capensis* (chincol). Esta especie se distribuye ampliamente a lo largo de la cordillera de los Andes, desde México hasta el Cabo de Hornos (Class et al. 2011) y utiliza una variedad de ambientes, incluyendo áreas urbanas, periurbanas y naturales (Laiolo 2011a). Sin embargo, suele ser sensible a cambios ambientales, evidenciado variaciones en abundancia y conducta entre zonas urbanas y rurales (Laiolo 2011b) y a lo largo del gradiente altitudinal (Poblete et al. 2018, 2020). Además, se ha observado que individuos de *Z. capensis* que habitan áreas urbanas presentan mayores niveles de estrés según parámetros hematológicos (Ruiz et al. 2002) y menor masa corporal que los individuos que habitan zonas rurales (Ruiz et al. 1995; Egli 1996). En la ciudad de Santiago, los parques poseen menor vegetación nativa y menor cobertura arbustiva que cerros islas, lo que se traduciría en un menor éxito reproductivo para *Z. capensis* en parques que en cerros isla (Mella & Loutit 2007). Sin embargo, se

desconoce si la condición fisiológica y el estado nutricional de las aves varían entre estos tipos de áreas verdes en la ciudad.

El presente estudio investiga si los cerros isla mantienen individuos con mejor condición fisiológica y estado nutricional que parques en la ciudad de Santiago, Chile. Además, investiga si las variables del hábitat influyen sobre la salud de las aves. En base a la evidencia científica levantada, se generan recomendaciones para el manejo y planificación urbana que contribuirán a la salud de la fauna silvestre, permitiendo mejorar la calidad del hábitat y diseñar ciudades más sustentables y saludables para sus habitantes.

1.1. Hipótesis

Las aves que habitan en cerros islas poseen una mejor condición fisiológica y estado nutricional que aquellas que habitan en parques, dado que los cerros islas proveen un hábitat de mejor calidad y menos perturbado que parques, lo cual influye en la salud de la fauna que en ellos reside.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Evaluar si los cerros isla mantienen individuos más saludables de *Zonotrichia capensis* que parques en la ciudad de Santiago, en términos de la condición fisiológica y el estado nutricional de las aves.

1.2.2. Objetivos específicos

- I. Analizar si existen diferencias en la condición fisiológica entre individuos presentes en cerros isla y parques urbanos.
- II. Determinar si existen diferencias en el estado nutricional entre individuos presentes en cerros isla y parques urbanos.
- III. Evaluar la influencia de variables del hábitat sobre la condición fisiológica y el estado nutricional de *Z. capensis* en cerros isla y parques urbanos.
- IV. Describir lineamientos para la planificación urbana y el manejo del hábitat en ciudades para mantener aves saludables.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de Estudio

Esta investigación se realizó en la ciudad de Santiago, Región Metropolitana, Chile (33° 27′ Latitud Sur, 70° 40′ Longitud Oeste, Figura 1). Santiago se encuentra en la Región climática Mediterránea de Chile, que se caracteriza por concentrar los centros urbanos del país y ser mundialmente reconocida como uno de los 25 puntos calientes (*hotspot*) de biodiversidad (Myers et al. 2000). Posee un clima mediterráneo con veranos secos y cálidos, e inviernos lluviosos y fríos de acuerdo con la clasificación climática de Köppen (Peel et al. 2007). La vegetación natural de la zona pertenece a Bosque Espinoso Mediterráneo y Bosque y Matorral Esclerófilo (Luebert & Pliscoff 2017). Presenta alto endemismo en especies de plantas, sin embargo, las especies exóticas dominan la vegetación urbana, representando alrededor del 90% de los árboles en la ciudad (Hernández & Villaseñor 2018).

2.2. Diseño de muestreo

2.2.1. Selección de sitios y diseño de muestreo

Para colectar datos, se utilizó un muestreo en bloques, donde cada bloque fue conformado por un cerro isla y tres parques (Figura 1). La elección de los sitios de muestreo se realizó en función de la presencia de *Zonotrichia capensis* y de vegetación, detectadas mediante una prospección en el área. Se propuso capturar 60 aves, 10 por cada cerro isla y 10 aves entre los tres parques que conformaron cada uno de los bloques.

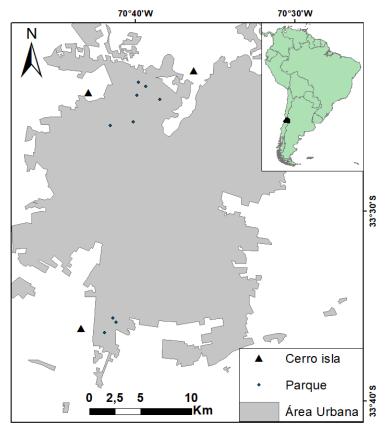


Figura 1. Área de estudio en Santiago, Chile, y diseño de muestreo.

Se seleccionaron los tres cerros isla de mayor tamaño presentes en la ciudad de Santiago (Tabla 1), según el Plan Regulador Metropolitano de Santiago (GORE RMS 2018).

Tabla 1: Cerros isla de Santiago que fueron considerados para el estudio.

Cerro isla	Superficie (ha)	Contexto	Cobertura arbórea	Composición Vegetal	Altitud (m.s.n.m.)
Chena	1390,40	Urbano-rural	30-40%	Nativa	570-950
Renca	838,7	Urbano	0-10%	Nativa	550-905
San Cristóbal	736,9	Urbano	50-60%	Mixta	650-879

Fuente: Área total del cerro según MINVU-Chile 2014; Contexto de acuerdo al Plan Regulador Metropolitano de Santiago (GORE RMS 2018); información restante según organización Santiago Cerros Isla (www.santiagocerrosisla.cl).

En un radio de 5 km alrededor de cada cerro, se seleccionaron tres parques o plazas de tamaño <5 ha e inmersos en un área residencial (Tabla 2). Para la elección de los parques y plazas, además de la presencia de la especie y de vegetación, se escogieron aquellos

sitios con buen acceso y seguridad. Si hubo más de tres parques disponibles, se realizó una selección aleatoria. Para asegurar cierta independencia entre sitios de muestreo, se consideró una distancia mínima entre sitios de muestreo de 1 km, distancia que permitiría que los individuos capturados en un sitio no fueran capturados en otro de los sitios de muestro (Cheviron & Brumfield 2009).

Tabla 2: Sitios de evaluación.

Cerros islas	Parques o plazas	Distancia al cerro (km)	Superficie (ha)
1 Chana	Estadio Municipal San Bernardo	2,2	4,6
1. Chena	2. Parque Merino	1,9	2,6
	3. Plaza Guarello	1,1	1,7
2. Renca	Estadio Municipal Conchalí	2,8	3,2
Z. Renca	2. Plaza Sagitario	3,2	0,5
	3. Municipalidad de Quinta Normal	2,9	2,2
3. San	Estadio Municipal Recoleta	1,6	1,4
Cristóbal	2. Estadio Municipal Independencia	3,8	2,8
	3. Parque Santa Mónica	4,3	4,9

2.3. Manejo de aves

Para la captura de aves en cada sitio (cerro isla o parque), se utilizaron redes de niebla de 9 y 12 metros de largo. El muestreo de aves se realizó desde el amanecer y hasta 4 horas posteriores (Ralph et al. 1996), en días con buenas condiciones climáticas y ausencia de precipitaciones (Meffert & Dziock 2012). Los muestreos se realizaron en temporada reproductiva, entre septiembre y diciembre de 2019. Para la manipulación de los ejemplares, el proyecto contó con la debida autorización del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), con la aprobación del Comité de Bioética de la Universidad de Chile y con la autorización municipal en cada uno de los sitios de muestreo.

Las aves capturadas fueron marcadas con un anillo metálico, acorde a la normativa exigida por el SAG (Figura 2A). Se registró la masa de los individuos mediante una pesola (± 0.1 g) y las medidas de longitud corporal: largo del tarso y largo del pico con un pie de metro, largo del ala plana y largo de la cola con reglas de ala y cola, respectivamente.

Se colectó una pequeña muestra de sangre (50-100 µL) de la vena humeral utilizando tubos heparinizados (Figura 2B), los que se mantuvieron al interior de un cooler con geles

refrigerantes (4°C) durante el trabajo de campo, hasta ser transportadas al laboratorio. Posteriormente, las aves se liberaron en el mismo lugar de captura.

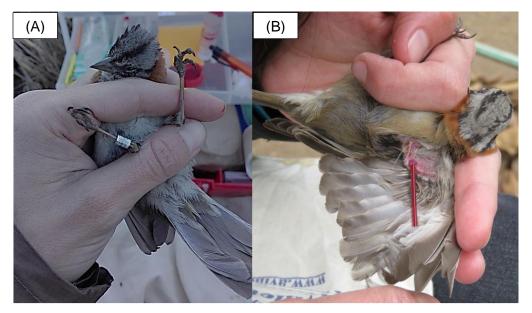


Figura 2. Manejo de aves: (A) Marcaje de individuos; (B) Toma de muestras.

Para evaluar si las variables de interés difieren entre los sexos, se realizó el sexaje molecular de los individuos. Para ello, una parte de la muestra de sangre colectada se almacenó en tarjetas FTA y posteriormente, se procedió a extraer el ADN mediante el kit QIAGEN (Valencia, CA, EE. UU.). Los análisis se realizaron utilizando un protocolo específico para *Zonotrichia capensis* descrito por Poblete et al. 2018.

2.4. Condición fisiológica: marcadores de estado oxidativo

El estado oxidativo se analizó en el Laboratorio de Ecofisiología de la Universidad de Chile. Para ello, las muestras de sangre colectadas durante el trabajo de campo fueron centrifugadas a 3000 RPM durante 8 min. Luego, se cuantificó el volumen de plasma con una micropipeta y se evaluó visualmente la presencia de hemólisis (coloración rojiza del plasma obtenido). Se descartaron aquellas muestras que presentaron un volumen inferior a 20 µl y hemólisis. Posteriormente, las muestras fueron almacenadas a -80°C para los siguientes análisis (Sabat et al. 2017).

Para determinar el estado oxidativo de las aves se utilizaron dos marcadores: (1) un indicador de la presencia de antioxidantes moleculares no enzimáticos en los tejidos (capacidad antioxidante total; TAC), y (2) un indicador de daño oxidativo (sustancias reactivas de ácido tiobarbitúrico; TBARS). Los niveles de TAC plasmáticos se determinaron a una absorbancia de 450 nm, utilizando el método de reducción de la capacidad antioxidante (Apak et al. 2006; Ribeiro et al. 2011). El nivel de TBARS es determinado a 532 nm (Ohkawa et al. 1979). La reacción mide la peroxidación lipídica a través de la producción de un aducto entre malondialdehido con ácido tiobarbitúrico. La relación entre ambos marcadores (TBARS/TAC) permite determinar el estado oxidativo del individuo (Gutiérrez et al. 2019). Además, TAC y TBARS han sido probados en aves y constituyen marcadores adecuados de la respuesta al estrés en la especie modelo (Sabat et al. 2017; Tapia-Monsalve et al. 2018).

2.5. Estado nutricional: Condición y tamaño corporal

2.5.1. Condición corporal

Con las medidas corporales (longitud y masa) registradas en terreno se estimaron dos índices de condición corporal:

- Indice de residuos (RI): Se realizó un modelo de regresión lineal entre la masa y la medida de longitud corporal en escala logarítmica (Peig & Green 2009). Los residuos de este análisis se utilizaron como un índice de condición corporal de las aves (Hayes & Shonkwiler 2001).
- II. Índice de masa escalada (SMI): Se calculó según (Peig & Green 2009):
 SMA= Mi * (Lo/Li) bSMA, Donde Mi y Li son la masa y la medida de longitud corporal del individuo, respectivamente. Lo es el promedio aritmético de la medida de longitud corporal y bSMA es el exponente de escala estimado, calculado a partir de la pendiente de la recta de regresión de la masa frente a la medida de longitud corporal (datos transformados a logaritmo) (Peig & Green 2009).

