

Fauna en vegetación nativa y plantaciones forestales del área periurbana de Quintay: una oportunidad para la conservación del patrimonio natural en la costa de Chile central

Fauna in native vegetation and forest plantations in Quintay's periurban land: An opportunity for natural heritage conservation on the coast of central Chile

Catalina B. Muñoz-Pacheco¹ ; Nélida R. Villaseñor² 
y Martín A.H. Escobar³

RESUMEN

La costa de Chile central ha experimentado una rápida urbanización del territorio, generando amenazas para la fauna en un área considerada un *hotspot* de biodiversidad. Para analizar la contribución en la conservación de fauna de la vegetación periurbana de la localidad de Quintay, evaluamos la fauna de vertebrados (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) en relictos de bosques higrófilos (n=2), matorral esclerófilo (n=3) y plantación forestal (n=3). La vegetación nativa (bosques higrófilos y matorral esclerófilo) presentó un mayor número de especies de fauna endémica y amenazada, junto con una mayor riqueza y abundancia de pequeños mamíferos. Las plantaciones forestales presentaron una mayor riqueza y abundancia de especies de aves de bosque. Con base en nuestros resultados, se proponen recomendaciones para conservar la fauna nativa, que forma parte del patrimonio natural de la localidad de Quintay, en el contexto de la expansión urbana que fomenta su nuevo Plan Regulador.

Palabras clave: fauna vertebrada, vegetación relictiva, desarrollo urbano, indicadores ambientales, planificación urbana.

ABSTRACT

The coast of central Chile has experienced rapid urbanization, threatening fauna in a biodiversity hotspot. To analyze the contribution in the conservation of fauna of the peri-urban vegetation of the town of Quintay, we evaluated vertebrate fauna (amphibians, reptiles,

¹ Grupo de Ecología, Naturaleza y Sociedad (GENS), Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.

Escuela de Arquitectura del Paisaje, Universidad Central de Chile. Correo electrónico: catalina.munoz.p@ug.uchile.cl

² Grupo de Ecología, Naturaleza y Sociedad (GENS), Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.

Departamento de Ciencias Químicas y Biológicas, Universidad Bernardo O'Higgins Correo electrónico: villaseñor@uchile.cl

³ Grupo de Ecología, Naturaleza y Sociedad (GENS), Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Correo electrónico: mescoabar@renare.uchile.cl

birds and mammals) in relicts of hygrophilous forests (n=2), sclerophyllous scrub (n=3) and forest plantations (n=3). The native vegetation (hygrophilous forests and sclerophyllous scrub) supported greater number of endemic and threatened animal species, and greater species richness and abundance of small mammals. Forest plantations presented a greater species richness and abundance of forest bird species. Based on our findings, we proposed recommendations to conserve native fauna, which is part of Quintay's natural heritage, in the context of urban expansion promoted by its new Regulatory Plan.

Keywords: vertebrate fauna, relict vegetation, urban development, environmental indicators, urban planning.

La zona mediterránea de Chile central (30°-38° S) es considerada uno de los 25 *hotspots* de biodiversidad mundial donde es urgente implementar acciones de conservación (Myers et al. 2000). Esta alta prioridad de conservación se debe al alto nivel de endemismo de especies junto a una intensa modificación del paisaje (Myers et al. 2000) producto de una fuerte presión antrópica (Valavanidis & Vlachogianni 2013). Alrededor del 30% de las especies de fauna vertebrada que habitan en Chile mediterráneo se encuentran amenazadas debido a la pérdida de hábitat, que ha sido el resultado del cambio de uso del suelo para actividades antrópicas y el aumento de la población humana (Díaz et al. 2002).

El cambio de uso del suelo en la costa de Chile central ha experimentado una rápida transformación del paisaje natural debido a la urbanización y el establecimiento de distintas actividades económicas (Montoya-Tangarife et al. 2017). La gran extensión de playas ha promovido el desarrollo de balnearios, donde el mercado inmobiliario ha aumentado la oferta de primeras y segundas viviendas, generando un drástico cambio de uso de suelo debido a la urbanización (Hidalgo et al. 2016). Por otro lado, esta zona presenta una importante cobertura de plantaciones forestales con especies no nativas en áreas montañosas, ya que el 31% del bosque nativo de la costa de Chile central fue reemplazado por plantaciones de *Pinus radiata* en sólo 9 años entre las décadas de los 70's y 80's (Lara et al. 1996).

En la zona costera de Chile central, Casablanca (Región de Valparaíso) es la comuna con mayor superficie de remanentes de bosque esclerófilo en la región con 21,8 mil hectáreas. Sin embargo, también presenta el mayor cambio de uso de suelo de la región con 572 ha de bosque nativo reemplazado desde el año 1995 al 2002, siendo las principales causas de cambio de uso de suelos la expansión urbana y el establecimiento de plantaciones forestales (Martínez & Flores 2010).

En particular dentro de la comuna de Casablanca, existe una fuerte presión antrópica sobre los recursos bióticos de la localidad de Quintay. Dicha localidad es un balneario cercano a las ciudades de Valparaíso y Santiago (capital de Chile), lo que ha fomentado el desarrollo urbano, industrial y turístico (Rivera & Cordero 2004). Esta rápida transformación del paisaje natural también ha fragmentado y degradado las coberturas de vegetación nativa, aislando áreas naturales remanentes (Robinson et al. 2005) en torno a las zonas urbanizadas. La conservación de estos fragmentos de vegetación nativa sería prioritaria (De la Barrera et al. 2018), ya que proveen beneficios como servicios ecosistémicos para los residentes urbanos, y proporcionan hábitat a múltiples especies de fauna nativa (Huang et al. 2011; McKinney 2008).

Alrededor del mundo existen intentos por conservar remanentes de vegetación nativa en zonas urbanas y periurbanas. En Brisbane, Australia, se ha protegido cerca del 20% de la cubierta

vegetal remanente en la zona urbana (Garden *et al.* 2007), mientras que en Adeleide se han desarrollado planes de manejo con fines de protección y restauración de la biodiversidad en la zona periurbana (Crossman *et al.* 2007). También se han establecido áreas silvestres en zonas periurbanas, como la Reserva Forestal Barombi Mbo ubicada en la ciudad de Kumba, Camerún (Fonge *et al.* 2019).

Las plantaciones forestales pueden presentar tanto efectos positivos como negativos sobre la fauna, dependiendo de la capacidad de adaptación de los diferentes organismos ante la modificación del hábitat (Castaño & Patiño 2000, Santos & Tellería 2006, González 2017), pudiendo contribuir a la conservación de la fauna y vegetación nativa (Lantschner & Rusch 2014, Yirdaw 2001) en ambientes periurbanos. Por ejemplo, en el Parco Nord Milano, Italia, se conserva biodiversidad en zonas de plantaciones forestales y agrícolas (Pesola *et al.* 2017). En la ciudad de Wondo Genet en Etiopía, las plantaciones forestales en las tierras altas han promovido la diversidad de especies leñosas nativas regeneradas naturalmente (Yirdaw 2001). Además, existe protección de zonas forestales periurbanas con fines de conservación para la avifauna, como es el caso de la finca de Castel di Guido en Roma (Ferrari *et al.* 2017).

Para aportar antecedentes sobre el rol de la vegetación periurbana para sustentar fauna nativa, el presente estudio describe la comunidad de vertebrados presentes en fragmentos de vegetación nativa y plantaciones de *Pinus radiata*, en el área periurbana de la localidad de Quintay, región de Valparaíso. Para esto, se evaluó la fauna vertebrada terrestre en fragmentos de bosque higrófilo, matorral esclerófilo y plantación forestal. Con base en los resultados, discutimos la contribución de estos ambientes periurbanos a la conservación de fauna nativa en la zona costera de Chile-central, y analizamos posibles amenazas y estrategias de conservación frente al nuevo Plan Regulador.