2.5.2. Tamaño corporal

I. Índice de tamaño corporal: Se estimó mediante el análisis de componentes principales (PCA), incluyendo las medidas de longitud corporal y la raíz cúbica de la

- masa corporal, debido a que esta última representa un volumen (Weeks et al. 2019). El primer componente principal del análisis fue utilizado como un índice de tamaño corporal (Grant & Grant 2008; Weeks et al. 2019).
- II. Longitud del tarso: Se ha descrito como un indicador apropiado del tamaño corporal en aves (Senar & Pascual 1997). Además, es una medida heredable (Cava et al. 2019) y estable, ya que permanece constante a lo largo de la vida del individuo (Little et al. 2017), una vez que alcanzó la madurez sexual (Gosler et al. 1998).

2.6. Variables predictivas

2.6.1. Variables del hábitat

Se estimó el porcentaje de cobertura vegetal a través de dos aproximaciones, fotointerpretación y estimación visual en terreno. En cada sitio de muestreo se georreferenció el punto donde se instaló la red de niebla para la captura de los ejemplares. Luego, en un buffer de 50 metros, se digitalizó la cobertura de vegetación leñosa mediante interpretación de imágenes satelitales de alta resolución (WorldView, DigitalGlobe, en ArcGIS). Posteriormente, se calculó el porcentaje de cobertura de vegetación leñosa en parcelas de 50 m de radio (Benito et al. 2019).

Además, en cada punto georreferenciado, se estableció una parcela de 11 m de radio para caracterizar *in-situ* las variables del microhábitat. Las variables que se estimaron son: (1) porcentaje de cobertura arbórea, (2) porcentaje de cobertura arbustiva, (3) riqueza de especies de plantas leñosas y (4) porcentaje de especies de plantas leñosas nativas. Esta metodología ha sido utilizada en estudios previos, permitiendo registrar con mayor detalle el microhábitat urbano (Varela 2003; Hernández & Villaseñor 2018). Adicionalmente, para los análisis de los parques se incorporó el tamaño del área verde.

2.6.2. Abundancia de Zonotrichia capensis en los sitios de estudio

Adicionalmente (y a modo exploratorio), se registró la abundancia local de *Zonotrichia capensis* en cerros isla y en parques, para evaluar si la competencia intraespecífica influiría en el estado oxidativo o en la condición y tamaño corporal de las aves. Para esto, en cada punto georreferenciado se realizaron dos conteos de aves (en días distintos) durante la

temporada reproductiva del año 2019. Los conteos se realizaron entre las 6:00 y las 11:30 am durante 5 minutos, utilizando parcelas circulares de 30 m de radio (Bibby et al. 2000).

2.7. Análisis de datos

2.7.1. Estimación de dimensiones corporales

Inicialmente todas las medidas corporales (longitud y masa) registradas en terreno se compararon entre individuos presentes en cerros islas y parques. Para estimar la condición corporal (RI y SMI), se utilizó la medida de longitud corporal que presentó una asociación más fuerte con la masa (Peig & Green 2010).

2.7.2. Diferencias entre tipos de áreas verdes

Para evaluar el efecto del tipo de área verde sobre la condición fisiológica y en el estado nutricional de las aves se ajustaron modelos lineales mixtos (MLM).

Los marcadores de estado oxidativo, la condición y tamaño corporal de las aves se modelaron por separado como variables respuesta. En todos los modelos se ajustó el tipo de área verde (2 niveles: cerro isla y parque) como efecto fijo y como efecto aleatorio al bloque de muestreo (3 niveles).

2.7.3. Influencia de variables del hábitat en cerros isla y en parques

Para generar recomendaciones de manejo específicas para cada tipo de hábitat estudiado, se analizaron por separado los datos provenientes de cerros isla y de parques. Para esto, se ajustaron modelos lineales mixtos (MLM) que describían el efecto de las variables de la vegetación sobre la condición fisiológica y el estado nutricional de las aves.

Cada una de las variables que representaron la condición fisiológica (TAC, TBARS y TBARS/TAC) y el estado nutricional (índice de residuos (RI), índice de masa escalada (SMI), índice de tamaño corporal y longitud del tarso) de las aves se ajustaron como variables respuesta en diferentes modelos. En cada modelo se ajustó hasta dos variables predictivas (variables de vegetación) que no estuvieran fuertemente correlacionadas (r<0,5) para evitar colinealidad en los modelos. El bloque fue considerado como efecto aleatorio (3 niveles). Para evaluar la validez de los modelos, se comprobó que estos cumplirán con los

supuestos de normalidad y homocedasticidad. Cuando los modelos no cumplieron con estos supuestos, las variables respuesta se transformaron a logaritmo natural (Ln).

Se seleccionaron los mejores modelos en base al Criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc), donde los mejores modelos fueron los más parsimoniosos (menor AICc, Burnham & Anderson 2002). Un efecto fue informado como estadísticamente significativo con un α < 0,05. Finalmente, la abundancia local de *Zonotrichia capensis* se incorporó como variable predictiva en los mejores modelos para evaluar un posible efecto de la competencia intraespecífica en la salud de las aves. Todos los análisis se realizaron en el programa R 3.5.3 (R Core Team 2019).

2.8. Lineamientos para la planificación urbana y el manejo del hábitat

La planificación y el manejo del hábitat urbano deben gestionar acciones que contribuyan a mitigar el impacto del desarrollo urbano sobre la biodiversidad. De acuerdo con los resultados, se proponen recomendaciones de planificación y/o manejo para mantener o mejorar la calidad de las áreas verdes urbanas como hábitat para la avifauna, tanto en cerros islas, como también en parques. Por ejemplo, se ha señalado priorizar sitios de baja cobertura vegetal en proyectos de arborización urbana, lo que contribuiría a la conservación de la biodiversidad local, proporcionando un hábitat de calidad para la fauna nativa urbana (Ikin et al. 2015; Villaseñor et al. 2017; Benito et al. 2019).

3. RESULTADOS

Se capturó un total de 54 individuos, 30 en cerros y 24 en parques. Para el análisis del estado oxidativo se descartaron tres muestras de sangre que no cumplieron con los estándares de calidad para ser analizadas (presencia de hemólisis o volumen < 20 µl).

3.1. Condición fisiológica

La capacidad antioxidante total de las aves (TAC) difiere significativamente entre cerro isla y parque, igual que el índice de estado oxidativo (TBARS/TAC) (Tabla 3), ambos marcadores son mayores en cerros (Figura 3A y 3C). Sin embargo, TBARS no difiere según el tipo de área verde (Tabla 3), pero muestra una tendencia a ser mayor en parques (Figura 3B).

Tabla 3: Resultado de modelos lineales mixtos para explicar el efecto del tipo de área verde en los marcadores de estado oxidativo: TAC, TBARS y TBARS/TAC.

Variable respuesta	Variable predictiva	Coeficiente estimado	Error estándar	P
TAC	Intercepto	2,568	0,079	<0,0001
TAC	Hábitat _{Parque}	-0,392	0,122	0,003
TBARS	Intercepto	-1,488	0,068	<0,0001
IDAKS	Hábitat _{Parque}	0,024	0,102	0,812
TBARS/TAC	Intercepto	-4,056	0,088	<0,0001
I DARS/I AC	Hábitat _{Parque}	0,332	0,138	0,020

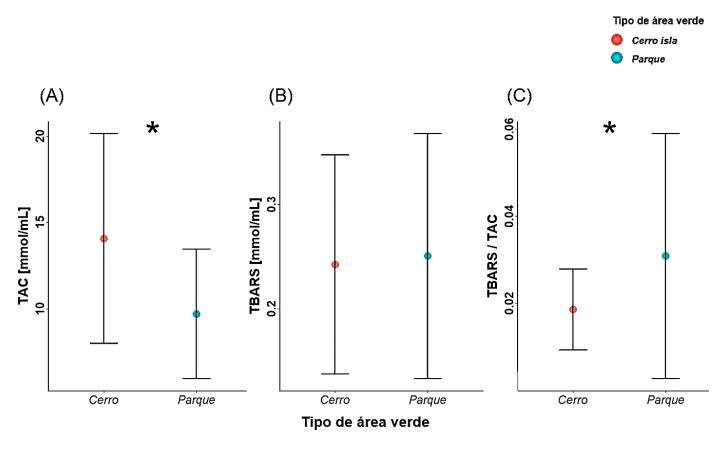


Figura 3. Nivel de marcadores de estado oxidativo según tipo de área verde: (A) TAC, (B) TBARS y (C) índice TBARS/TAC. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (SD). El asterisco (*) representa diferencias significativas (p<0,05) entre cerro isla y parque.

3.2. Estado nutricional

3.2.1. Condición corporal

Las medidas de longitud más relevantes fueron las que se correlacionaron con la masa corporal, estas fueron la longitud del tarso ($r_{Pearson}$ =0,3) y el largo del ala ($r_{Pearson}$ =0,45). Por lo tanto, ambos índices de condición corporal (SMI y RI) se generaron con el largo del ala (X) y la masa corporal (Y) de acuerdo a la fórmula presentada en métodos.

Los índices de condición corporal estimados a partir del RI y SMI, no difieren significativamente entre cerro isla y parque (Tabla 4), pero muestran una tendencia a ser mayor en cerros (Figura 4A y 4B).

3.2.2. Tamaño corporal

El índice de tamaño corporal y la longitud del tarso difieren significativamente entre cerro isla y parque. Ambos indicadores son mayores en cerros (Tabla 4, Figura 4C y 4D).

Tabla 4: Resultado de modelos lineales mixtos para explicar el efecto del tipo de área verde en la condición (Índice de masa escalada (SMI) e índice de residuos (RI)), y tamaño corporal (Índice de tamaño corporal y longitud del tarso).

Variable respuesta	Variable predictiva	Coeficiente estimado	Error estándar	P
Índias do mass secolado (SMI)	Intercepto	21,406	0,294	<0,0001
Índice de masa escalada (SMI)	Hábitat _{Parque}	-0,380	0,441	0,393
Índice de residuos (RI)	Intercepto	0,003	0,007	0,658
	Hábitat _{Parque}	-0,008	0,007	0,293
Índias da tamaña samaral	Intercepto	0,340	0,236	0,157
Índice de tamaño corporal	Hábitat _{Parque}	-0,769	0,356	0,036
Langitud dal taras	Intercepto	20,590	0,112	<0,0001
Longitud del tarso	Hábitat _{Parque}	-0,721	0,168	<0,0001

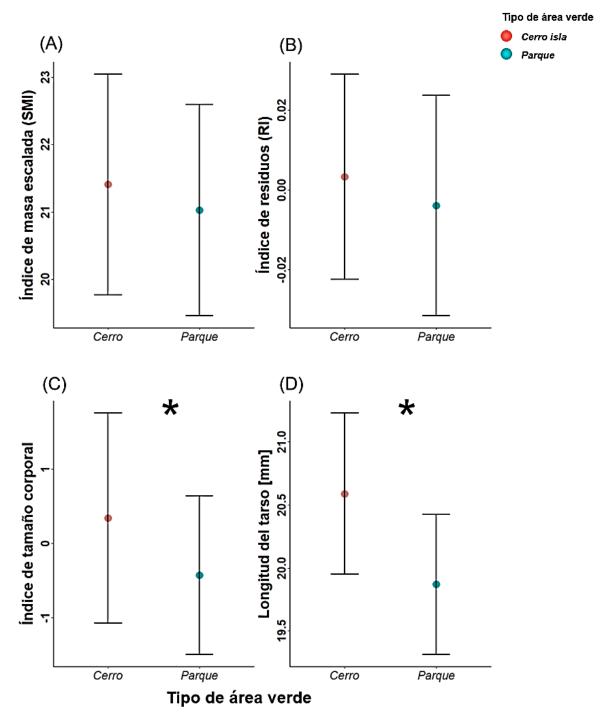


Figura 4. Condición y tamaño corporal según el tipo de área verde (cerro isla y parque): Condición corporal estimada a partir de (A) Índice de masa escalada (SMI) y (B) Índice de residuos (RI); Tamaño corporal estimado según (C) Índice de tamaño corporal y (D) Longitud del tarso. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (SD). El asterisco (*) representa diferencias significativas (p<0,05) entre cerro isla y parque.

3.3. Efecto de las variables del hábitat en parques

3.3.1 Condición fisiológica

Los mejores modelos predictivos de la condición fisiológica de las aves en parques incluyeron el tamaño del área verde, pero esta variable no fue estadísticamente significativa (Tabla 5).

3.3.2. Estado nutricional

El mejor modelo para el índice de residuos evidenció un efecto positivo del porcentaje de especies de plantas nativas (Tabla 5, Figura 5A). El mejor modelo del índice de masa escalada incluyó el tamaño del área verde, pero no se encontró un efecto significativo (Tabla 5).

El mejor modelo para el índice de tamaño corporal evidenció un efecto positivo del tamaño del área verde (Tabla 5, Figura 5B). El mejor modelo para la longitud del tarso se generó con la riqueza de plantas leñosas, pero el efecto no fue significativo (Tabla 5).

Tabla 5: Mejores modelos lineales mixtos de acuerdo a la selección de modelos basada en criterio de información de Akaike (AICc) para explicar el efecto de las variables del hábitat en los marcadores de estado oxidativo (TAC, TBARS y TBARS/TAC), en la condición (índice de masa escalada (SMI) e Índice de residuos (RI)) y tamaño corporal (Índice de tamaño corporal y longitud del tarso) de las aves que habitan en parques. La selección de los mejores modelos se encuentra en el Apéndice 1A.

Variable respuesta	Variable predictiva	Coeficiente estimado	Error estándar	P
TAC	Intercepto	12,642	2,586	<0,0001
TAC	Tamaño del área verde (ha)	-0,764	0,734	0,312
TBARS	Intercepto	-1,369	0,208	<0,0001
IDARS	Tamaño del área verde (ha)	-0,030	0,061	0,628
TBARS/TAC	Intercepto	-4,455	0,402	<0,0001
IDARS/IAC	Tamaño del área verde (ha)	0,213	0,104	0,056
Índice de masa escalada	Intercepto	22,119	0,820	<0,0001
(SMI)	Tamaño del área verde (ha)	-0,347	0,241	0,165
(Intercepto	-0,059	0,029	0,057
Índice de residuos (RI)	Especies de plantas nativas [%]	0,002	<0,0001	0,001
Índice de tamaño	Intercepto	-1,613	0,515	0,006
corporal	Tamaño del área verde (ha)	0,377	0,151	0,022
Langitud dal taras	Intercepto	20,091	0,419	<0,0001
Longitud del tarso	Riqueza de plantas leñosas	-0,049	0,090	0,588

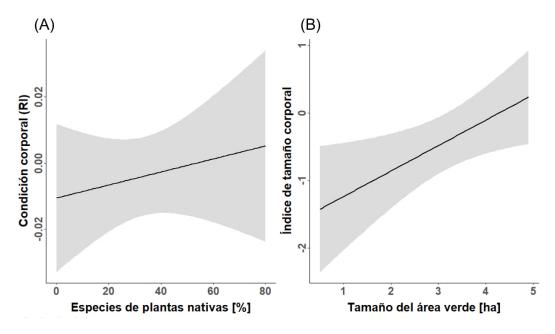


Figura 5. Efecto de las variables del hábitat en la condición y tamaño corporal de las aves que habitan en parques: Efecto del porcentaje de especies de plantas nativas en (A) Índice de residuos (RI). (B) Efecto del tamaño del área verde en el índice de tamaño corporal. Áreas sombreadas representan los intervalos de confianza al 95%.

3.4. Efecto de las variables del hábitat en cerros isla

3.4.1. Condición fisiológica

El mejor modelo para el índice de estado oxidativo (TBARS/TAC) demostró que la riqueza de plantas leñosas tuvo un efecto negativo (Tabla 6, Figura 6A). El mejor modelo para TAC y TBARS incluyó la riqueza de plantas leñosas, pero esta relación no fue significativa (Tabla 6).

3.4.2. Estado nutricional

El mejor modelo para el índice de masa escalada (SMI) resultó con la riqueza de plantas leñosas, pero no se encontró un efecto significativo (Tabla 6). El mejor modelo para el índice de residuos (RI) evidenció un efecto positivo de la riqueza de plantas leñosas (Tabla 6, Figura 6B). El mejor modelo para el índice de tamaño corporal se generó con la riqueza de

plantas leñosas, pero su efecto no fue significativo (Tabla 6). El mejor modelo para la longitud del tarso demostró un efecto positivo del porcentaje de vegetación arbustiva (Tabla 6, Figura 6C).

Tabla 6: Mejores modelos lineales mixtos de acuerdo a la selección de modelos basada en criterio de información de Akaike (AICc) para explicar el efecto de las variables del hábitat en los marcadores de estado oxidativo (TAC, TBARS y TBARS/TAC), en la condición (índice de masa escalada (SMI) e Índice de residuos (RI)) y tamaño corporal (Índice de tamaño corporal y longitud del tarso) de las aves que habitan en cerros isla. La selección de los mejores modelos se encuentra en el Apéndice 1B.

Variable respuesta	Variable predictiva	Coeficiente estimado	Error estándar	P
TAC	Intercepto	2,417	0,174	<0,0001
TAC	Riqueza de plantas leñosas	0,031	0,032	0,347
TDADO	Intercepto	-1,328	0,156	<0,0001
TBARS	Riqueza de plantas leñosas	-0,032	0,029	0,269
TDADC/TAC	Intercepto	-3,744	0,142	<0,0001
TBARS/TAC	Riqueza de plantas leñosas	-0,063	0,026	0,022
Índice de masa escalada (SMI)	Intercepto	20,822	0,713	<0,0001
	Riqueza de plantas leñosas	0,119	0,131	0,374
Índias de residues (DI)	Intercepto	-0,021	0,013	0,112
Índice de residuos (RI)	Riqueza de plantas leñosas	0,005	0,002	0,048
Índice de tamaño	Intercepto	-0,583	0,621	0,357
corporal	Riqueza de plantas leñosas	0,183	0,113	0,116
Longitud del torce	Intercepto	20,376	0,136	<0,0001
Longitud del tarso	Cobertura arbustiva [%]	0,016	0,005	0,005

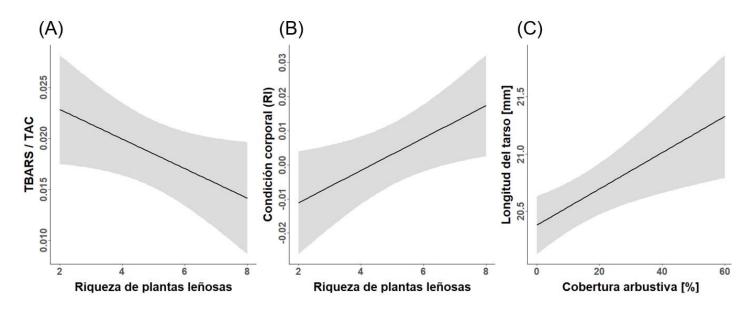


Figura 6. Efecto de las variables del hábitat en cerros isla. (A) Efecto de la riqueza de plantas leñosas en el índice de estado oxidativo (TBARS/TAC). (B) Efecto de la riqueza de plantas leñosas en la condición corporal estimada a partir del índice de residuos (RI). (C) Efecto de la cobertura arbustiva en la longitud del tarso. Áreas sombreadas representan los intervalos de confianza al 95%.

3.5. Competencia intraespecífica en cerros isla y parques

Los análisis realizados tanto en cerros como en parques no evidenciaron la existencia de competencia intraespecífica ni densodependencia positiva en la condición fisiológica y tampoco en el estado nutricional de las aves (Apéndice 2).

3.6. Diferencias entre sexos en la condición fisiológica y estado nutricional

De los individuos sexados (53), se determinó la presencia de 31 machos y 22 hembras. No se encontró diferencias significativas entre sexos en la condición fisiológica y tampoco en el estado nutricional de las aves en la ciudad (Apéndice 3).

4. DISCUSIÓN

4.1. Diferencias entre tipo de área verde

Los resultados de este trabajo demuestran que los cerros isla mantienen aves más saludables que parques urbanos, ya que en los cerros isla las aves presentaron una mejor condición fisiológica y estado nutricional respecto a los individuos que habitan en parques.

4.1.1 Condición fisiológica

Los individuos que habitan en los cerros isla presentaron una mejor condición fisiológica, indicada por un menor estrés oxidativo (TBARS/TAC) y mayores niveles de antioxidantes plasmáticos (TAC) que aquellos que habitan en parques. Sin embargo, el daño oxidativo (TBARS) no difiere según el tipo de área verde.

Los cerros isla de la ciudad de Santiago conservan una gran diversidad de especies de flora y fauna nativa (Mella & Loutit 2007). La diversidad de especies de plantas nativas y la complejidad estructural de la vegetación podrían mejorar la calidad del hábitat para las aves, debido a que estos factores impactarían directamente en la ecología de la alimentación (Evans et al. 2009b; Patankar et al. 2021). Por ejemplo, en aves paseriformes (*Acrocephalus sechellensis*), se ha observado que cambios en la estructura del hábitat en términos de la disponibilidad y calidad de los recursos pueden alterar el estado oxidativo de los individuos (van de Crommenacker et al. 2011).

En hábitats más urbanizados la dieta de la fauna urbana se caracteriza por incluir alimentos de origen humano, tales como restos de comida humana que los animales obtienen desde el suelo o la basura (Isaksson 2015; Townsend et al. 2019) y semillas o frutos que las personas proporcionan intencionalmente a las aves (Jones & Reynolds 2008). A pesar que la constante disponibilidad de alimento en las ciudades ha permitido que las aves y otros animales puedan prosperar (Isaksson 2015), debido a la capacidad de incorporar nuevas estrategias de forrajeo (Gomes et al. 2014), es importante destacar que la dieta urbana carece de nutrientes esenciales para las aves, lo que podría implicar costos metabólicos, afectando la condición fisiológica de estos vertebrados (Isaksson 2015, 2020). Lo anterior estaría en línea con estudios realizados en aves urbanas que muestran una disminución de los antioxidantes en la dieta (Herrera-Dueñas et al. 2017), una composición alterada de los

ácidos grasos (Andersson et al. 2015; Isaksson et al. 2017) y un aumento del colesterol (Townsend et al. 2019), en comparación con aves que habitan en sitios menos urbanizados o rurales. En los seres humanos, estos factores están asociados al desarrollo de cáncer, enfermedades metabólicas, cardiovasculares y, en consecuencia, una menor esperanza de vida (Isaksson 2020).

4.1.2. Estado nutricional

Las aves que habitan en cerros isla son más grandes que aquellas que habitan en los parques urbanos, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la condición corporal entre las aves que habitan cerros isla y parques de Santiago. Estos resultados son coherentes con estudios previos que no han detectado diferencias en la condición corporal, pero han reportado que la longitud del tarso en aves paseriformes decrece a medida que aumenta el grado de urbanización (Bókony et al. 2012; Meillère et al. 2015).

La longitud del tarso es mayor en hábitats de mejor calidad (Liker et al. 2008). En tales condiciones, las aves pueden alcanzar tamaños mayores ya que estarían mejor nutridas durante su desarrollo (Biard et al. 2017). Aves de mayor tamaño pueden obtener ventajas competitivas respecto a aquellas de menor tamaño, en términos reproductivos, forrajeo y sobrevivencia (Lindström 1999; Meillère et al. 2015, 2017).

Para algunas especies de aves, habitar ambientes más urbanizados podría implicar costos en el estado nutricional, en términos del tamaño corporal (Liker et al. 2008). Estudios previos han descrito que un menor tamaño corporal en aves que habitan ciudades se asocia a dietas poco nutritivas durante el desarrollo de los polluelos (Bókony et al. 2012). En este sentido, la alimentación afectaría al desarrollo de los polluelos y al tamaño corporal de los individuos adultos (Yom-Tov & Geffen 2011).