Materiales y métodos

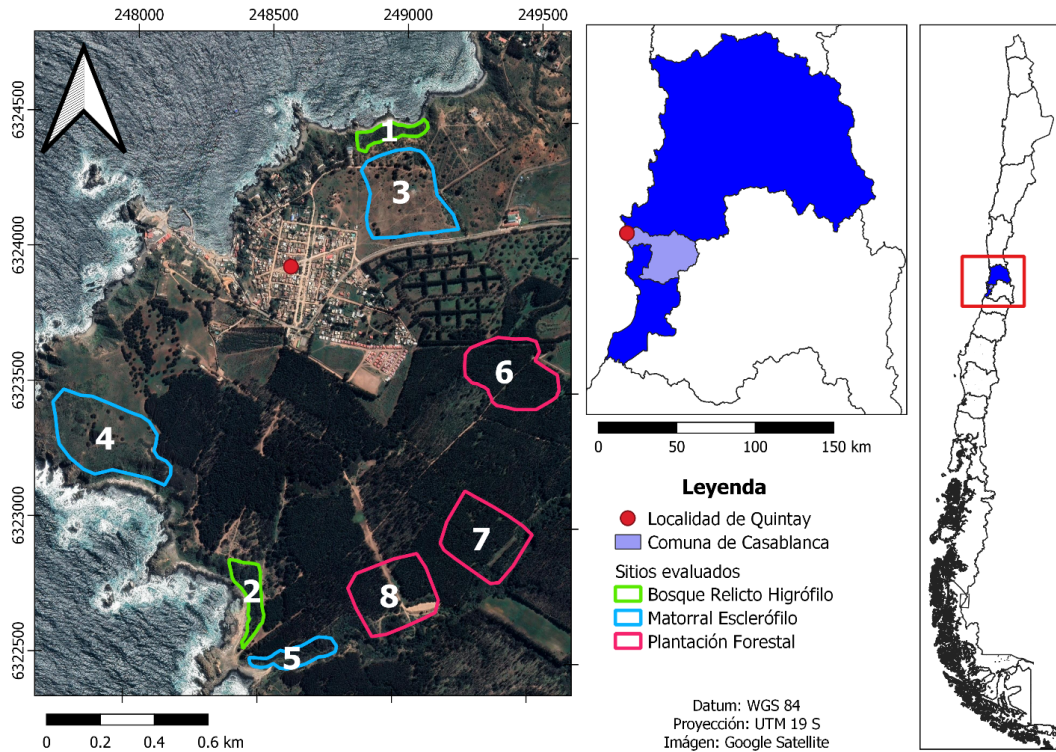
Área de estudio

Quintay es una localidad costera ubicada en la comuna de Casablanca, Región de Valparaíso (33°11'37S y 71°41'50O) (Figura N° 1 y Tabla N° 1) (Rivera & Cordero 2004). Se caracteriza por presentar un Bioclima Costero con temperaturas moderadas (14,5°C media anual) y precipitaciones mayores al promedio de la región (458 mm media anual). La vegetación original comprende bosque esclerófilo y matorrales arborescentes esclerófilos (Luebert & Plissock 2012), con presencia de relictos de bosque laurifolio higrófilo aislados que sobrevivieron a las eras glaciales (Donoso 1993, Luebert & Plissock 2012).

Durante el siglo XIX el área se cultivó intensamente con trigo, avena y legumbres, generando un alto grado de erosión. La mayor parte de la superficie que fue erosionada por la actividad agrícola se reforestó con plantaciones de *P. radiata* (Donoso 1993). Actualmente, cerca de un 75% de la superficie de la localidad de Quintay se encuentra urbanizada, con alrededor del 51% bajo uso urbano de alta y mediana intensidad, y un 23% de baja densidad (IMCC 2020). Además, se pronostica en la zona existirá un aumento de la población en un 54% para el año 2025 (Benavidez-Silva *et al.* 2021).

Figura N° 1

Distribución espacial de los sitios de muestreo en el área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

Tabla N° 1

Coordenadas de los sitios de muestreo en el área de estudio.

Sitio	Formación Vegetacional	Abreviación	Latitud	Longitud
1	Bosque Relicto Higrófilo	BRH-1	33°11'22.95"S	71°41'34.92"O
2	Bosque Relicto Higrófilo	BRH-2	33°12'18.57"S	71°41'54.00"O
3	Matorral Esclerófilo	ME-3	33°11'30.82"S	71°41'32.59"O
4	Matorral Esclerófilo	M3-4	33°11'59.64"S	71°42'15.50"O
5	Matorral Esclerófilo	ME-5	33°12'25.81"S	71°41'47.94"O
6	Plantación Forestal	PF-6	33°11'52.31"S	71°41'17.60"O
7	Plantación Forestal	PF-7	33°12'11.79"S	71°41'21.04"O
8	Plantación Forestal	PF-8	33°12'18.72"S	71°41'33.79"O

Fuente: Elaboración propia.

Sitios de muestreo

Se establecieron sitios de muestreo en fragmentos de bosque higrófilo (n=2), matorral esclerófilo (n=3) y plantación forestal (n=3) (Figura N° 1). Los sitios seleccionados se evaluaron estacionalmente en otoño (temporada post-reproductiva), entre los días 29 de abril y 02 de mayo de

2017; invierno (temporada no-reproductiva), del 22 al 25 de julio de 2017; y primavera (temporada reproductiva), del 27 al 30 de noviembre de 2017 (Demangel 2016, Iriarte 2008).

Evaluación de vertebrados

Se establecieron puntos de evaluación de fauna vertebrada en cada uno de los sitios, donde se aplicaron metodologías específicas para evaluar los diferentes grupos de vertebrados terrestres.

Anfibios. Para detectar la presencia de anfibios, se realizaron búsquedas activas de larvas y adultos durante el día en sitios con características de microhábitat adecuadas para este tipo de organismos (orillas de cursos y cuerpos de agua, Charrier 2019). Además, se emitieron estímulos acústicos (grabaciones de las vocalizaciones de las especies potencialmente presentes) a través de un parlante, en los puntos de muestreo durante el crepúsculo (entre las 20:00 y las 23:30 hrs.) para estimular la respuesta de individuos (Charrier 2019). La evaluación acústica se realizó emitiendo por un lapso de un minuto las vocalizaciones de las especies que potencialmente podrían estar presentes en la zona de estudio según bibliografía (e.g. Garín & Hussein 2013). Se establecieron 3 puntos de registro en matorral esclerófilo y 8 puntos en plantación forestal. No se establecieron puntos de registro en bosque higrófilo debido a que los fragmentos evaluados no presentaron cuerpos de agua ni áreas inundadas.

Reptiles. Para la evaluación de los reptiles se realizaron transectos lineales de 100 metros de longitud por 6 metros de ancho (3 m a cada lado del eje central del transecto) (Hutchens & DePerno 2009). Se establecieron 5 transectos en bosque higrófilo, 14 en matorral esclerófilo y 9 en plantación forestal.

Aves. Para el registro de las aves se dispusieron estaciones puntuales de 30 metros de radio que se evaluaron durante cinco minutos (Bibby *et al.* 1992), donde se registraron los individuos mediante avistamiento directo y/o registro auditivo del canto o vocalización. Se establecieron 8 estaciones puntuales en el bosque higrófilo, 15 en el matorral esclerófilo y 12 en plantación forestal. Para el registro de especies de aves rapaces nocturnas se emitieron estímulos acústicos (grabaciones de las vocalizaciones de las especies) a través de un megáfono durante el crepúsculo (entre las 19:30-23:30 hrs.). La evaluación acústica se realizó emitiendo por un lapso de 2 minutos las vocalizaciones de las especies que potencialmente podrían estar presentes en la zona de estudio según bibliografía (e.g. Martínez & González 2017). La emisión de estas vocalizaciones se realizó en orden ascendente respecto al tamaño de la especie y se esperó en silencio por un lapso de dos minutos una respuesta, antes de continuar con la siguiente especie. Se establecieron 2 estaciones acústicas en bosque higrófilo, 4 en matorral esclerófilo y 3 en plantación forestal.

Mamíferos. Los pequeños mamíferos (i.e. marsupiales y roedores) fueron evaluados mediante el uso de trampas de captura viva. Se establecieron 2 estaciones de captura en bosque higrófilo, 4 en matorral esclerófilo y 3 en plantación forestal. En cada estación de captura se instalaron dos líneas de 10 trampas cada una, con un distanciamiento aproximado de 15m entre trampas (Chávez & Cerda 2012). Cada trampa se cebó con avena machacada y se revisó durante cada mañana (8:00-10:00 hrs.) y tarde (17:00-19:00 hrs.) por 3 días consecutivos.

Se evaluó la presencia de quirópteros mediante visitas nocturnas con micrófonos ultrasónicos, en sitios que presentan las características de microhábitat favorables para este grupo, tales como cursos de agua o pequeños cuerpos de agua (tranques, lagunas, etc.) (MacSwiney et al. 2008). Para este grupo se estableció un sitio de evaluación en bosque higrófilo, 4 en matorral esclerófilo y 6 en plantación forestal.

Para la evaluación de los meso y macromamíferos se dispusieron estaciones de atracción olfatoria (Terrones et al. 2008), donde se activó una trampa cámara por al menos 72 horas continuas. Se instalaron 2 estaciones de atracción olfatoria en bosque higrófilo, 4 en matorral esclerófilo y 3 en plantación forestal. Además, se registraron todas las observaciones directas e indirectas (huellas, fecas, madrigueras, entre otros) que indicaron la presencia de estas especies en los sitios evaluados.

Análisis de datos

Riqueza y abundancia

Se evaluó la influencia del tipo de formación vegetal (niveles: Bosque Higrófilo, Matorral Esclerófilo y Plantación Forestal) y estación (niveles: Otoño, Invierno y Primavera) sobre la riqueza de especies nativas y sus abundancias para las aves y pequeños mamíferos. Para esto, se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMMs) con distribución de Poisson. Los GLMMs permiten analizar datos que no poseen una distribución normal (e.g. Poisson), además de incorporar efectos aleatorios (Bolker et al. 2009). El sitio fue incorporado como efecto aleatorio en los modelos, para considerar la dependencia espacial entre las muestras provenientes de un mismo sitio ($n=8$). Antes de interpretar los resultados de los modelos, todos los modelos fueron evaluados por sobredispersión (varianza superior a la esperada, Harrison 2014). Cuando un modelo presentó sobredispersión, cada observación fue incorporada como un efecto aleatorio (Bolker et al. 2009). Para facilitar la interpretación de los resultados, se graficaron las estimaciones de riqueza y abundancia de los modelos, incluyendo intervalos de confianza del 95%.