Respecto a la condición corporal, probablemente no encontramos diferencias porque de acuerdo a la elaboración de índices de condición corporal se utilizó el largo del ala con la masa corporal; medidas que no variaron entre las aves provenientes de cerros isla respecto de aquellas que habitan en parques.

Los resultados de este estudio sugieren que existiría variabilidad fenotípica entre las aves que habitan en parques respecto de aquellas que habitan en cerros isla, debido a posibles diferencias en la ecología de la alimentación. Por lo tanto, se necesitan futuros estudios que identifiquen los mecanismos ecológicos y evolutivos que influyen en las estrategias de

adaptación de las aves urbanas para corroborar la importancia de la condición y tamaño corporal en la adecuación biológica de los individuos.

4.2. Efecto de las variables del hábitat en la salud de las aves

En este estudio se evaluó el efecto de la vegetación sobre la condición fisiológica y corporal de aves silvestres que habitan el ecosistema urbano, dado que la disponibilidad de alimento, sitios de nidificación y refugio depende de las características de la vegetación (Ikin et al. 2012). Además, las aves obtienen a través de la dieta una variedad de nutrientes y antioxidantes, ya sea mediante el consumo de plantas o de insectos asociados a un tipo de vegetación (Isaksson 2009).

4.2.1. Parques

En los parques urbanos las aves exhibieron mejor condición corporal con el aumento de la vegetación nativa. Diferentes autores han reportado que la vegetación nativa sería nutricionalmente de mejor calidad para las aves (Smith et al. 2013) y para otros consumidores nativos (Applegate 2015); mientras que la vegetación exótica podría tener características químicas, fisiológicas y fenológicas desconocidas para la fauna que ha coevolucionado con la vegetación nativa (Bascompte & Jordano 2007). Sin embargo, las aves pueden tener conductas oportunistas al consumir frutos o semillas de plantas exóticas, principalmente cuando son más abundantes que las plantas nativas (Aslan & Rejmánek 2012). En tales casos la vegetación exótica podría actuar como trampa ecológica (Rodewald 2012), ya que las aves podrían disminuir su condición corporal cuando consumen frutos de plantas exóticas que son poco nutritivos y no logran suplir sus necesidades energéticas (Smith et al. 2013). Esto es relevante si el interés es conservar especies de aves amenazadas en las ciudades (Rodewald 2012).

Debido a las relaciones evolutivas entre la flora y fauna local, los animales herbívoros y omnívoros poseen adaptaciones fisiológicas para adquirir los nutrientes que presenta la vegetación nativa (Bascompte & Jordano 2007) y prefieren forrajear en este tipo de vegetación (Paker et al. 2014; Labbé & King 2020).

Durante la temporada reproductiva, las aves omnívoras como el chincol consumen insectos (López-Calleja 1995). La conversión de vegetación nativa a vegetación dominada por especies exóticas podría reducir la diversidad de insectos (Johnson 2007; Burghardt & Tallamy 2013; Schneider & Miller 2014; Narango et al. 2017), lo que podría tener consecuencias en la nutrición de las aves durante el periodo reproductivo. Los resultados de este trabajo estarían en línea con estudios previos realizados en ambientes urbanos del hemisferio norte, donde se encontró que la condición corporal de las aves mejora cuando domina la vegetación nativa (Labbé & King 2020).

El tamaño del área verde tuvo un efecto positivo en el índice de tamaño corporal de las aves. Las áreas verdes de mayor tamaño podrían ofrecer un hábitat de mejor calidad al disponer de una mayor cantidad y variedad de recursos para las aves (Johnson 2007; van de Crommenacker et al. 2011; Paker et al. 2014), lo que podría incidir positivamente en el tamaño corporal de los individuos que habitan en parques. Sin embargo, los resultados de este estudio no permiten concluir si el tamaño del área verde tiene un efecto sobre la condición fisiológica (estado oxidativo (TBARS/TAC), daño oxidativo (TBARS) y capacidad antioxidante total (TAC)) de las aves que habitan en parques, aunque fue la variable con mayor poder predictivo. Futuros estudios podrían considerar una mayor cantidad de parques de diferentes tamaños (y un mayor tamaño de muestra) para evaluar la importancia del tamaño del área verde sobre la condición fisiológica de las aves.

4.2.2. Cerros isla

En los cerros isla las aves presentaron un mayor tamaño corporal (longitud del tarso) mientras mayor fue el porcentaje de cobertura arbustiva. El tamaño corporal de las aves podría responder a la oferta de recursos tal como sucede con las abundancias poblacionales (White 2008; Yom-Tov & Geffen 2011). En la ciudad de Santiago, se ha reportado que la abundancia del chincol y otras aves nativas aumenta en respuesta a la cobertura de vegetación leñosa y arbustiva (Benito et al. 2019). Estudios sobre la dieta del chincol (López-Calleja 1995) describen el consumo de semillas de especies arbustivas, tales como *Opuntia sp., Podantus mitiqui, Aristotella chilensis* y otras gramíneas anuales (nativas y exóticas), que prosperan en sitios donde la vegetación herbácea no es manejada (por ejemplo, en sitios eriazos (Villaseñor et al. 2020) y cerros isla (Mella & Loutit 2007)). Además, el chincol nidifica sobre el suelo, dentro de troncos ahuecados o en arbustos (Fraga 1987; Fernández & Duré Ruiz 2007; Egli & Vásquez 2018). Por lo tanto, la presencia

de vegetación arbustiva permitiría que el chincol y otras aves similares, dispongan de sitios de nidificación, refugio y alimentación, lo que tendría un impacto positivo en la nutrición de los polluelos.

El índice de estado oxidativo (TBARS/TAC) de las aves que habitan cerros isla disminuyó a medida que aumentó la riqueza de plantas leñosas. En los animales, una dieta poco diversa puede generar estrés y una mayor susceptibilidad a enfermedades (Birnie-Gauvin et al. 2017). Por ejemplo, en reptiles se ha encontrado que la disminución en la riqueza de especies de plantas que constituyen parte de la dieta ha tenido impactos severos en las densidades de la población, proporcionando evidencia de la importancia de la nutrición en la fisiología de la conservación (Tracy et al. 2006).

Un aumento en la riqueza de especies de plantas leñosas podría indicar una mejor calidad de hábitat, dado que existiría una mayor disponibilidad de alimento, refugio e insectos asociados a distintos tipos de vegetación (Paker et al. 2014). En aves paseriformes, un hábitat de mejor calidad permitiría invertir menos tiempo para forrajear (Johnson 2007), lo que implicaría una menor actividad metabólica y en consecuencia, un menor estrés oxidativo respecto a aquellas aves que habitan en territorios de menor calidad (van de Crommenacker et al. 2011).

Este estudio demuestra que, en los cerros, donde la vegetación es principalmente de origen nativo, la condición corporal de las aves (índice de residuos (RI)) mejoró con el aumento en la riqueza de especies de plantas leñosas. Una mayor riqueza de plantas podría aumentar la diversidad de los recursos para la fauna (Pellissier et al. 2018), permitiendo la coexistencia de especies (MacArthur 1958; Söderström et al. 2001) y promoviendo un buen estado nutricional de las aves.

4.2.3. Futuras investigaciones

Futuros trabajos podrían cuantificar el efecto de diferentes factores asociados al ambiente urbano sobre la condición fisiológica y estado nutricional de las aves, y sus implicancias en la adecuación biológica. Por ejemplo, la respuesta fisiológica en marcadores de estado oxidativo podría asociarse con la temperatura ambiental o niveles de contaminación atmosférica (Isaksson 2020).

Finalmente, identificar cómo responden las aves a los distintos atributos de la vegetación urbana puede mejorar nuestra comprensión sobre los efectos de la urbanización en la fauna

silvestre. Si bien en este estudio se trabajó con una especie que no presenta problemas de conservación, fue posible identificar que el chincol es sensible a los cambios en el medio ambiente, lo que fue evidenciado mediante atributos fisiológicos y morfológicos. Esto es relevante, ya que la aproximación utilizada en este trabajo podría ser de utilidad para seleccionar grupos de especies similares al chincol con la finalidad de establecer acciones de manejo específicas dentro del hábitat urbano (Barbaro & van Halder 2009).

4.3 Lineamientos para la planificación urbana y el manejo del hábitat.

4.3.1. Parques

Los resultados sugieren que, para mantener aves saludables en la ciudad de Santiago, el manejo de los parques y su planificación debería: (I) Priorizar especies de plantas nativas y (II) Considerar áreas verdes de mayor tamaño.

- I) Priorizar especies de plantas nativas en la planificación de las áreas verdes urbanas y en los proyectos de forestación urbana. Actualmente existe bastante discusión sobre la elección de plantas (nativas o exóticas) para el diseño y planificación de las áreas verdes urbanas (Berthon et al. 2021). La planificación urbana y las normativas asociadas deberían regular la cantidad y el tipo de cobertura vegetal que será designada a las áreas verdes, considerando aspectos climáticos y la conservación de la vegetación nativa para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos a los ciudadanos (de la Barrera & Henríquez 2017). Priorizar incluir especies nativas podría mejorar la calidad del hábitat para la fauna urbana (Labbé & King 2020) y aumentar los sustratos para los insectos que constituyen parte de la dieta de las aves (Patankar et al. 2021), lo que podría contribuir a mantener aves más saludables en la ciudad.
- II) Considerar en la planificación urbana áreas verdes de mayor tamaño. La Política Regional de Áreas Verdes Urbanas de Santiago reconoce y establece que las áreas verdes de un tamaño mayor a 2 hectáreas cumplen una función ambiental (GORE RMS 2014). Sin embargo, en la ciudad de Santiago el 3% de las áreas verdes tiene un tamaño mayor a 1 hectárea (Reyes & Figueroa 2010). Frente al creciente proceso de urbanización de las ciudades, las áreas verdes son cada vez más importantes para las personas y para la fauna urbana (Reyes & Figueroa 2010). Por lo tanto, es recomendable que la planificación urbana considere nuevas áreas verdes de gran tamaño, en las cuales se priorice aumentar la

riqueza y cobertura de plantas nativas para contribuir a la conservación de la fauna urbana (Berthon et al. 2021) y mantener aves más saludables en las ciudades.

4.3.2. Cerros isla

A pesar de la escasa cobertura vegetal que presentan los cerros isla (en promedio 30% (Forray et al. 2012)), estos espacios mantienen aves con mejor condición fisiológica y estado nutricional. Los resultados de esta investigación sugieren: I) Conservar los cerros isla de Santiago a través de políticas públicas y herramientas de planificación; y II) Aumentar la vegetación arbustiva y la riqueza de especies de plantas leñosas mediante acciones de reforestación en las laderas de los cerros con escasa vegetación.

- I) Conservar los cerros isla de Santiago a través de políticas públicas y herramientas de planificación. La protección de los cerros isla permite contar con grandes áreas verdes para que las personas se vinculen con la naturaleza en las cercanías de su hogar. La mantención de grandes áreas verdes dentro de la ciudad representa un desafío para la conservación de biodiversidad (Aronson et al. 2017). El pie de monte, los cerros islas y los sitios eriazos constituyen valiosos recursos urbanos en la Región que se han integrado dentro del Sistema Metropolitano de Áreas Verdes (GORE-RMS SEREMI MMA RMS 2014). Sin embargo, aún existen brechas institucionales y problemas asociados a la propiedad privada, en cuanto al uso y administración de estos espacios. Para mejorar la gestión de acciones de manejo en los cerros es recomendable establecer iniciativas participativas, en las que organizaciones gubernamentales puedan dialogar y coordinar tales esfuerzos en conjunto con la comunidad local, académicos y encargados de la planificación de las áreas verdes y del territorio.
- II) Aumentar la vegetación arbustiva y la riqueza de especies de plantas leñosas mediante acciones de reforestación en las laderas de los cerros con escasa vegetación. En ciudades de América Latina como Santiago, la distribución de las áreas verdes es heterogénea y se encuentra sesgada hacia los sectores de la ciudad más acomodados (Forray et al. 2012; de la Barrera & Henríquez 2017). Acciones de reforestación en los cerros isla permitirían aumentar la equidad y acceso a los servicios ecosistémicos que proveen las áreas verdes a las personas (Reyes & Figueroa 2010). Además, estas acciones pueden mejorar la calidad del aire, disminuir los niveles de contaminación atmosférica (Escobedo et al. 2008),

y en definitiva, podrían mejorar la calidad del hábitat para mantener aves más saludables en las ciudades.

La vegetación arbustiva nativa, además de que podría promover un mejor estado nutricional en las aves, sería de gran utilidad para programas de restauración de los suelos degradados en las laderas de los cerros urbanos. Bajo la sombra de los arbustos se acumula hojarasca que aporta nutrientes al suelo y se genera un microclima más húmedo que en las superficies descubiertas de vegetación, produciendo un efecto nodriza para el desarrollo y reclutamiento de nuevas plántulas (Gutiérrez & Squeo 2004).

Los cerros isla pueden ofrecer una oportunidad para cumplir compromisos internacionales, tales como reforestar al menos 100.000 ha para el año 2030 utilizando principalmente especies nativas (Acuerdo Climático de París COP21, Declaración de Bosques de Nueva York). Sin embargo, tales esfuerzos requieren de expertos en materias de restauración capaces de traducir conceptos teóricos en soluciones prácticas para los tomadores de decisión (Bannister et al. 2018).

Finalmente, es necesario gestionar acciones participativas con un enfoque interdisciplinario para el diseño y la planificación de las áreas verdes urbanas, a fin de mejorar la calidad del hábitat para la fauna urbana y construir ciudades más sustentables para el bienestar de la humanidad (Aronson et al. 2017).

5. CONCLUSIONES

En este estudio, se evidenció que los cerros isla mantienen aves más saludables que parques urbanos. Las aves que habitan en cerros isla exhibieron una mejor condición fisiológica y estado nutricional respecto a los individuos que habitan en parques, ya que en cerros isla los individuos presentaron menor estrés oxidativo, mayor cantidad de antioxidantes y mayor tamaño corporal que aquellos que habitan en parques.

Además, evidenciamos que existen atributos de la vegetación urbana que favorecerían la condición fisiológica y el estado nutricional de las aves. En los cerros isla, sitios con mayor riqueza de plantas leñosas soportarían aves con mejor estado oxidativo y condición corporal. Además, sitios con mayor cobertura arbustiva permitirían mantener aves con mejor estado nutricional. En parques encontramos que el tamaño del área verde y la vegetación nativa promoverían un mejor estado nutricional en las aves que los habitan.

Los resultados sugieren que, para mantener aves con mejor condición fisiológica y estado nutricional en la ciudad de Santiago, es recomendable establecer un conjunto de acciones que involucran la conservación los cerros isla, aumentar la vegetación arbustiva, la riqueza de especies de plantas leñosas, priorizar especies de plantas nativas en planes de forestación y promover áreas verdes de mayor tamaño. Estas acciones promoverán a una vida más saludable para los habitantes de la ciudad.

6. REFERENCIAS

- Andersson M, Wang H-L, Nord A, Salmón P, Isaksson C. 2015. Composition of physiologically important fatty acids in great tits differs between urban and rural populations on a seasonal basis. Frontiers in Ecology and Evolution 3:1–13.
- Apak R, Güçlü K, Özyürek M, Karademir SE, Erçağ E. 2006. The cupric ion reducing antioxidant capacity and polyphenolic content of some herbal teas. International Journal of Food Sciences and Nutrition **57**:292–304.
- Applegate RD. 2015. Native plants provide equal or better nutrition than crop plants in wildlife plantings. Native Plants **16**:29–36.
- Aronson M et al. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. Proceedings of the Royal Society **281**:2–8.
- Aronson MFJ, Lepczyk CA, Evans KL, Goddard MA, Lerman SB, MacIvor JS, Nilon CH, Vargo T. 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. Frontiers in Ecology and the Environment **15**:189–196.
- Aslan CE, Rejmánek M. 2012. Native fruit traits may mediate dispersal competition between native and non-native plants. NeoBiota **12**:1–24.
- Bannister JR, Vargas-Gaete R, Ovalle JF, Acevedo M, Fuentes-Ramírez A, Donoso PJ, Promis A, Smith-Ramírez C. 2018. Major bottlenecks for the restoration of natural forests in Chile. Restoration Ecology **26**:1039–1044.
- Barbaro L, van Halder I. 2009. Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. Ecography **32**:321–333.
- Bascompte J, Jordano P. 2007. Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics **38**:567–593.
- Benito JF, Escobar MAH, Villaseñor NR. 2019. Conservation in the city: How does habitat structure influence the abundance of individual bird species in a Latin American metropolis? Gayana **83**:114–125.
- Berthon K, Thomas F, Bekessy S. 2021. Landscape and Urban Planning The role of 'nativeness' in urban greening to support animal biodiversity. Landscape and Urban Planning **205**:103959. Elsevier. Available from https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103959.
- Biard C, Brischoux F, Meillère A, Michaud B, Nivière M, Ruault S, Vaugoyeau M, Angelier F. 2017. Growing in Cities: An Urban Penalty for Wild Birds? A Study of Phenotypic Differences between Urban and Rural Great Tit Chicks (*Parus major*). Frontiers in Ecology and Evolution **5**:1–14.
- Bibby C, Burgess N, Hill D, Mustoe S. 2000. Bird Census Techniques. Second Edition. Academic Press, London, UK.
- Birnie-Gauvin K, Peiman KS, Raubenheimer D, Cooke SJ. 2017. Nutritional physiology and ecology of wildlife in a changing world. Conservation Physiology **5**:1–18.
- Bókony V, Seress G, Szabolcs N, Lendvai ÁZ, Liker A. 2012. Landscape and Urban

- Planning Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. Landscape and Urban Planning **104**:75–84.
- Brown ME. 1996. Assessing body condition in birds. Pages 67–135 in V. Nolan and E. D. Ketterson, editors. Current Ornithology. Plenum Press, New York.
- Burghardt KT, Tallamy DW. 2013. Plant origin asymmetrically impacts feeding guilds and life stages driving community structure of herbivorous arthropods. Diversity and Distributions **19**:1553–1565.
- Burnham KP, Anderson DR. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. Springer Verlag, New York.
- Caizergues AE, Charmantier A, Lambrechts MM, Perret S, Demeyrier V, Lucas A, Grégoire A. 2021. An avian urban morphotype: how the city environment shapes great tit morphology at different life stages. Urban Ecosystems. Urban Ecosystems.
- Cava JA, Perlut NG, Travis SE. 2019. Heritability and evolvability of morphological traits of Savannah sparrows (*Passerculus sandwichensis*) breeding in agricultural grasslands. PLoS ONE **14**:1–10.
- Cheviron Z, Brumfield R. 2009. Migration-selection balance and local adaptation of mitochondrial haplotypes in rufous-collared sparrows (*Zonotrichia capensis*) along an elevational gradient. Evolution **63**:1593–1605.
- Clancey E, Byers JA. 2014. The Definition and Measurement of Individual Condition in Evolutionary Studies. Ethology **120**:1–10.
- Class A, Wada H, Lynn S, Moore IT. 2011. The Timing of Life-History Stages Across Latitudes in *Zonotrichia* Sparrows. The Condor **113**:438–448.
- Cohen AA, Mcgraw KJ, Robinson WD. 2009. Serum antioxidant levels in wild birds vary in relation to diet, season, life history strategy, and species. Oecologia **161**:673–683.
- Costantini D. 2008. Oxidative stress in ecology and evolution: lessons from avian studies. Ecology Letters **11**:1238–1251.
- Costantini D. 2019. Understanding diversity in oxidative status and oxidative stress: the opportunities and challenges ahead. Journal of Experimental Biology **222**:1–9.
- Costantini D, Greives TJ, Hau M, Partecke J. 2014. Does urban life change blood oxidative status in birds? The Journal of Experimental Biology **217**:2994–2997.
- Costantini D, Rowe M, Butler MW, Mcgraw KJ. 2010. From molecules to living systems: historical and contemporary issues in oxidative stress and antioxidant ecology. fun **24**:950–959.
- Costantini D, Verhulst S. 2009. Does high antioxidant capacity indicate low oxidative stress? Functional Ecology **23**:506–509.
- Costantini D, Wachter B, Melzheimer J, Czirják GÁ. 2017. Socioecological and environmental predictors of physiological stress markers in a threatened feline species. Conservation Physiology **5**:1–14.
- Davies Z, Fullera R, Lorama A, Irvine K, Simsa V, Gaston K. 2009. A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. Biological Conservation 142:761–771.

- de la Barrera F, Henríquez C. 2017. Vegetation cover change in growing urban agglomerations in Chile. Ecological Indicators **81**:265–273. Elsevier. Available from http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.067.
- Ditchkoff SS, Saalfeld ST, Gibson CJ. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: Modifications due to human-induced stress. Urban Ecosystem **9**:5–12.
- Egli G. 1996. Biomorfología de algunas aves de Chile central. Boletin Chileno de Ornitologia **3**:2–9.
- Egli G, Vásquez R. 2018. Chincol (*Zonotrichia capensis*). Pages 570–571 in F. Medrano, R. Barros, H. V Norambuena, R. Matus, and F. Schmitt, editors. Atlas de las aves nidificantes de Chile. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile, Santiago, Chile.
- Escobedo FJ, Wagner JE, Nowak DJ, De la Maza CL, Rodriguez M, Crane DE. 2008. Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. Journal of Environmental Management **86**:148–157.
- Evans K, Gaston K, Sharp S, McGowan A, Simeoni M, Hatchwell B. 2009a. Effects of urbanisation on disease prevalence and age structure in blackbird *Turdus merula* populations. OIKOS **18**:774–782.
- Evans K, Newson SE, Gaston K. 2009b. Habitat influences on urban avian assemblages. Ibis **151**:19–39.
- Fernández G, Duré Ruiz N. 2007. Éxito reproductivo y productividad del chingolo (*Zonotrichia capensis*) en un área de monte de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). Ornitologia Neotropical **18**:481–492.
- Fernández IC. 2009. Recuperación de los cerros islas: ¿una posible solución a los problemas ambientales de Santiago? Ambiente Total **2**:1–13.
- Forray R, Arellano E, Picon MC, Fernández I, Besa A, Lefranc E, Ruiz F. 2012. Plan de Integración de los Cerros Islas al sistema de áreas verdes de Santiago. Pages 177–210 in Pontifica Universidad Católica de Chile. Centro de Políticas Públicas UC (2012) Propuestas para Chile. Santiago, Chile.
- Fraga RM. 1987. The Rufous-collared Sparrow as a host of the Shiny Cowbird. The Wilson Boulletin **90**:271–284.
- Gomes ADLS, Gonçalves AFG, Vieira JLF, Marceliano MLV, Silva JM. 2014. Natural gaps associated with oxidative stress in *Willisornis poecilinotus* (Aves: Thamnophilidae) in a tropical forest. Acta Amazonica **44**:207–212.
- GORE-RMS SEREMI MMA RMS. 2014. Estrategia Regional para la Conservación de la Biodiversidad en la Región Metropolitana de Santiago 2015 2025.
- GORE RMS. 2014. Política Regional de Áreas Verdes Región Metropolitana de Santiago. Santiago, Chile.
- GORE RMS. 2018. Resolución N°20: Plan Regulador Metropolitano de Santiago.
- Gosler A, Greenwood J, Baker J, Davidson N c. 1998. The field determination of body size and condition in passerines: a report to the British Ringing Committee. Bird Study 45:92–103.