Para detectar diferencias significativas entre formaciones vegetacionales (Bosque Higrófilo, Matorral Esclerófilo y Plantación Forestal), y entre estaciones (Otoño, Invierno y Primavera), se utilizaron comparaciones múltiples. Para esto, se usó la función Hipótesis Lineales Generales para modelos lineales generalizados mixtos (Bretz et al. 2010). Se consideró estadísticamente significativo un valor de $p < 0,05$ (Ugalde-Lezama et al. 2009).

Los análisis fueron realizados en el programa R.3.4.4 (2018). Los paquetes utilizados fueron: lme4 para los GLMMs (Bates et al. 2015), overdisp_fun para evaluar la sobredispersión de los modelos (Bolker & Stevens 2011) y multcomp para comparar entre formaciones vegetacionales y estaciones (Hothorn et al. 2008), por medio de pruebas *post hoc* de HSD de Tukey ajustadas para comparaciones múltiples usando el método de "paso único" (Westfall et al. 1999).

Índices de Diversidad (H') y Equitatividad (J')

Se calcularon los índices de Diversidad de Shannon (H') y de Equitatividad (J') para los distintos grupos de vertebrados presentes en cada ecosistema. Para este análisis sólo se consideraron las especies nativas.

El Índice de Diversidad de Shannon (H') expresa la heterogeneidad de una comunidad por medio de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa. Este índice presenta valores entre cero (hay una sola especie) y el logaritmo natural de la riqueza total de especies (todas las especies presentan el mismo número de individuos). Este cálculo se realizó según la siguiente expresión (Reyes & Torres-Florez 2009):

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

Donde:

S = número de especies.

p_i = proporción de la especie i en la muestra.

El Índice de Equitatividad (J') indica cuán similares son las abundancias relativas de las diferentes especies al interior de una muestra. Si J' tiende a 1 las abundancias de las especies identificadas son muy similares. Este cálculo se realizó empleando la siguiente expresión (Iannacone *et al.* 2003):

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Donde:

H' = índice de diversidad de Shannon.

S = número máximo de especies en la muestra.

Para determinar diferencias en la diversidad (índices de diversidad de Shannon y de Equitatividad) entre las distintas formaciones vegetacionales, se calculó el intervalo de confianza para todos los índices mediante un procedimiento de remuestreo (Pla & Matteucci 2001). Este método implica producir un número dado de muestras aleatorias (10.000 iteraciones), cada una con el mismo número total de especies que en la muestra original (Buckland *et al.* 2000). Para cada especie en la muestra aleatoria, la especie se elige con probabilidades proporcionales a su frecuencia original y el intervalo de confianza se establece a un nivel de confianza del 95%.

Resultados

Registramos un total de 73 especies de vertebrados en el área de estudio, de las que 69 son nativas correspondiendo a cuatro anfibios, seis reptiles, 49 aves y 10 mamíferos (Cuadro N° 1). En el bosque higrófilo registramos 41 especies nativas (cuatro reptiles, 28 aves y nueve mamíferos), de las que seis son endémicas de la zona mediterránea de Chile (reptiles: *Liolaemus nitidus* y *Liolaemus zapallarensis*; aves: *Pseudasthenes humicola* y *Scytalopus fuscus*; mamíferos: *Octodon lunatus* y *Phyllotis darwini*) y una especie se encuentra en una de las categorías de amenaza (*O. lunatus*) ("Casi Amenazado") (Cuadro N° 1).

En el caso del matorral esclerófilo registramos 64 especies nativas (tres anfibios, seis reptiles, 43 aves y 12 mamíferos), de las que 13 son endémicas (anfibios: *Rhinella arunco* y *Calyptocephalella gayi*; reptiles: *Philodryas chamissonis*, *L. nitidus*, *L. tenuis* y *L. zapallarensis*; aves: *Nothoprocta perdicaria*, *Cinclodes nigrofumosus*, *P. humicola*, *Pteroptochos megapodius* y *S. fuscus*; mamíferos: *Chelemys megalonyx* y *P. darwini*) y tres especies se encuentran en categoría de amenaza (*R. arunco*, *C. gayi* y *C. megalonyx*) ("Vulnerable") (Cuadro N° 1).

Cuadro N° 1

ESPECIES REGISTRADAS EN EL ÁREA DE ESTUDIO POR ECOSISTEMA Y ESTACIÓN; Categoría de Conservación (CC): vulnerable (VU), casi amenazada (NT), preocupación menor (LC), insuficientemente conocida (IC); Origen (O): nativa (N), endémica (E), introducida (I); Bosque higrófilo (BH); Matorral esclerófilo (ME); Plantación forestal (PF). Valores corresponden a abundancia promedio, para aves es individuos/ha, para pequeños mamíferos es capturas/100 trampas; +: presencia de especie nativa; *: presencia de especie introducida.

Especie	Nombre común	CC	O	Otoño			Invierno			Primavera		
				BH	ME	PF	BH	ME	PF	BH	ME	PF
ANFIBIOS												
<i>Rhinella arunco</i>	Sapo de rulo	VU	E		+						+	
<i>Calyptocephalella gayi</i>	Rana chilena	VU	E					+				
<i>Batrachyla taeniata</i>	Rana de antifaz	NT	N						+			
<i>Pleurodema thaul</i>	Sapito de cuatro ojos	NT	N					+	+		+	+
4												
REPTILES												
<i>Philodryas chamissonis</i>	Culebra de cola larga	LC	E		+							
<i>Liolaemus chiliensis</i>	Lagarto llorón	LC	N	+	+		+					
<i>Liolaemus lemniscatus</i>	Lagartija lemniscata	LC	N	+	+				+		+	
<i>Liolaemus nitidus</i>	Lagarto nítido	NT	E		+	+	+	+		+	+	
<i>Liolaemus tenuis</i>	Lagartija esbelta	LC	E		+							
<i>Liolaemus zapallarensis</i>	Lagarto de Zapallar	LC	E		+						+	
6												
AVES												
<i>Nothoprocta perdicaria</i>	Perdiz chilena	-	E		+							
<i>Callipepla californica</i>	Codorniz	-	I			*		*	*		*	*

Especie	Nombre común	CC	O	Otoño			Invierno			Primavera		
				BH	ME	PF	BH	ME	PF	BH	ME	PF
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Yeco	-	N	+								
<i>Pelecanus thagus</i>	Pelicano	-	N					+				
<i>Cathartes aura</i>	Jote cabeza colorada	-	N	+	+		+	+				
<i>Coragyps atratus</i>	Jote cabeza negra	-	N				0,2		0,5			
<i>Elanus leucurus</i>	Bailarín	-	N						+			+
<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Aguilucho	-	N			0,1		+				0,1
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Peuco	-	N					0,1				
<i>Falco femoralis</i>	Halcón perdiguero	IC	N		+							
<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	LC	N					+				
<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo	-	N		+							
<i>Phalcoboenus chimango</i>	Tiuque	-	N	+	0,1	0,3	0,2	+	0,5	0,2	+	0,9
<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue	-	N					+	+			+
<i>Haematopus ater</i>	Pilpilén negro	-	N				+	+				
<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota dominicana	-	N	+	+				0,3	0,2	+	+
<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza	LC	N									+
<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	-	N		0,4			0,1	+			
<i>Tyto alba</i>	Lechuza	-	N					+				+
<i>Glaucidium nana</i>	Chuncho	-	N			+	+		+		+	+
<i>Strix rufipes</i>	Concón	NT	N									+
<i>Systellura longirostris</i>	Gallina ciega	-	N					+				
<i>Patagona gigas</i>	Picaflor gigante	-	N							0,7	0,1	
<i>Sephanoides sephanioides</i>	Picaflor chico	-	N	2,2	2,5	2,9	5,1	5,8	21,8			0,1
<i>Veniliornis lignarius</i>	Carpinterito	-	N						+			+
<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito	-	N	2,2	0,4	2,7	0,9	0,3	1,8	1,1	0,3	1,9
<i>Cinclodes nigrofumosus</i>	Churrete costero	-	E								+	
<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Tijeral	-	N	0,2	0,6	2,1		1,1	0,2	0,7	1,1	
<i>Pseudasthenes humicola</i>	Canastero	-	E	0,2	0,1		0,2	0,2		0,7	+	
<i>Pygarrhichas albogularis</i>	Comesebo grande	-	N		0,1	0,9	+					+
<i>Pteroptochos megapodius</i>	Turca	-	E		0,1	+		+				+
<i>Scytalopus fuscus</i>	Churrín del norte	-	E	0,2	+	0,1	+	+	0,2	+	0,1	0,4
<i>Agriornis lividus</i>	Mero	-	N				0,2					
<i>Anairetes parulus</i>	Cachudito	-	N	3,5	2,4	4,9	0,7	0,9	5,2	2,0	0,1	1,8
<i>Colorhamphus parvirostris</i>	Viudita	-	N	+		0,7		0,5	0,6			
<i>Elaenia albiceps</i>	Fío-fío	-	N			0,1				0,9	0,2	2,5