- Grant PR, Grant BR. 2008. Pedigrees, assortative mating and speciation in Darwin's finches. Proceedings of the Royal Society **275**:661–668.
- Green A. 2001. Mass/Length residuals: Measures of body condition or generators of spurious results? Ecology **82**:1473–1483.
- Gutiérrez JR, Squeo FA. 2004. Importancia de los arbustos en los ecosistemas semiáridos de Chile. Ecosistemas **13**:36–45.
- Gutiérrez JS, Sabat P, Castañeda LE, Contreras C, Navarrete L, Isaac P, Navedo JG. 2019. Oxidative status and metabolic profile in a long-lived bird preparing for extreme endurance migration. Scientific Reports **9**:1–11.
- Halliwell B. 2007. Biochemistry of oxidative stress. Biochemical Society Transactions **35**:1147–1150.
- Hernández J, Villaseñor N. 2018. Twelve-year change in tree diversity ans spatial segregation in the mediterranean city of Santiago, Chile. Urban Forestry & Urban Greening **29**:10–18.
- Herrera-Dueñas A, Pineda-Pampliega J, Antonio-García MT, Aguirre J. 2017. The Influence of Urban Environments on Oxidative Stress Balance: A Case Study on the House Sparrow in the Iberian Peninsula. Frontiers in Ecology and Evolution 5:1–10.
- Herrera-Dueñas A, Pineda J, Antonio MT, Aguirre JI. 2014. Oxidative stress of House Sparrow as bioindicator of urban pollution. Ecological Indicators **42**:6–9.
- Ikin K, Knight E, Lindenmayer D, Fischer J, Manning AD. 2012. Linking bird species traits to vegetation characteristics in a future urban development zone: Implications for urban planning. Urban Ecosystems **15**:961–977.
- Ikin K, Le Roux D, Rayner L, Villaseñor N, Eyles K, Gibbons P, Manning, Adrian Lindenmayer D. 2015. Key lessons for achieving biodiversity-sensitive cities and towns. Ecological Management & Restoration **16**:206–214.
- Isaksson C. 2009. The Chemical Pathway of Carotenoids: From Plants to Birds. ARDEA **97**:125–128.
- Isaksson C. 2010. Pollution and its impact on wild animals: a meta-analysis on oxidative stress. Ecohealth **7**:342–350.
- Isaksson C. 2015. Urbanization, oxidative stress and in fl ammation: a question of evolving, acclimatizing or coping with urban environmental stress. Functional Ecology **29**:913–923.
- Isaksson C. 2020. Urban ecophysiology: beyond costs, stress and biomarkers. Journal of Experimental Biology **223**:1–10.
- Isaksson C, Andersson MN, Nord A, von Post M, Wang H. 2017. Species-Dependent Effects of the Urban Environment on Fatty Acid Composition and Oxidative Stress in Birds. Frontiers in Ecology and Evolution **5**.
- Isaksson C, Sturve J, Almroth BC, Andersson S. 2009. The impact of urban environment on oxidative damage (TBARS) and antioxidant systems in lungs and liver of great tits, *Parus major*. Environmental Research **109**:46–50.
- Jiménez-Peñuela J, Ferraguti M, Martínez J, Soriquer R, Figuerola J. 2019. Urbanization

- and blood parasite infections affect the body condition of wild birds. Science of the Total Environment **651**:3015–3022. Elsevier B.V. Available from https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.203.
- Johnson M. 2007. Measuring habitat quality: A review. The Condor 109:489–504.
- Jones DN, Reynolds SJ. 2008. Feeding birds in our towns and cities: a global research opportunity. Journal of Avian Biology **39**:265–271.
- Künzli N et al. 2006. Comparison of oxidative properties, light absorbance, and Total and elementalmass concentration of ambient PM(2.5) collected at 20 European sites. Environmental Health Perspectives **114**:684–690.
- Labbé MA, King DI. 2020. Songbird use of native and invasive fruit in the Northeastern USA. Wildlife Society Bulletin **44**:570–578.
- Laiolo P. 2011a. Homogenization of birdsong along a natural-urban gradient in Argentina. Ethology Ecology & Evolution **23**:274–287.
- Laiolo P. 2011b. The Rufous-Collared Sparrow *Zonotrichia capensis* utters higher frequency songs in urban habitats. Revista Catalana d'Ornitologia **27**:25–30.
- Liker A, Papp Z, Bókony V, Lendvai ÁZ. 2008. Lean birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. Journal of Animal Ecology **77**:789–795.
- Lindström J. 1999. Early development and fitness in birds and mammals. Trends in Ecology & Evolution **14**:343–348.
- Little R, Gardner JL, Amano T, Delhey K, Peters A. 2017. Are long-term widespread avian body size changes related to food availability? A test using contemporaneous changes in carotenoid--based color. Ecology and Evolution **7**:3157–3166.
- López-Calleja MV. 1995. Dieta de *Zonotrichia capensis* (Emberizidae) y *Diuca diuca* (Fringillidae): efecto de la variación estacional de los recursos tróficos y la riqueza de aves granívoras en Chile central. Revista Chilena de Historia Natural **68**:321–331.
- Luebert F, Pliscoff P. 2017. Sinopsis Bioclimatica y vegetacional de Chile. Segunda Edición. Editorial Universitaria.
- MacArthur R. 1958. Population Ecology of Some Warblers of Northeastern Coniferous Forests. Ecology **39**:599–619.
- Meffert P, Dziock F. 2012. What determines occurrence of threatened bird species on urban wastelands? Biological Conservation **153**:87–96.
- Meillère A, Brischoux F, Henry PY, Michaud B, Garcin R, Angelier F. 2017. Growing in a city: Consequences on body size and plumage quality in an urban dweller, the house sparrow (*Passer domesticus*). Landscape and Urban Planning **160**:127–138.
- Meillère A, Brischoux F, Parenteau C, Angelier F. 2015. Influence of Urbanization on Body Size, Condition, and Physiology in an Urban Exploiter: A Multi-Component Approach. PLoS One **10**:1–19. Available from http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0135685.
- Mella J, Loutit A. 2007. Ecología comunitaria y reproductiva de aves en cerros islas y parques de Santiago. Boletin Chileno de Ornitologia **13**:13–27.

- MINVU-Chile. 2014. Plan Regulador Metropolitano de Santiago. Santiago, Chile.
- Monaghan P, Metcalfe N, Torres R. 2009. Oxidative stress as a mediator of life history tradeoffs: mechanisms, measurements and interpretation. Ecology Letters **12**:75–92.
- Moyers SC, Adelman JS, Farine DR, Moore IT, Hawley DM. 2018. Exploratory behavior is linked to stress physiology and social network centrality in free-living house finches (*Haemorhous mexicanus*). Hormones and Behavior **102**:105–113. Elsevier. Available from https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2018.05.005.
- Myers N, Mittermeire R, Mittermeire C, da Fonseca G, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature **403**:853-858.
- Narango DL, Tallamy DW, Marra PP. 2017. Native plants improve breeding and foraging habitat for an insectivorous bird. Biological Conservation **213**:42–50. Elsevier.
- ONU. 2018. The 2019 Revision of World Population Prospects: The 2018 revision. New York.
- 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. Elsevier B.V. Available from http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005.
- Patankar S, Jambhekar R, Suryawanshi KR, Nagendra H. 2021. Which Traits Influence Bird Survival in the City? A Review. Land **10**:1–22.
- Pauchard A, Aguayo M, Peña E, Urrutia R. 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). Biological Conservation **127**:272–281.
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA. 2007. Updated world map of the KöppenGeiger climate classification. Hydrology and Earth System Sciences 11:1633–1644.
- Peig J, Green A. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. Oikos **118**:1883–1891.
- Peig J, Green AJ. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. Functional Ecology **24**:1323–1332.
- Pellissier V, Barnagaud JY, Kissling WD, Şekercioglu Ç, Svenning JC. 2018. Niche packing and expansion account for species richness productivity relationships in global bird assemblages. Global Ecology and Biogeography **2**:604–615.
- Pickett S, Cadenasso M, Grove J, Nilon C, Pouyat R, Zipperer W, Costanza R. 2008. Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. Pages 99–122 in J. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, and C. ZumBrunnen, editors. Urban Ecology. Springer, Boston.
- Picon C, de la Barrera F, Reyes S, Forray R, Berrizbeitia A. 2017. Ecological Planning in Santiago, Chile. How Far Are We? Classification of Planning Initiatives Based on a Brief Literature Review. Investigaciones Geográficas, Universidad de Chile **54**:105–126.
- Poblete Y, Gutiérrez V, Cid V, Newsome SD, Sabat P, Vásquez RA. 2018. Intraspecific

- variation in exploratory behavior and elevational affinity in a widely distributed songbird. Oecologia **186**:931–938. Springer Berlin Heidelberg. Available from https://doi.org/10.1007/s00442-018-4076-8.
- Poblete Y, Gutiérrez V, González PL, Wingfield JC, Vásquez RA. 2020. Differences in circulating corticosterone levels associated with elevation of breeding sites in Rufous collared Sparrows *Zonotrichia capensis*. Journal of Ornithology. Springer Berlin Heidelberg. Available from https://doi.org/10.1007/s10336-020-01846-w.
- Pollack L, Ondrasek N, Calisi R. 2017. Urban health and ecology: the promise of an avian biomonitoring tool. Current zoology **63**:205–212.
- Pollock C, Capilla-lasheras P, Mcgill R, Helm B, Dominoni D. 2017. Integrated behavioural and stable isotope data reveal altered diet linked to low breeding success in urbandwelling blue tits (*Cyanistes caeruleus*). Scientific Reports **7**:1–14. Springer US.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. Available from url: https://www.R-project.org/.
- Ralph CJ, Geupel G, Pyle P, Milá T, De Sante D. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. General Technical Report, Albany, CA: Pacific Southwest. United States.
- Reyes S, Figueroa IM. 2010. Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile. EURE **36**:89–110.
- Ribeiro JP, Magalhaes LM, Reis S, Lima JL, Segundo M. 2011. High-throughput Total Cupric Ion Reducing Antioxidant Capacity of Biological Samples Determined Using Flow Injection Analysis and Microplate-based Methods. Analytical Sciences **27**:483–488.
- Rodewald AD. 2012. Spreading messages about invasives. Diversity and Distributions **18**:97–99.
- Ruiz G, Rosenmann M, Novoa F. 1995. Seasonal changes of blood values in Rufous-collared Sparrows from high and low altitude. International Journal of Biometeorology **39**:103–107.
- Ruiz G, Rosenmann M, Novoa F, Sabat P. 2002. Hematological parameters and stress index in Rufous-collared Sparrows dwelling in urban environments. The Condor 104:162–166.
- Sabat P, Narváez C, Peña-villalobos I, Contreras C, Bozinovic F. 2017. Coping with Salt Water Habitats: Metabolic and Oxidative Responses to Salt Intake in the Rufous-Collared. Frontiers in Physiology 8:1–11.
- Salmón P, Nilsson J, Nord A, Bensch S, Isaksson C. 2016. Urban environment shortens telomere length in nestling great tits, *Parus major*. Biology Letters **12**:20160155.
- Salmón P, Watson H, Nord A, Isaksson C. 2018. Effects of the Urban Environment on Oxidative Stress in Early Life: Insights from a Cross-fostering Experiment. Integrative and Comparative Biology:1–9.
- Schneider SC, Miller JR. 2014. Response of avian communities to invasive vegetation in urban forest fragments. The Condor **116**:459–471.

- Senar JC, Pascual J. 1997. Keel and tarsus length may provide a good predictor of avian body size. ARDEA **85**:269–274.
- Smith SB, De Sando SA, Pagano T. 2013. The value of native and invasive fruit-bearing shrubs for migrating songbirds. Northeastern Naturalist **20**:171–184.
- Söderström BO, Svensson B, Vessby K, Glimskär A. 2001. Plants, insects and birds in seminatural pastures in relation to local habitat and landscape factors. Biodiversity and Conservation **10**:1839–1863.
- Tapia-Monsalve R, Newsome S, Sanchez J, Bozinovic F, Nespolo R, Sabat P. 2018. Terrestrial birds in coastal environments: metabolic rate and oxidative status varies with the use of marine resources. Oecologia **188**:65–73. Springer Berlin Heidelberg.
- Townsend AK, Staab HA, Barker CM. 2019. Urbanization and elevated cholesterol in American Crows. The Condor: Ornithological Applications **121**:1–10.
- Tracy CR, Nussear KE, Esque TC, Tracy CR, De Falco LA, Castle KT, Zimmerman LC, Espinoza RE, Barber AM. 2006. The importance of physiological ecology in conservation biology. Integrative and Comparative Biology **46**:1191–1205.
- Vágási C, Orsolya V, Pătraș L, Gergely O, Pénzes J, Haussmann M, Barta Z, Pap P. 2019. Longevity and life history coevolve with oxidative stress in birds. Functional Ecology **33**:152–161.
- van de Crommenacker J, Komdeur J, Burke T, Richardson DS. 2011. Spatio-temporal variation in territory quality and oxidative status: a natural experiment in the Seychelles warbler (*Acrocephalus sechellensis*). Journal of Animal Ecology **80**:668–680.
- Varela S. 2003. Calidad de la vegetación urbana como hábitat para aves. El caso de Santiago de Chile. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Villaseñor N, Driscoll D, Gibbons P, Calhoun A, Lindenmayer D. 2017. The relative importance of aquatic and terrestrial variables for frogs in an urbanizing landscape: key insights for sustainable urban development. Landscape and Urban Planning **157**:26–35.
- Villaseñor NR, Chiang LA, Hernández HJ, Escobar MAH. 2020. Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. Urban Forestry & Urban Greening **49**:126632. Elsevier. Available from https://doi.org/10.1016/j.ufuq.2020.126632.
- Weeks BC, Willars DE, Zimova M, Ellis AA, Witynski ML, Hennen M, Winger BM. 2019. Shared morphological consequences of global warming in North American migratory birds. Ecology Letters:1–10.
- White TCR. 2008. The role of food, weather and climate in limiting the abundance of animals. Biological Reviews **83**:227–248.
- Wu J. 2014. Urban ecology and sustainability: The state of the science and future directions. Landscape and Urban Planning **125**:209–221. Elsevier B.V. Available from http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018.
- Yom-Tov Y, Geffen E. 2011. Recent spatial and temporal changes in body size of terrestrial vertebrates: probable causes and pitfalls. Biological Reviews **86**:531–541.

7. APÉNDICES

Apéndice 1A. Set de mejores modelos para evaluar el efecto de las variables del hábitat en parques de Santiago.

AICc: Criterio de información de Akaike para muestras corregidas; K: Número de parámetros.

Variable respuesta	AICc	ΔAICc	К	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas	Tamaño del área verde [ha]
	130,63	0,00	4	Х						Х
	131,65	1,01	4	Х					Х	
	132,25	1,62	5	Х					Х	Х
	133,92	3,28	4	Х			Х			
	134,24	3,61	5	Х	Х					
	135,75	5,12	5	Х			Х			Х
	135,91	5,28	5	Х	Х					Х
	135,98	5,35	4	Х		Х				
	136,37	5,73	5	Х			Х		Х	
TAC	136,46	5,83	5	Х	Х				Х	
TAC	136,87	6,24	5	Х		Х				Х
	136,96	6,32	4	Х				Х		
	137,87	7,24	5	Х				Х		Х
	138,37	7,73	5	Х		Х			Х	
	139,82	9,18	5	Х	Х		Х			
	140,81	10,18	5	Х	Х	Х				
	141,51	10,87	5	Х			Х	Х		
	141,67	11,04	5	Х		Х	Х			
	141,71	11,08	5	Х	Х			Х		
	143,51	12,88	5	Х		Х		Х		
	37,89	0,00	4	Х						Х
	37,95	0,06	4	Х	_		_		Х	
	41,69	3,80	4	Х	Х					
	41,95	4,06	4	Х			Х			
	43,34	5,46	4	Х		Х				
TBARS	44,46	6,57	5	Х					Х	Х
	47,67	9,78	5	Х			Х			Х
	47,97	10,08	5	Х			Х		Х	
	48,37	10,48	5	Х	Х					Х
	48,50	10,62	5	Х	Х				Х	
	50,09	12,21	5	Х		Х				Х

Variable respuesta	AICc	ΔAICc	к	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas	Tamaño del área verde [ha]
	50,23	12,34	5	Х				Χ		Х
	50,26	12,38	5	Х		Х			Х	
	51,30	13,41	5	Х	Х		Х			
	52,46	14,58	5	Х		Х	Х			
	52,73	14,84	4	Х				X		
	53,93	16,04	5	Х	Х			Х		
	53,95	16,06	5	Х	Х	Х				
	54,39	16,50	5	Х			Х	Х		
	55,65	17,76	5	Х		Х		Х		
	53,01	0,00	4	Х						Х
	55,27	2,26	4	Х			Х			
	56,70	3,69	4	Х					Х	
	59,03	6,01	5	Х					Х	Х
	59,27	6,26	4	Х	Х					
	61,01	8,00	5	Х			Х			Х
	61,33	8,31	5	Х			Х		Х	
	61,73	8,72	4	Х				Х		
	62,38	9,37	4	Х		Х				
	62,84	9,83	5	Х	Х					Х
TBARS/TAC	64,04	11,03	5	Х				Х		Х
	65,04	12,03	5	Х		Х				Х
	65,37	12,35	5	Х	Х				Х	
	65,45	12,43	5	Х	Х		Х			
	66,88	13,87	5	Х			Х	Х		
	67,67	14,65	5	Х		Х	Х			
	68,42	15,40	5	Х		Х			Х	
	69,93	16,92	5	Х	Х			Х		
	71,34	18,33	5	Х	Х	Х				
	73,53	20,52	5	Х		Х		Х		
	98,20	0,00	4	Х						Х
	99,11	0,91	4	Х				Х		
	100,14	1,93	4	Х					Х	
	100,82	2,62	4	Х	Х					
Índice de masa	101,89	3,69	5	Х					Х	Х
escalada (SMI)	103,04	4,83	5	Х	Х					Х
	103,30	5,10	5	Х				Х		Х
	103,42	5,22	4	Х			Х			
	103,43	5,23	5	Х	Х				Х	
	105,90	7,70	4	Х		Х				

Variable respuesta	AICc	ΔΑΙС	K	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas	Tamaño del área verde [ha]
	106,30	8,09	5	Х	Х			Х		
	106,50	8,30	5	Х			Х			Х
	107,60	9,40	5	Х			Х		Х	
	107,92	9,72	5	Х	Х		Х			
	108,11	9,91	5	X		X				X
	108,77	10,57	5	Х		X		X		
	108,92	10,72	5	Х	X	X				
	109,08	10,88	5	Х			Х	X		
	109,45	11,25	5	Х		X			Х	
	111,71	13,51	5	Х		X	Х			
	-79,30	0,00	4	Х				Х		
	-77,74	1,55	4	Х						Χ
	-77,67	1,63	4	Х					Х	
	-76,74	2,56	4	Х	Х					
	-73,64	5,66	4	Х			Х			
	-72,16	7,14	4	Х		Х				
	-66,67	12,63	5	Х				X		Х
	-65,71	13,59	5	Х					Х	Х
	-65,04	14,26	5	Х	Х					Х
Índice de	-64,42	14,88	5	Х	Х				Х	
residuos (RI)	-63,66	15,63	5	Х	Х			X		
	-63,66	15,64	5	Х		Х		Χ		
	-62,06	17,24	5	Х			Х			Х
	-61,60	17,70	5	Х			Х		Х	
	-61,42	17,88	5	Х			Х	Х		
	-60,62	18,67	5	Х		Х			Х	
	-60,04	19,26	5	Х		Х				Х
	-59,78	19,52	5	Х	Х		Х			
	-59,15	20,15	5	Х	Х	Х				
	-57,30	22,00	5	Х		Х	Х			
	74,98	0,00	4	Х						Х
	80,11	5,13	4	Х				Х		
	80,13	5,14	5	Х					Х	Х
,	83,94	8,96	4	Х	Х					
Índice de tamaño corporal	83,97	8,99	5	Х	Х					Х
Joipolai	84,52	9,54	5	Х			Х			Х
	85,01	10,03	4	Х			Х			
	85,43	10,45	5	Х				Х		Х
	85,66	10,67	4	Х					Х	

Variable respuesta	AICc	ΔΑΙСα	К	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas	Tamaño del área verde [ha]
	86,01	11,03	5	Х		Х				Х
	86,31	11,33	4	X		Х				
	88,60	13,62	5	X	Х				Х	
	89,07	14,09	5	Х			Х		Х	
	90,01	15,03	5	Х		Х			Х	
	93,56	18,58	5	Х	Х		Х			
	93,77	18,78	5	Х	Х			Х		
	94,85	19,87	5	Х	Х	Х				
	94,94	19,96	5	Х			Х	Х		
	95,86	20,88	5	Х		Х	Х			
	96,30	21,31	5	Х		Х		Х		
	52,68	0,00	4	Х					Х	
	52,73	0,05	4	Х						Х
	54,28	1,60	4	Х			Х			
	56,61	3,93	4	Х	Х					
	57,10	4,42	4	Х		Х				
	57,82	5,14	4	Х				Х		
	58,46	5,78	5	Х					Х	Х
	60,41	7,73	5	Х			Х			Х
	60,43	7,75	5	Х			Х		Х	
	62,59	9,91	5	Х	Х					Х
Longitud del tarso	62,61	9,93	5	Х	Х				Х	
	63,10	10,41	5	Х		Х			Х	
	63,19	10,51	5	Х		Х				Х
	63,33	10,65	5	Х				Х		Х
	64,71	12,03	5	Х	Х		Х			
_	65,80	13,12	5	Х			Х	Х		
	66,08	13,40	5	Х		Х	Х			
	67,13	14,45	5	Х	Х	Х				
	67,87	15,19	4	Х	Х			Х		
	68,39	15,71	5	Х		Х		Х		

Apéndice 1B. Set de mejores modelos para evaluar el efecto de las variables del hábitat en cerros isla de Santiago.

AICc: Criterio de información de Akaike para muestras corregidas; K: Número de parámetros.

Variable respuesta	AICc	ΔΑΙС	K	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas
	43,45	0,00	4	Х					Х
	47,33	3,88	4	Х				Х	
	47,79	4,34	4	Х			Х		
	48,33	4,88	4	Х	Х				
	49,44	5,99	4	Х		Х			
TAC	54,41	10,96	5	Х				Х	Х
TAC	54,56	11,11	5	Х			Х		Х
	58,97	15,52	5	Х			Х	Х	
	59,29	15,84	5	Х	Х			Х	
	59,87	16,42	5	Х	Х		Х		
	60,40	16,95	5	Х		Х		Х	
	60,75	17,30	5	Х		Х	Х		
	40,38	0,00	4	Х					Х
	41,60	1,22	4	Х			Х		
	44,88	4,50	4	Х	Х				
	44,99	4,61	4	Х				Х	
	46,96	6,58	4	Х		Х			
TDADC	48,90	8,53	5	Х			Х		Х
TBARS	50,58	10,20	5	Х				Х	Х
	52,72	12,34	5	Х			Х	Х	
	53,02	12,65	5	Х	Х		Х		
	54,24	13,86	5	Х		Х	Х		
	55,71	15,33	5	Х	Х			Х	
	57,17	16,79	5	Х		Х		Х	
	34,95	0,00	4	Х					Х
	39,23	4,29	4	Х		Х			
	40,92	5,97	4	Х				Х	
	41,92	6,98	4	Х	Х				
	42,06	7,12	4	Х			Х		
TBARS/TAC	45,49	10,54	5	Х				Х	Х
IDARS/IAC	46,94	11,99	5	Х			Х		Х
	48,94	13,99	5	Х		Х		Х	
	50,74	15,80	5	Х	Х			Х	
	51,35	16,40	5	Х		Х	Х		
	51,47	16,52	5	Х			Х	Х	
	53,18	18,23	5	X	X		X		