Especie	Nombre común	CC	O	Otoño			Invierno			Primavera		
				BH	ME	PF	BH	ME	PF	BH	ME	PF
<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	Dormilona tontita	-	N		0,6			+	+			
<i>Xolmis pyrope</i>	Diucón	-	N	0,9	0,8	0,7	0,9	0,8	0,9	0,2	+	0,1
<i>Phytotoma rara</i>	Rara	-	N		1,0			0,5				
<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina chilena	-	N	0,2	0,3		+	0,9	0,6		0,1	0,7
<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán	-	N	0,9	2,0	3,2	0,4	1,0	1,4	0,9	1,1	0,3
<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal	-	N	0,9	1,4	0,3	0,4	0,5	+	+	0,2	0,9
<i>Mimus thenca</i>	Tenca	-	N		1,4	0,1	0,2	0,5			0,9	
<i>Diuca diuca</i>	Diuca	-	N	0,4	1,4		0,2	0,3	2,8	0,2	1,3	0,1
<i>Phrygilus gayi</i>	Cometocino de gay	-	N	1,1	0,8	1,5	0,2	0,8	0,5	0,7	0,5	0,1
<i>Phrygilus patagonicus</i>	Cometocino patagónico	-	N					0,2				
<i>Sicalis luteola</i>	Chirihue	-	N								1,3	
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol	-	N	2,9	2,8	3,8	1,3	5,8	0,9	2,2	5,7	7,1
<i>Curaeus curaeus</i>	Tordo	-	N		1,4	3,5		1,1	0,2	0,2	+	0,1
<i>Sturnella loyca</i>	Loica	-	N	0,7	1,1	+		1,3	+		0,6	
<i>Spinus barbatus</i>	Jilguero	-	N		+	0,3			+		0,1	+
50												
<i>Thylamys elegans</i>	Llaca	LC	N	1,0	3,8		3,3	3,0	1,3	2,9	2,3	0,6
<i>Histiotus montanus</i>	Murciélago orejudo menor	LC	N		+							
<i>Lasiurus varius</i>	Murciélago rojo	LC	N	+	+	+						
<i>Myotis chiloensis</i>	Murciélago orejas de ratón	LC	N		+	+						
<i>Tadarida brasiliensis</i>	Murciélago cola de ratón	LC	N	+	+	+						
<i>Octodon lunatus</i>	Degú costino	NT	E	2,0								
<i>Abrothrix longipilis</i>	Laucha de pelo largo	LC	N	3,9	3,5		6,4	3,5		5,7	3,7	0,6
<i>Abrothrix olivaceus</i>	Laucha olivácea	-	N	2,0	4,4	1,7	3,3	5,0	4,7	2,0	3,7	2,3
<i>Chelemys megalonyx</i>	Ratón topo de matorral	VU	E					0,5				
<i>Oligoryzomys longicaudatus</i>	Ratón de cola larga	-	N	4,8	2,1	1,1	5,4	4,0	0,7			0,6
<i>Phyllotis darwini</i>	Ratón orejudo de Darwin	-	E		2,1		1,1	3,0			0,4	
<i>Mus musculus</i>	Laucha	-	I		*							
<i>Rattus rattus</i>	Rata negra	-	I	*	*	*	*		*	*	*	*
<i>Lycalopex culpaeus</i>	Zorro culpeo	LC	N		+		+		+		+	
<i>Lycalopex griseus</i>	Zorro chilla	LC	N		+				+			
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo	-	I		*	*	*	*			*	*
13												

Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, en plantación forestal registramos 46 especies nativas (dos anfibios, dos reptiles, 33 aves y nueve mamíferos) de las que tres son endémicas (reptiles: *L. nitidus*; aves: *P. megapodius* y *S. fuscus*) (Cuadro N° 1).

Además, registramos la presencia de cuatro especies exóticas: un ave (*Callipepla californica*) y tres mamíferos (*Mus musculus*, *Rattus rattus* y *Oryctolagus cuniculus*) (Cuadro N° 1).

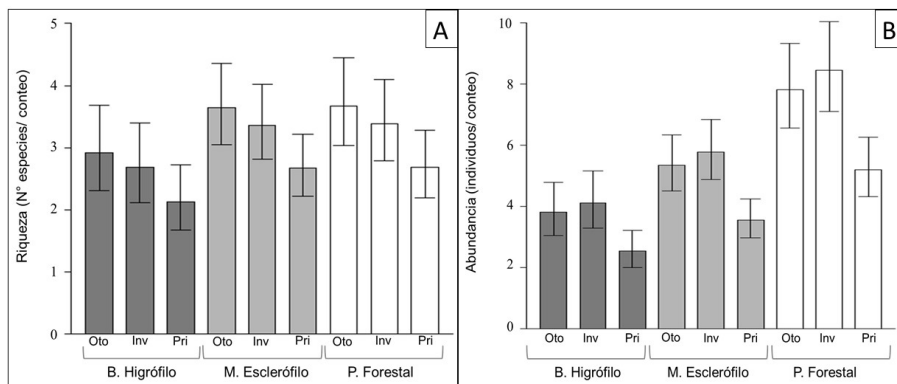
Riqueza y abundancia

Aves. No encontramos diferencias significativas en la riqueza de especies de aves nativas entre ecosistema ($p > 0,05$). En cuanto a cambios estacionales, la riqueza de especies de aves nativas registrada durante primavera fue significativamente menor que la registrada en otoño ($p = 0,004$) e invierno ($p = 0,052$) (Figura N° 2A).

El ecosistema de plantación forestal presentó una mayor abundancia de aves nativas que matorral esclerófilo ($p < 0,001$) y bosque higrófilo ($p < 0,001$). Además, el matorral esclerófilo presentó una mayor abundancia de aves nativas que el bosque higrófilo ($p = 0,02$). Respecto a la estación, la abundancia de aves fue significativamente menor en primavera que en otoño ($p < 0,001$) e invierno ($p < 0,001$) (Figura N° 2B).

Figura N° 2

Valores estimados mediante GLMMs para cada ecosistema y estación de (A) riqueza promedio de especies de aves nativas por punto de conteo y (B) abundancia promedio de especies de aves nativas por punto de conteo. Barras de error muestran intervalos de confianza al 95%.



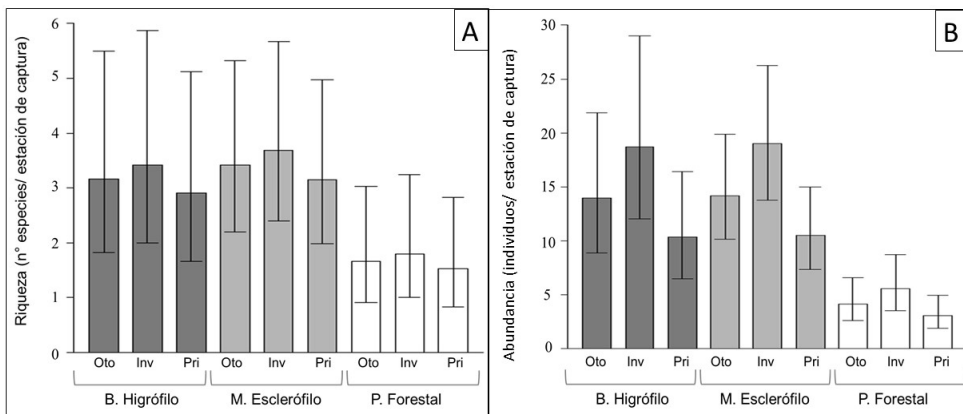
Fuente: Elaboración propia.

Pequeños mamíferos. En cuanto a la riqueza de especies de pequeños mamíferos nativos entre ecosistemas, ésta fue significativamente más alta en matorral esclerófilo que en plantaciones forestales ($p = 0,045$). No se encontraron diferencias significativas en la riqueza de pequeños mamíferos nativos entre estaciones ($p > 0,05$) (Figura N° 3A).

La abundancia de pequeños mamíferos, en relación con las distintas formaciones vegetacionales, fue significativamente menor en plantación forestal comparado con matorral esclerófilo y bosque higrófilo ($p < 0,001$ en ambos casos). En cuanto a cambios estacionales, la abundancia de pequeños mamíferos nativos fue significativamente mayor en invierno que durante primavera ($p < 0,001$) (Figura N° 3B).

Figura N° 3

Valores estimados mediante GLMMs para cada ecosistema y estación de (A) riqueza promedio de especies de pequeños mamíferos nativos por sitio y (B) abundancia promedio de especies de pequeños mamíferos nativos por sitio. Barras de error muestran intervalos de confianza al 95%.



Fuente: Elaboración propia.

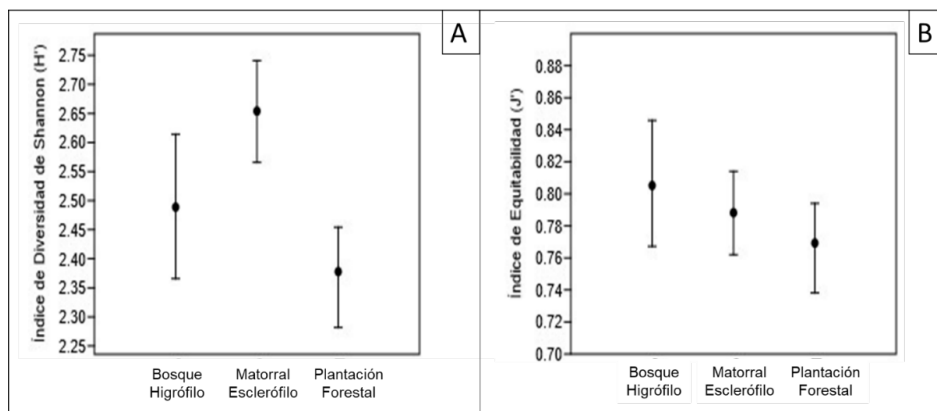
Sólo se evaluó el efecto del ecosistema y estación sobre la riqueza y abundancia de especies de aves y pequeños mamíferos. Esto se debe a que las condiciones meteorológicas limitaron el número de registros de algunas especies de reptiles, a causa de sus requerimientos termorregulatorios particulares (Labra *et al.* 2008), y que los registros auditivos y por trampas cámara de otros grupos no permiten estimar de forma adecuada la abundancia (Long *et al.* 2008).

Índices de Diversidad (H') y Equitatividad (J')

Aves. Para las aves el Índice de Diversidad de Shannon (H') indica que existe una mayor diversidad de aves nativas en matorral esclerófilo, seguido por bosque higrófilo y plantación forestal. No obstante, la diversidad sólo sería significativamente superior en matorral esclerófilo respecto a plantación forestal (Figura N° 4A). El Índice de Equitatividad (J') evidencia una distribución homogénea de la abundancia (valor superior a 0,70, Siqueiros-Beltrones 1990) en aves nativas en todas las formaciones vegetacionales y no existen diferencias significativas entre ellas (Figura N° 4B).

Figura N° 4

Valores de aves nativas por formación vegetacional del (A) Índice de Diversidad de Shannon (H') e (B) Índice de Equitatividad (J'). Barras de error muestran intervalos de confianza al 95%.

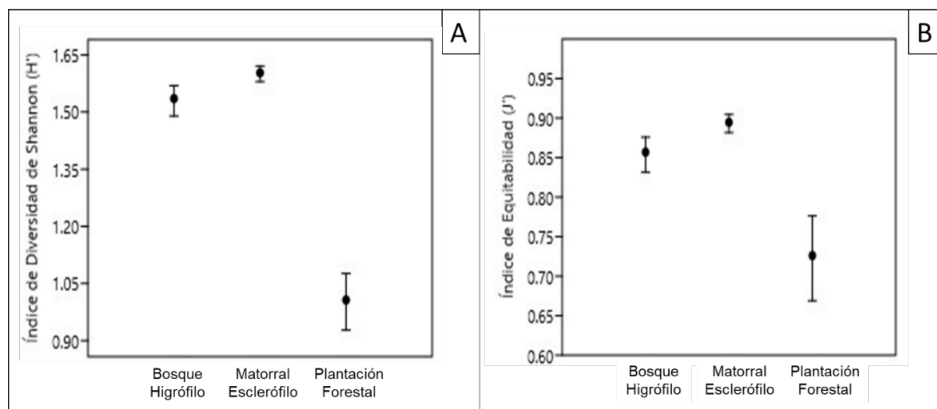


Fuente: Elaboración propia.

Pequeños mamíferos. En cuanto a los pequeños mamíferos nativos, el Índice de Diversidad de Shannon (H') indica que existe una mayor diversidad en matorral esclerófilo seguido por bosque esclerófilo. Además, la diversidad de este grupo fue significativamente superior en estas formaciones vegetacionales respecto a plantación forestal, que obtuvo el menor valor del índice (Figura N° 5A). El Índice de Equitatividad (J') evidencia una distribución homogénea de la abundancia en pequeños mamíferos nativos en todas las formaciones vegetacionales durante las estaciones evaluadas; aunque matorral esclerófilo y bosque higrófilo presentan una equitatividad significativamente mayor que plantación forestal (Figura N° 5B).

Figura N° 5

Valores de pequeños mamíferos nativos por formación vegetacional del (A) Índice de Diversidad de Shannon (H') e (B) Índice de Equitatividad (J'). Barras de error muestran intervalos de confianza al 95%.



Fuente: Elaboración propia.

Discusión

Los resultados de este estudio evidencian que los remanentes de vegetación nativa son importantes para la conservación de fauna vertebrada terrestre en la zona periurbana de la localidad de Quintay, e incluso las plantaciones forestales de especies no nativas aportarían en la conservación de las aves de bosque. En particular, es importante destacar que incluso pequeños remanentes de bosque higrófilo proveen hábitat para especies endémicas de animales y con problemas de conservación. Estos resultados resaltan el valor de conservación de los remanentes de esta formación vegetal relictiva, y aportan antecedentes para promover una planificación urbana más sensible con la biodiversidad en la localidad de Quintay.

Riqueza y abundancia

En cuanto a los resultados por grupo de vertebrados evaluados, los remanentes de vegetación nativa presentaron similar riqueza de especies de aves que plantaciones forestales. Las plantaciones forestales mantienen especies de aves debido a la disponibilidad de recursos en ellas, que puede ser influenciada por la presencia de sotobosque, el tamaño del área forestada, la cercanía a arroyos, entre otros (Estades & Temple 1999, González 2017, Marsden *et al.* 2001). Otro factor que podría favorecer esta similitud es la cercanía que existe entre los remanentes de vegetación nativa y las plantaciones forestales, lo que favorecería el movimiento de aves entre las formaciones vegetales evaluadas (Parrota 1995, González 2017).

La abundancia de aves fue mayor en plantaciones forestales que en sitios con vegetación nativa, en particular de especies especialistas de bosque como el comesebo grande (*Pygarrhichas albogularis*) y el rayadito (*Aphrastura spinicauda*). Las especies de bosque son más abundantes en bosques continuos (González 2017), lo que podría explicar la baja abundancia de especies en los fragmentos de bosque higrófilo, ya que estos sitios presentan un tamaño menor en comparación a la superficie cubierta por plantaciones forestales.

La diferencia en la abundancia de aves entre remanentes de vegetación nativa y plantaciones forestales podría deberse a que en plantaciones se encuentran tanto especies generalistas como especialistas de bosques (Estades & Temple 1999). Además, muchas especies de aves usan las plantaciones como zonas de alimentación y descanso (González 2017).

Tanto la riqueza como la abundancia de aves fueron más bajas en primavera que en otoño e invierno. Además de la disminución natural de las poblaciones luego del invierno, esto puede ser producto de que durante el otoño e invierno migran especies residentes de la zona sur de Chile a la zona central (Villoseñor & Escobar 2019). Algunas de estas especies corresponden a: cometocino patagónico (*Phrygilus patagonicus*), viudita (*Colorhamphus parvirostris*), dormilona tontita (*Muscisaxicola maclovianus*) y picaflor chico (*Sephanoides sephaniodes*).

A diferencia de las aves, la riqueza y abundancia de pequeños mamíferos fue significativamente mayor en remanentes de vegetación nativa que en plantaciones forestales. La simplificación del hábitat producto del reemplazo de vegetación nativa por plantaciones forestales, involucra la disminución del sotobosque, troncos y hojarasca. Esto afectaría a las comunidades de pequeños

mamíferos (Lantschner *et al.* 2011, Lindenmayer *et al.* 1994, Robitaille & Linley 2006), disminuyendo la cantidad de alimento y refugio disponible (Lantschner *et al.* 2011; Lantschner & Rusch 2014).

La disminución de la abundancia de pequeños mamíferos en primavera se explicaría por la disminución poblacional natural que ocurre luego del invierno. También este patrón reflejaría que, en el matorral mediterráneo de la zona central de Chile, la época reproductiva se iniciaría tardíamente en el verano y se extendería por todo el otoño, apareciendo así los primeros ejemplares juveniles en mitad del verano (Fulk 1975, Muñoz-Pedrerros 1992).

Índices de Diversidad (H') y Equitatividad (J')

Si bien la abundancia de aves fue mayor en plantaciones forestales, la comunidad de aves fue más diversa en las formaciones vegetacionales de matorral esclerófilo y bosque higrófilo, albergando éstos una mayor diversidad de especies. Los remanentes de vegetación nativa presentan una mayor complejidad estructural de la vegetación que plantaciones forestales (Ugalde-Lezama *et al.* 2010). La carencia de complejidad estructural en plantaciones era un factor limitante para las aves, ya que implica una menor oferta de estructuras donde nidificar y buscar refugio ante depredadores (e.g. Estades & Temple 1999). Esto explicaría la baja abundancia de especies que nidifican en distintos sustratos (grietas en el suelo, matorral o árboles de baja altura) en plantaciones forestales, principalmente especies de ambientes más abiertos como: dormilona tontita (*M. maclovianus*), loica (*Leistes loyca*), rara (*Phytotoma rara*) y canastero (*P. humicola*).