Variable respuesta	AICc	ΔΑΙС	K	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas
	125,46	0,00	4	X					Χ
	129,33	3,87	4	X				Х	
	129,69	4,23	4	Х	Х				
	130,06	4,60	4	Х		Χ			
	130,50	5,04	4	Х			Х		
Índice de masa escalada	133,57	8,11	5	Х				Х	Χ
(SMI)	134,73	9,27	5	X			Х		Χ
	137,70	12,24	5	X		Χ		Х	
	137,92	12,46	5	X	X			Х	
	138,43	12,97	5	X			Х	Х	
	139,03	13,57	5	Х	X		X		
	139,35	13,89	5	Х		Χ	Х		
	-107,62	0,00	4	Х					Х
	-104,48	3,14	4	Х		Х			
	-103,23	4,39	4	Х				Х	
	-101,86	5,75	4	Х	Х				
	-99,67	7,95	4	Х			Х		
Índice de residuos (RI)	-93,15	14,47	5	Х				Х	Х
indice de residuos (Ri)	-90,03	17,59	5	Х			Х		Х
	-88,56	19,06	5	Х	Х			Х	
	-88,00	19,62	5	Х		Х		Х	
	-87,13	20,49	5	Х		Х	Х		
	-86,37	21,25	5	Х			X	Х	
	-84,12	23,50	5	Х	Х		Х		
	111,80	0,00	4	Х					Х
	117,14	5,34	4	X	X				
	117,27	5,47	4	Х		Χ			
	117,36	5,56	4	X				Х	
	118,33	6,52	4	X			Х		
Índice de tamaño corporal	120,41	8,61	5	X				Х	Χ
muice de tamano corporar	121,59	9,79	5	X			Х		Χ
	125,58	13,77	5	Х	Х			Х	
	126,15	14,35	5	Х		Х		Х	
	126,25	14,45	5	Х		Х	Х		
	126,60	14,79	5	Х	Х		Х		
	126,77	14,97	5	Х			Х	Х	
	69,71	0,00	4	Х			Х		
	70,91	1,20	5	Х					Х
Longitud del tarso	74,81	5,10	5	Х			Х		Х
Longitud der tarso	75,64	5,93	4	Х	Х				
	76,84	7,14	4	Х				Х	
	77,53	7,82	5	Х		X	X		

Variable respuesta	AICc	ΔΑΙС	K	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas
	78,25	8,55	4	X		X			
	78,52	8,81	5	Х	Х		Х		
	80,27	10,56	5	Х			Х	Х	
	80,52	10,81	5	Х				Х	Χ
	86,08	16,37	5	Х	Х			Х	
	88,40	18,69	5	Х		Х		Х	

Apéndice 2. Set de modelos que evalúan efecto de competencia intraespecífica en la condición fisiológica y estado nutricional de *Zonotrichia capensis*.

AICc: Criterio de información de Akaike para muestras corregidas; K: Número de parámetros.

						1. Parques					
Variable respuesta	AICc	ΔΑΙСα	К	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas	Tamaño del área verde [ha]	Abundancia local de Z. capensis
TAC	130,63	0,00	4	Х						X	
TAC	131,47	0,83	5	Х						Х	Х
TBARS	37,89	0,00	4	Х						X	
IBAKS	43,05	5,16	5	Х						Х	Х
TBARS/TAC	53,01	0,00	4	Х						Х	
IBARS/IAC	57,83	4,82	5	Х						Х	Х
Índice de masa	98,20	0,00	4	Х						Х	
escalada (SMI)	100,39	2,19	5	Х						Х	Х
Índice de	-79,30	0,00	4	Х				Х			
residuos (RI)	-67,98	11,32	5	Х				Х			Х
Índice de tamaño	74,98	0,00	4	Х						Х	
corporal	78,67	3,68	5	Х	_					Х	Х
Longitud del	52,68	0,00	4	Х					Х		
tarso	57,35	4,67	5	X					Х		Х

	2. Cerros isla												
Variable respuesta	AICc	ΔΑΙСα	ĸ	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas	Abundancia local de Z. capensis			
TAC	43,45	0,00	4	Х					Х				
TAC	43,91	0,46	5	Х					Х	Х			
TBARS	40,38	0,00	4	Х					Х				
IDARS	41,92	1,54	5	Х					Х	Х			
TBARS/TAC	34,95	0,00	4	Х					Х				
IBARS/IAC	41,41	6,46	5	Х					Х	Х			
Índice de masa	125,46	0,00	4	Х					Х				
escalada (SMI)	128,81	3,35	5	Х					Х	Χ			
Índias de reciduos (PI)	-107,62	0,00	4	Х					Х				
Indice de residuos (RI)	-95,94	11,68	5	Х					Х	Х			

	2. Cerros isla												
Variable respuesta	AICc	ΔAICc	ĸ	Intercepto	Vegetación leñosa a 50m [%]	Cobertura arbórea [%]	Cobertura arbustiva [%]	Especies de plantas nativas [%]	Riqueza de plantas leñosas	Abundancia local de Z. capensis			
Índice de tamaño	111,80	0,00	4	Х					Х				
corporal	115,53	3,73	5	Х					Х	Х			
1	69,71	0,00	4	Х			Х						
Longitud del tarso	69,96	0,25	5	Х			Х			Х			

Apéndice 3. Diferencias entre sexos en la condición fisiológica y estado nutricional de las aves estudiadas.

Se ajustaron modelos lineales mixtos para evaluar si en la ciudad existían diferencias entre sexos en las variables de interés.

Variable dependiente	Variable predictiva	Coeficiente estimado	Error estándar	Р
TAC	Intercepto	2,412	0,106	0,000
TAC	Sexo _{Macho}	0,003	0,137	0,982
TBARS	Intercepto	-1,375	0,077	0,000
IBARS	Sexo _{Macho}	-0,158	0,100	0,121
TBARS/TAC	Intercepto	-3,854	0,115	0,000
IBARS/IAC	Sexo _{Macho}	-0,105	0,149	0,482
Condición corneral (SMI)	Intercepto	21,609	0,340	0,000
Condición corporal (SMI)	Sexo _{Macho}	-0,672	0,444	0,137
Condición corporal (RI)	Intercepto	0,003	0,007	0,643
Condicion corporal (RI)	Sexo _{Macho}	-0,007	0,007	0,321
Índias do tamaño corneral	Intercepto	-0,295	0,281	0,299
Índice de tamaño corporal	Sexo _{Macho}	0,527	0,373	0,164
Longitud dol torog	Intercepto	20,077	0,148	0,000
Longitud del tarso	Sexo _{Macho}	0,336	0,194	0,090

Apéndice 4. Promedio, rango y error estándar (EE) de las variables del hábitat registradas en parques y en cerros isla de Santiago, Chile.

	Voviable predictive		Parque		Cerro isla				
	Variable predictiva	Promedio	Rango (min-máx)	EE	Promedio	Rango (min-máx)	EE		
Parcela 50 m	Cobertura vegetación leñosa [%]	34,80	18,97 - 60,36	2,17	25,67	7,46 - 58,00	3,70		
	Cobertura arbórea [%]	64,42	12,00 - 97,00	6,18	53,80	3,00 - 92,00	6,17		
Parcela 11 m	Cobertura arbustiva [%]	7,63	0,00 - 45,00	3,05	13,27	0,00 - 60,00	3,72		
Parcela IIIII	Especies de plantas nativas [%]	33,46	0,00 - 80,00	4,35	87,27	67,00 - 100,00	2,57		
	Riqueza de plantas leñosas	4,38	2,00 - 6,00	0,29	4,93	2,00 - 8,00	0,43		
Parcela 30 m radio Abundancia local Zonotrichia capensis		2,17	1,00 - 3,00	0,14	2,43	1,00 - 4,00	0,20		
Tam	año del área verde (ha)***	3,15	0,50 - 4,90	0,27	988,67	736,90 - 1390,40	53,31		

^{***}Sólo fue considerada como co-variable en parques de Santiago.

Apéndice 5. Listado de especies de plantas leñosas registradas en parques y en cerros isla de Santiago, Chile.

1. Parque	Nombre común	Nombre cientifico	Forma	Origen
	Eucalipto	Eucalyptus globulus árbol		Exótico
	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
Estadio Municipal	Palmera	Washingtonia robusta	árbol	Exótico
Independencia	Espino	Acacia caven	árbol	Nativo
	Jacaranda	Jacaranda mimosifolia	árbol	Exótico
	Algarrobo	Prosopis chilensis	árbol	Nativo
	Palmera	Livistona chinensis	árbol	Exótico
Mi aire ali da al Oi ata	Ciruelo	Prunus cerasifera	árbol	Exótico
Municipalidad Quinta Normal	Rosas	Rosa galica (Rosa sp.)	arbusto	Exótico
Nomiai	Pitosporo del japón	Pittosporum tobira	arbusto	Exótico
	Ligustrina	Ligustrum ovalifolium	arbusto	Exótico
	Palmera	Yucca guatemalensis	árbol	Exótico
Estadio Municipal	Ligustrina	Ligustrum ovalifolium	arbusto	Exótico
Conchalí (1)	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
	Árbol de uva	Coccoloba uvifera	árbol	Exótico
Estadio Municipal	Ciruelo	Prunus cerasifera	árbol	Exótico
Conchalí (2)	Fresno	froxinus excelsion	árbol	Exótico
	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
Parqua Cuaralla	Plátano oriental	Platanus orientalis	árbol	Exótico
Parque Guarello	Ciruelo	Prunus cerasifera	árbol	Exótico
	Escallonia	Escallonia sp.	arbusto	Nativo
	Patas de vaca	Bauhinia forficata	árbol	Exótico
Parque Santa Mónica	Pitosporo del japón	Pittosporum tobira	arbusto	Exótico
	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
	Chequén	Luma chequen	árbol	Nativo
	Quillay	Quillaja saponaria	árbol	Nativo
Parque Merino	Melia	Melia azedarach	árbol	Exótico
	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
	Quebracho	Senna candolleana	árbol	Nativo
	Plátano oriental	Platanus orientalis	árbol	Exótico
Diozo Cogitorio	Ligustrina	Ligustrum ovalifolium	arbusto	Exótico
Plaza Sagitario	Palmera	Washingtonia robusta	árbol	Exótico
	Hiedra	Hedera sp.	arbusto	Exótico
	Hortensias	Hydrangea macrophylla	arbusto	Exótico
Estadio Municipal San Bernardo	Palmera	Washingtonia robusta	árbol	Exótico
	Granado	Punica granatum	arbusto	Exótico
	Peumo	Cryptocarya alba	árbol	Nativo
	Quillay	Quillaja saponaria	árbol	Nativo

1. Parque	Nombre común	Nombre cientifico Forma		Origen
	Litre	Lithraea caustica	árbol	Nativo
Estadio Municipal Recoleta	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
	Ligustrina	Ligustrum ovalifolium	arbusto	Exótico
	Jacarandá	Jacaranda mimosifolia	árbol	Exótico

2. Cerro isla	Nombre común	Nombre cientifico	Forma	Origen
	Peumo	Cryptocarya alba	árbol	Nativo
	Maiten	Maitenus boaria	árbol	Nativo
	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
1. San Cristóbal	Quebracho	Senna candolleana	árbol	Nativo
	Piracanta	Piracanta coccinea	arbusto	Exótico
	Palqui	Cestrum parqui	arbusto	Nativo
	Molle	Schinus latifolius	árbol	Nativo
	Aromo	Acacia melanoxylon	árbol	Exótico
	Algarrobo	Prosopis chilensis	árbol	Nativo
	Maitén	Maitenus boaria	árbol	Nativo
	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
2 Can Criatábal	Quillay	Quillaja saponaria	árbol	Nativo
2- San Cristóbal	Palqui	Cestrum parqui	arbusto	Nativo
	Espino	Acacia caven	árbol	Nativo
	Chequen	Luma chequen	árbol	Nativo
	Quebracho	Senna candolleana	árbol	Nativo
	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
1.Chena	Huañil	Proustia cuneifolia	arbusto	Nativo
	Espino	Acacia caven	árbol	Nativo
	Culpio	Baccharis paniculata	arbusto	Nativo
2.Chena	Espino	Acacia caven	árbol	Nativo
	Culpio	Baccharis paniculata	arbusto	Nativo
1.Renca	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
	Quillay	Quillaja saponaria	árbol	Nativo
	Eucalipto	Eucalyptus globulus	árbol	Exótico
	Espino	Acacia caven	árbol	Nativo
2.Renca	Espino	Acacia caven	árbol	Nativo
	Pimiento	Schinus molle	árbol	Nativo
	Eucalipto	Eucalyptus globulus	árbol	Exótico