Las plantaciones forestales presentaron una fuerte dominancia de unas pocas especies. En invierno, el picaflor chico (*S. sephaniodes*) dominó la comunidad en plantación forestal. Esto se debería a la presencia de la especie *Eucalyptus globulus* en algunas de las plantaciones forestales evaluadas. Diversos estudios han evidenciado asociaciones entre algunas especies de picaflores con especies del género *Eucalyptus*, debido a que las flores de estas especies poseen múltiples estambres que aumentarían su visibilidad (Montaldo 1984). En el caso particular de *E. globulus*, sería una fuente de alimento importante para el picaflor chico (*S. sephaniodes*) por tener floración invernal, momento donde otros productores de néctar son escasos (Stiles 1973). Además, los picaflores tienden a agruparse en lugares con alta disponibilidad de alimento, lo que incrementaría el número de picaflores en plantaciones (Carpenter 1976) y la dominancia de la especie en la comunidad.

Al igual que en las aves, la comunidad de pequeños mamíferos fue más diversa en los remanentes de vegetación nativa, principalmente en el ecosistema de matorral esclerófilo, y fue significativamente más baja en plantación forestal. Esto se debería a la simplificación en la estructura de la vegetación que presentan las plantaciones, ya que los pequeños mamíferos requieren de sitios de vegetación densa para protegerse de los depredadores (Iriarte 2008, Muñoz-Pedrerros & Yáñez 2009).

La distribución de la abundancia de las especies de pequeños mamíferos fue homogénea en todas las formaciones vegetacionales y estaciones evaluadas. Sin embargo, el valor más bajo se registró en plantación forestal en invierno, producto de una mayor abundancia de la laucha olivácea (*Abrothrix olivaceus*), única especie que se registró en todas las formaciones vegetacionales

y todas las estaciones. Esta especie es uno de los mamíferos con mayor distribución geográfica en Chile donde habita diferentes ecosistemas (Iriarte 2008).

Recomendaciones para la conservación de la fauna vertebrada

En Chile, la conservación de especies y de ecosistemas se ha basado en la creación de áreas silvestres protegidas. Si bien se ha demostrado en diversos estudios que ésta es una herramienta clave para la conservación de especies, no es suficiente por sí sola (McNeely *et al.* 1994, Simonetti 1999, Pauchard & Villarroel 2002). Además, las áreas protegidas no siempre se ubican en zonas con alta diversidad biológica y endemismos, ya sea por razones políticas o por escasez de tierras disponibles para este fin (Díaz *et al.* 2002). En particular, los ecosistemas costeros de Chile central son los menos representados en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) (Pliscoff & Fuentes-Castillo 2011). El número y tamaño de las reservas costeras de la zona central es significativamente menor en comparación con el resto del país: sólo el 2,7% de la superficie de la región de Valparaíso se encuentra bajo protección en el SNASPE (Pauchard & Villarroel 2002).

Una estrategia para compensar la baja representación de ecosistemas en el SNASPE y que permitiría contribuir a la conservación de la comunidad de vertebrados terrestres, es la protección en tierras privadas, la que puede involucrar diferentes coberturas de vegetación. Estas áreas privadas aportarían a la conservación de especies de vertebrados a nivel regional (Simonetti 1999, Sepúlveda 2004).

En ambientes urbanos ha surgido como propuesta para la conservación de la biodiversidad la implementación de “parques patrimoniales” o “parques culturales”. Estos espacios buscan el desarrollo económico de una comunidad, a partir de la puesta en valor de elementos patrimoniales y el refuerzo de la identidad local, para fomentar el turismo sin necesidad de realizar un cambio de uso de suelo (Alonso, 2014). De esta forma, las comunidades locales pueden gestionar sus recursos culturales y naturales de forma sustentable, contribuyendo no sólo a la conservación de la biodiversidad, sino que además permitiría un mayor contacto de los habitantes con la naturaleza.

Recientemente, el nuevo Plan Regulador de la Comuna de Casablanca (en adelante PRCC) (I.M. de Casablanca 2020) estableció clasificaciones de uso del territorio sobre algunas de las áreas evaluadas en este trabajo, que podrían amenazar la sobrevivencia de especies de fauna importantes para la conservación.

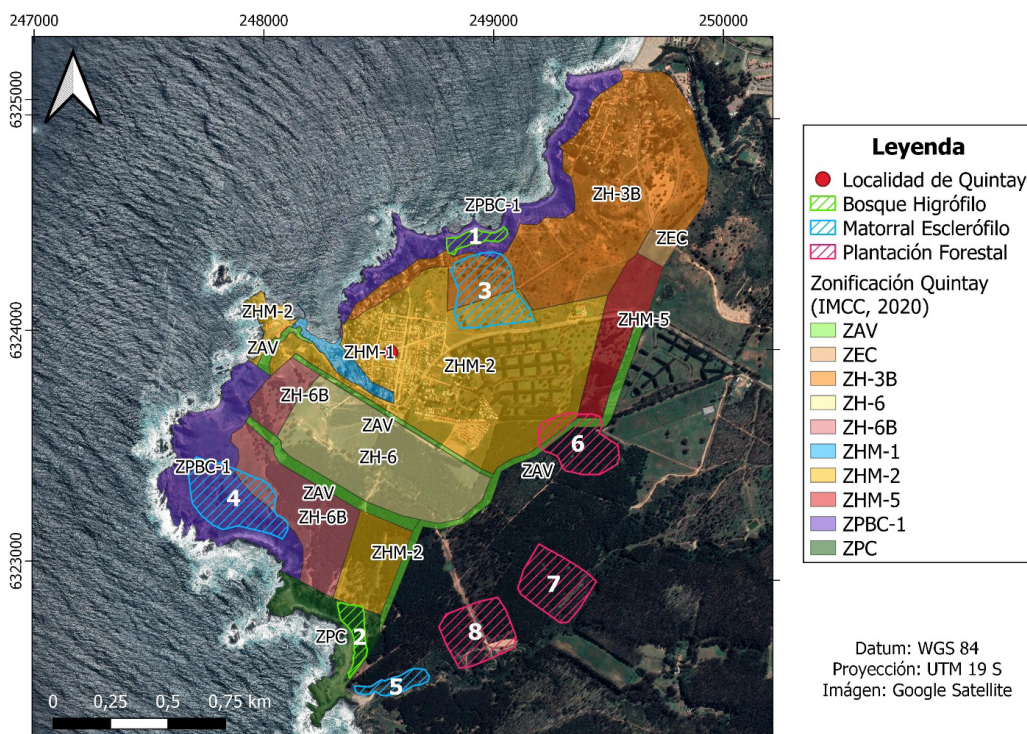
Sin duda, los remanentes de bosque higrófilo presentes en la zona periurbana de Quintay corresponden a la formación vegetal de mayor singularidad en el área, dada su condición de vegetación relictiva y al hecho que hoy se encuentran reducidos a dos fragmentos. En este sentido, la inclusión del fragmento 1 en la “Zona de Protección del Borde Costero” (ZPBC-1, ver Figura N° 6) según el nuevo PRCC, sería adecuada para proteger de manera efectiva este ecosistema y brindaría una oportunidad para iniciar esfuerzos de restauración de esta formación vegetal, permitiendo extender la superficie de este bosque relictivo. En el caso del fragmento 2 de bosque higrófilo evaluado, su inclusión en el área clasificada como “Parque Comunal” (ZPC, ver Figura N° 6) debe ser mirada con preocupación, ya que esta categoría permite la modificación del uso del suelo según el Art. 2.1.30 de la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones (OGUC). Dada

la condición de fragilidad que presenta este ecosistema, se recomienda considerar la implementación en esta ZPC de un parque patrimonial que permita resguardar las características naturales de este bosque relicto, donde las únicas obras de infraestructura permitidas sean las necesarias para preservar y proteger este fragmento. También se debería considerar la restauración de este ecosistema en esta ZPC.

Una mayor amenaza del patrimonio natural según la nueva zonificación del PRCC sería evidente en el caso de los sitios de matorral esclerófilo evaluados en este estudio, ya que el sitio 3 se clasificó como “Zona de Crecimiento Residencial” (ZH-3B, ver Figura N° 6) y “Zona Habitacional Mixta” (ZNM-2, ver Figura N° 6), mientras que parte del sitio 4 se considera como “Zona de Crecimiento Residencial” (ZH-6B, ver Figura N° 6). Esta nueva zonificación sería particularmente crítica para las especies de pequeños mamíferos, ya que el matorral esclerófilo constituye un importante refugio para estas especies. En este contexto, una estrategia adecuada para mantener elementos naturales en el entorno urbano sería establecer en estos sitios, o en parte de ellos, parques patrimoniales que permitan conservar la vegetación existente y las especies de fauna que estos sitios albergan. Incluso mantener la vegetación espontánea exótica contribuiría a la conservación de la fauna en ambientes urbanos (Villaseñor et al. 2020).

Figura N° 6

Distribución espacial de los sitios de muestreo en el área de estudio y la zonificación del Plan Regulador Comunal de Casablanca.



Fuente: Elaboración propia, en base a IMCC 2020).

Respecto a las áreas que actualmente contienen plantaciones forestales y que el nuevo Plan Regulador de la Comuna de Casablanca (I.M. de Casablanca 2020) ha establecido como de uso habitacional, una medida de manejo que permitiría mantener elementos naturales en el ambiente urbano sería la mantención de fajas de plantación, ya que se ha visto que pueden funcionar como corredores biológicos permitiendo el movimiento de aves de bosque (Escobar et al. 2007), grupo que fue particularmente abundante en este ambiente y que por sus requerimientos de hábitat habitualmente está ausente en ambientes urbanos (e.g. Benito et al. 2019).

Finalmente, esta investigación demostró la existencia de especies de fauna endémica y amenazada en el ambiente periurbano de la localidad de Quintay, permitiendo establecer la importancia de los fragmentos de vegetación nativa y plantaciones forestales en la conservación de la fauna vertebrada terrestre en paisajes que se encuentran bajo la amenaza de la expansión urbana.

Agradecimientos

Agradecemos a Viviane Claramunt y Javiera Naranjo por su invitación a colaborar en el Proyecto del Fondo de Protección Ambiental (FPA) "Libro virtual para la conservación del patrimonio natural de Quintay", a todos los voluntarios que participaron en el levantamiento de información en terreno y a dos revisores anónimos que ayudaron a mejorar sustancialmente este trabajo. La captura y manipulación de fauna fue autorizada por la Res. Ex. 2791/2017 emitida por el Servicio Agrícola y Ganadero.

Bibliografía

ALONSO, P. La transición al pos-productivismo: parques patrimoniales, parques culturales y ordenación territorial. *EURE* (Santiago), 2014, Vol. 40, N° 119, p. 217-238.

BENAVIDEZ-SILVA, C., JENSEN, M., & PLISCOFF, P. Future Scenarios for Land Use in Chile: Identifying Drivers of Change and Impacts over Protected Area System. *Land*, 2021, Vol. 10, N° 4, p. 408.

BENITO, J., ESCOBAR, M. A. H. & VILLASEÑOR, N. R. Conservation in the city: How does habitat structure influence the abundance of individual bird species in a Latin American metropolis? *Gayana*, 2019, Vol. 83, p. 37-48.

BATES, D., MAECHLER, V., BOLKER, B. & WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 2015, Vol. 67, N° 1, p. 1-48.

BIBBY, C. J., BURGESS, N. D. & HILL, D. A. *Bird Census Techniques*. Academic Press, Londres. 1992.

BOLKER, B. M., BROOKS, M. E., CLARK, C. J., GEANGE, S. W., POULSEN, J. R., STEVENS, M. H. H. & WHITE, J. S. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology and evolution*, 2009, Vol. 24, N° 3, p. 127-135.

BOLKER, B. & STEVENS, H. *GLMMs LAB: gene-by-environment interaction in total fruit production of wild populations of Arabidopsis thaliana* [Archivo PDF]. 2011 http://glmm.wdfiles.com/local-files/trondheim/Banta_trondheim.pdf

BRETZ F., TORSTEN, H. & WESTFALL, P. *Multiple comparisons using R*. CRC Press. 2010, 208 p.

BUCKLAND, S. T., AUGUSTIN, N. H., TRENKEL, V. M., ELSTON, D. A. & BORCHERS, D. L. Simulated inference, with applications to wildlife population assessment. *Metron*, 2000, Vol. 58, N° 1-2, p. 3-22.

CARPENTER, F. L. Ecology and evolution of an Andean Hurnrningbird (*Oreotrochilus estella*). *Univ. California Public. in Zool*, 1976, Vol. 106, p. 1-74.

CASTAÑO, G. & PATIÑO, J. C. Cambios en la composición de la avifauna en Santa en Helena durante el siglo XX. *Crónica forestal y del medio ambiente*, 2000, Vol. 15, N° 1, p. 1-24.

CHARRIER, A. *Anfibios de los bosques de la zona centro sur y Patagonia de Chile. Guía de campo*. Ed. Corporación Chilena de la Madera, Chile, 2009, 300 p.

CHÁVEZ, F. & CERDA, J. Documento General: *Guía para Evaluación de Línea Base Componente Fauna Silvestre*. SAG, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile. D-PR-GA-009. 2012, 50 p.

CROSSMAN, N. D., BRYAN, B. A., OSTENDORF, B. & COLLINS, S. Systematic landscape restoration in the rural-urban fringe: meeting conservation planning and policy goals. *Biodiversity and Conservation*, 2007, Vol. 16, N° 13, p. 3781-3802.

DE LA BARRERA, F., HENRÍQUEZ, C., COULOMBIÉ, F., DOBBS, C. & SALAZAR, A. Periurbanization and conservation pressures over remnants of native vegetation: impact on ecosystem services for a Latin-American capital city. *Change and Adaptation in Socio-Ecological Systems*, 2018, Vol. 4, N° 1, p. 21-32.

DEMANGEL, D. *Guía de campo: reptiles del centro sur de Chile*. Corporación Chilena de la Madera. Concepción, Chile, 2016, 187 p.

DÍAZ, I., SARMIENTO, C., ULLOA, L., MOREIRA, R., NAVIA, R., VÉLIZ, E. & PEÑA, C. Vertebrados terrestres de la Reserva Nacional Río Clarillo, Chile central: representatividad y conservación. *Revista Chilena de Historia Natural*, 2002, Vol. 75, N° 2, p. 433-448.

DONOSO, C. *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica*. Santiago, Universitaria. 1993, 403, 484 pp.

ESCOBAR, M. A. H., VUKASOVIC, M. A. & ESTADES, C. F. *An experimental test of monterrey pine (Pinus radiata) plantations as corridors for forest bird connectivity in central Chile*. VIII Congreso de Ornitología Neotropical, Maturín, Venezuela, 2007.

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

FERRARI, B., CORONA, P., MANCINI, L. D., SALVATI, R. & BARBATI, A. Taking the pulse of forest plantations success in peri-urban environments through continuous inventory. *New forests*, 2017, Vol. 48, N° 4, p. 527-545.

FONGE, B. A., TABOT, P. T., BAKIA, M. A. & AWAH, C. C. Patterns of land-use change and current vegetation status in peri-urban forest reserves: the case of the Barombi Mbo Forest Reserve, Cameroon. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 2019, Vol. 3, N° 2, p. 104-113.

FULK, G. W. Population ecology of rodents in the semi-arid shrublands of Chile. *Occasional Papers The Museum, Texas Tech University*, 1975, Vol. 33, p. 1-40.

GARDEN, J. G., MCALPINE, C. A., POSSINGHAM, H. P. & JONES, D. N. Habitat structure is more important than vegetation composition for local-level management of native terrestrial reptile and small mammal species living in urban remnants: A case study from Brisbane, Australia. *Austral ecology*, 2007, Vol. 32, N° 6, p. 669-685.

GARÍN, C. F. & HUSSEIN, Y. 2013. Guía de Reconocimiento de Anfibios y Reptiles de la Región de Valparaíso. Espinoza A. & D. Benavides (eds.). Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). 63pp.

GONZÁLEZ, M. Riqueza y caracterización ecológica de aves en bosque nativo y plantaciones exóticas (Prusia, Costa Rica). *UNED Research Journal*, 2017, Vol. 9, N° 2, p. 226-235.

GORENFLO, L., ROMAINE, S., MITTERMEIER, R. & WALKER-PAINEMILLA, K. Co-occurrence of linguistic y biological diversity in biodiversity hotspots y high biodiversity wilderness areas. *PNAS*, 2012, Vol. 109, N° 21, p. 8032–8037.

HARRISON, X. A. Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. *PeerJ*, 2014, Vol. 2, e616.

HIDALGO, R., ARENAS, F. & SANTANA, D. ¿Utópolis o distópolis?: producción inmobiliaria y metropolización en el litoral central de Chile (1992-2012). *EURE*, 2016, Vol. 42, N° 126, p. 27-54.

HOTHORN, T., BRETZ, F. & WESTFALL, P. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 2008, Vol. 50, N° 3, p. 346-363.

HUANG, S. L., CHEN, Y. H., KUO, F. Y. & WANG, S. H. Emergy-based evaluation of peri-urban ecosystem services. *Ecological Complexity*, 2011, Vol. 8, N° 1, p. 38-50.

HUTCHENS, S. J., & DEPERNO, C. S. Efficacy of sampling techniques for determining species richness estimates of reptiles and amphibians. *Wildlife Biology*, 2009, Vol. 15, N° 2, p. 113-122.

IANNACONE, J., MANSILLA, J. & VENTURA, K. Macroinvertebrados en las lagunas de Puerto Viejo, Lima – Perú. *Ecología Aplicada*, 2003, Vol. 2, N° 1, p. 116-124.

ILUSTRE MUNICIPALIDAD DE CASABLANCA (IMCC). *Plan Regulador de la Comuna de Casablanca*. Decreto Alcaldicio N° 4674 del 01.10.2020.

IRIARTE, A. *Mamíferos de Chile*. Lynx Edicions. Barcelona, España, 2008, 420 p.

LABRA, A., VIDAL, M. A., SOLÍS, R. & PENNA, M. *Ecofisiología de anfibios y reptiles*. En: *Herpetología de Chile* (Eds. Vidal, M.A. y A. Labra), Science Verlag. Santiago, Chile, 2008, 483-516 pp.

LANTSCHNER, V., RUSCH, V. & HAYES, J. Influences of pine plantations on small mammal assemblages of the Patagonian forest-steppe ecotone. *Mammalia*, 2011, Vol. 75, p. 249–255.

LANTSCHNER V. & RUSCH, V. Efecto de las plantaciones forestales sobre la fauna en la Patagonia andina: cómo compatibilizar la producción con la conservación. *Producción Forestal*, 2014, Vol. 8, N° 3, p. 12-14.

LARA, A., DONOSO, C. & ARAVENA, J. C. *La conservación del bosque nativo en Chile: problemas y desafíos*. En: Armesto J. J., Villagrán C. & Arroyo, M. K. (eds.). *Ecología de los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, 1996, pp. 335-362.

LINDENMAYER, D. B., CUNNINGHAM, R. B., DONNELLY, C. F., TRIGGS, B. E. Y BELVEDERE, M. Factors influencing the occurrence of mammals in retained linear strips (wildlife corridors) and contiguous stands of montane ash forest in the Central Highlands of Victoria, southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 1994, Vol. 67, N° 1-3, p. 113–133.

LONG, R. A., MACKAY, P., ZIELINSKI, W. & RAY, J. *Noninvasive survey methods for carnivores*. IslandPress. USA, 2008, 400 p.

LUEBERT, F. & PLISCOFF, P. Variabilidad climática y bioclimas de la Región de Valparaíso, Chile. *Investigaciones Geográficas*, 2012, Vol. 44, p. 41-56.

MACSWINEY G, M. C., CLARKE, F. M., & RACEY, P. A. What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of applied Ecology*, 2008, Vol. 45, N° 5, p. 1364-1371.

MARSDEN, S., WHIFFIN, M. & GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 2001, Vol. 10, N° 5, p. 737–751.

MARTÍNEZ, E. & FLORES, J. P. 2011. Sistematización de información para el diagnóstico del estado actual del bosque esclerófilo en Chile. Biblioteca Digital Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), Santiago, Chile, 70 p..

MARTÍNEZ, D. & GONZÁLEZ, G. 2017. Las Aves de Chile. Nueva guía de Campo. Ediciones del Naturalista, Santiago, Chile.

MONTOYA-TANGARIFE, C., DE LA BARRERA, F., SALAZAR, A., & INOSTROZA, L. Monitoring the effects of land cover change on the supply of ecosystem services in an urban region: A study of Santiago-Valparaíso, Chile. *PloS one*, 2017, Vol. 12, N° 11, e0188117.

MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 2008, Vol. 11, N° 2, p. 161-176.

MCNEELY, J. A., HARRISON, J. Y DINGWALL, P. *Protecting Nature: Regional Reviews of Protected Areas*. IUCN The World Conservation Union. Gland, Switzerland. 1994, 5-23 pp.

MONTALDO, N. H. Asociación de dos especies de picaflores con árboles del género *Eucalyptus* (*Myrtaceae*) en la provincia de Buenos Aires. *El Hornero*, 1984, Vol. 12, N° 03, p. 159-162.

MUÑOZ-PEDRERO, A. Ecology of the small mammal assemblage in a forested agricultura ecosystem of central Chile: a latitudinal comparison. *Revista Chilena de Historia Natural*, 1992, Vol. 65, p. 417-428.

MUÑOZ-PEDREROS, A. & YÁÑEZ, J. *Mamíferos de Chile*, 2ª ed. CEA Ediciones. Valdivia, Chile, 2009, 565 p.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 2000, Vol. 403, p. 853-858.

PARROTA, J. A. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical. *Journal of Vegetation Science*, 1995, Vol. 6, N° 5, p. 627-636.

PAUCHARD, A. & VILLARROEL, P. Protected areas in Chile: History, current status, y challenges. *Natural Areas Journal*, 2002, Vol. 22, N° 4, p. 318-330.

PESOLA, L., CHENG, X., SANESI, G., COLANGELO, G., ELIA, M. & LAFORTEZZA, R. Linking above-ground biomass and biodiversity to stand development in urban forest areas: A case study in Northern Italy. *Landscape and Urban Planning*, 2017, Vol. 157, p. 90-97.

PLA, L., & MATTEUCCI, S. D. Intervalos de confianza bootstrap del índice de biodiversidad de Shannon. *Revista de la Facultad de Agronomía LUZ*, 2001, Vol. 18, p. 222-234.

PLISCOFF, P. & FUENTES-CASTILLO, T. Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system. *Environmental Conservation*, 2011, Vol. 38, N° 3, p. 303-311.

R Core Team A Language and Environment for Statistical Computing. 2018. Disponible online: <https://www.r-project.org/> (consultado el 2020).

REYES, P. & TORRES-FLOREZ, J. Diversity, distribution, richness and abundance of deep-sea Chondrichthyans along south Patagonian Archipelago, Cape Horn, Diego Ramirez Islands and the northern area of the Drake passage. *Revista de biología marina y oceanografía*, 2009, Vol. 44, N° 1, p. 243-251.

RIVERA, S. & CORDERO, M. *Sistematización y análisis local, regional, sectorial, nacional e internacional de conflictos en el uso de la zona costera y sus recursos en Caleta Quintay, V región de Chile: informe final*. UNAB – ICSED, 2004, 3-9 pp.

ROBINSON, L., NEWELL, J. P. & MARZLUFF, J. M. Twenty-five years of sprawl in the Seattle region: growth management responses and implications for conservation. *Landscape and Urban Planning*, 2005, Vol. 71, p. 51-72.

ROBITAILLE, J. F. & LINLEY, R. D. Structure of forests used by small mammals in the industrially damaged landscape of Sudbury, Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management*, 2006, Vol. 225, N° 1-3, p. 160-167.

SANTOS, T. & TELLERIA, J. L. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 2006, Vol. 15, N° 2, p. 3-12.

SEPÚLVEDA, C. ¿Cuánto hemos avanzado en conservación privada de la biodiversidad?: el aporte de las Áreas Protegidas Privadas en perspectiva. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 2004, Vol. 20, p.75-79.

SIMONETTI, J. Diversity y conservation of terrestrial vertebrates in Mediterranean Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 1999, Vol. 72, N° 4, p. 493-500.

SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. A view of the indices used to assess species diversity in benthic diatom associations. *Ciencias Marinas*, 1990, Vol. 16, N° 1, p. 91-99.

STILES, F. G. Food supply and the annual cycle of the Anna Hummingbird. *Univ. California Public. in Zool*, 1973, Vol. 97, p. 1-109.

TERRONES, B., BONET, A. & CANTÓ, J. L. El uso de cámaras trampa en el estudio de la fauna: Primeros resultados obtenidos en el P.N. de la Font Roja. *IBERIS*, 2008, Vol. 6, p. 29-38.

UGALDE-LEZAMA, S., VALDEZ-HERNÁNDEZ, J., RAMÍREZ-VALVERDE, G., ALCÁNTARA-CARBAJAL, J. & VELÁZQUEZ-MENDOZA, J. Vertical distribution of birds in a temperate forest with different perturbation levels. *Madera y Bosques*, 2009, Vol. 15, N° 1, p. 5-26.

UGALDE-LEZAMA, S., ALCÁNTARA-CARBAJAL, J., VALDEZ-HERNÁNDEZ, J., RAMÍREZ-VALVERDE, G., VELÁZQUEZ-MENDOZA, J. & TARÁNGO-ARÁMBULA, L. Richness, abundance and diversity of birds in temperate forest with different conditions of perturbation. *Agrociencia*, 2010, Vol. 44, N° 2, p. 159-169.

VALAVANIDIS, A. & VLACHOGIANNI, T. Ecosystem and Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin: Threats and Conservation Efforts. *Science advances on Environmental, Toxicology and Ecotoxicology issues*. 2013, 25 p.

VÁZQUEZ, D., CORREA, C., PASTENES, L., PALMA, R.E. & MÉNDEZ, M. A. Low phylogeographic structure of *Rhinella arunco* (Anura: Bufonidae), an endemic amphibian from the Chilean Mediterranean hotspot. *Zoological Studies*, 2013, Vol. 52, p. 35.

VIDAL, M.A. & LABRA, A. *Herpetología de Chile*. Science Verlag. Santiago, Chile. XXIII, 2008, 593 p.

VILLASEÑOR, N. R. & ESCOBAR, M. A. H. Cemeteries and biodiversity conservation in cities: How do landscape and patch-level attributes influence bird diversity in urban park cemeteries? *Urban Ecosystems*, 2019, Vol. 22, p. 1037–1046.

VILLASEÑOR, N. R., CHIANG, L. A., HERNÁNDEZ, H. J., & ESCOBAR, M. A. H. Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2020, Vol. 49, 126632.

WESTFALL, P.H., TOBIAS, R.D., ROM, D., WOLFINGER, R.D. Y HOCHBERG, Y. *Multiple Comparisons and Multiple Tests Using the SAS System*. Cary, NC: SAS Institute Inc. 1999.

YIRDAW, E. Diversity of naturally-regenerated native woody species in forest plantations in the Ethiopian highlands. *New forests*, 2001, Vol. 22, N° 3, p. 159-177.