



UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Arquitectura y Urbanismo

Escuela de pregrado

Carrera de Geografía

**EVALUACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN EL MOSAICO URBANO
DE LA CIUDAD DE PICHILEMU, REGIÓN DEL LIBERTADOR
GENERAL BERNARDO O'HIGGINS**

Memoria para optar al título profesional de Geógrafo

SEBASTIAN NICOLÁS RIQUELME NEGRETE

Profesor Guía: Dr. Alexis Vásquez Fuentes

SANTIAGO-CHILE

2019

Agradecimientos.

Al momento de escribir esta dedicatoria me percaté de lo compleja y fugaz, pero al mismo tiempo lo apreciable que es la vida junto a quienes más quieres, admiras y sientes gratitud. En primer lugar quiero agradecer a mi familia quienes me han apoyado de manera incondicional durante este largo proceso y creer en mí. Esta es una manera de retribuir cariño y admiración a mis padres, hermana (Vale), abuelita, tatas (quienes me han inculcado y alentado desde pequeño la belleza incomparable de Pichilemu), tíos (quienes son mis segundos padres), primos, primas, amigos de mis tíos, y mis parientes que ya no están (pero que siempre me han apoyado más allá del tiempo y espacio). También quiero agradecer infinitamente a mi mamá y mi papá por ser un ejemplo de esfuerzo y dedicación para mí, además de su cariño otorgado en cada uno de mis 24 años de vida.

También quiero agradecer a mi profe guía Alexis, a quien considero mi maestro en los últimos años de mi carrera, por su gran e incomparable disposición a resolver todas mis dudas, alentar a seguir adelante en este proyecto y esperar lo mejor de mí como futuro profesional, además de compartir la pasión por la avifauna. Quiero expresar mi gratitud al proyecto Paisaje FAU por darme la oportunidad de realizar este proyecto, infinitas gracias. Además quiero dar las gracias a todos los profesores, ayudantes, monitores y compañeros a lo largo de la carrera de geografía por haberme transferido conocimiento, análisis y diferentes puntos de vista sobre los territorios.

No puedo dejar de lado el gran rol que ha cumplido mis compañeros(as) del Laboratorio de Medio Ambiente y Territorio, por ayudarme de manera directa o indirecta cada etapa del proceso y formar un entorno amigable, grato y acogedor. Por este motivo, quiero agradecer a todos y todas quienes me acompañaron y ayudaron en los terrenos a Pichilemu o me alentaron en el proceso: Gaby, Milu, Eli, Licha, Nico, Vicky, Julieta, Cona, Pablo, Mandi, Tito, Amaira, Cami, Felipe, Muriel, Charly y Sofi. También quiero dar las gracias a Camila Soto e Ignacio Núñez por guiarme en el SPSS y en estadística (R Studio) respectivamente, además a Eli por ayudarme a mejorar las primeras etapas de mi proyecto.

Adicionalmente quiero agradecer a mis grandes amigos de la vida procedentes del INBA y la Universidad de Chile, por disponer de su tiempo para darme un consejo o simplemente darme un momento de distracción cuando más lo necesitaba. Gracias Fancy y Miguel por ayudarme a mejorar en el ámbito profesional y personal.

Quiero expresar mi infinitas y sinceras gracias a Juliana, por todos nuestros pocos pero valiosos momentos juntos, por la complicidad (sin precedentes en mi vida) que hemos formado, nuestra historia en común, tu compañía incondicional, tus caprichos, tu capacidad para organizar el universo entero y tu entusiasmo que me permitió seguir adelante. Esto es para ti, Juli.

Por último, quiero agradecer a la enriquecida flora y fauna de Pichilemu que me ha enseñado lo frágil y valerosa que es la naturaleza. Gracias Pichilemu.

Resumen.

En los últimos años la ciudad de Pichilemu ha experimentado un sostenido crecimiento físico y demográfico por influencia de la actividad turística, ocasionando una presión creciente sobre áreas de alto valor ecológico, y por ende, alteraciones en la biodiversidad local. Siguiendo la tendencia de América Latina, Chile posee un déficit de estudios de ecología urbana, motivo por el cual esta memoria contribuye evaluando la biodiversidad de avifauna y vegetación leñosa en las coberturas de suelo del mosaico urbano de Pichilemu. El levantamiento de información de biodiversidad se llevó a cabo mediante conteo de aves e inventarios florísticos entre el período estival del 2017 y el de 2018. Con esta información se calculó riqueza, abundancia, tres índices de diversidad alfa (Shannon-Wiener, Pielou y Simpson), en conjunto con los porcentajes de especies endémicas, nativas y amenazadas. Además, se analizó si la distancia entre los puntos de muestreo y los componentes de infraestructura verde diversos en Shannon influencia la distribución espacial de los valores de los parámetros de diversidad alfa. Paralelamente se clasificaron las especies de avifauna en gremios tróficos y según su grado de sensibilidad a la urbanización. Asimismo, se compararon las coberturas de suelo en función de su biodiversidad a través del test de Kruskal-Wallis y el test de Dunn. Por último, se realizó un análisis de clúster para ver la similitud entre las coberturas de suelo.

Los resultados señalan un patrón bimodal en el índice de Shannon, pues existen dos grupos de coberturas de suelo que presentan los valores máximos en esta variable en Pichilemu. El primero de ellos, con los valores más altos del índice de Shannon, está compuesto por coberturas naturales tales como los humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, y matorral arborescente. El otro grupo, con los segundos valores más altos del índice de Shannon, está integrado por coberturas híbridas como el tejido urbano continuo y el tejido urbano discontinuo. En Pichilemu, las especies de avifauna son mayoritariamente nativas, mientras que gran parte de las especies de vegetación leñosa son exóticas, muchas de ellas siendo exóticas invasoras. A pesar de su alta diversidad, el tejido urbano continuo alberga casi todos los individuos pertenecientes a una especie *urban exploiter* (*Passer domesticus*). Al contrario, los individuos de las especies *urban avoiders* se concentran en coberturas diversas y poco intervenidas como los humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, playas, dunas y arenales, y el matorral arborescente. Al mismo tiempo, estas coberturas naturales son las que exhiben la mayor cantidad de gremios tróficos. Respecto al análisis de correlación, la distancia entre los puntos de muestreo y las coberturas correspondientes a componentes de infraestructura verde diversos en Shannon no explica totalmente la variabilidad de los parámetros de diversidad alfa. Mediante el análisis de clúster, se destacan los altos niveles de diversidad del conglomerado compuesto por los humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, matorral arborescente, matorral pradera, y las plantaciones. De este modo, se concluye que estas coberturas deberían ser priorizadas para las labores de restauración ecológica y conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: biodiversidad urbana, avifauna, vegetación leñosa, coberturas de suelo, *urban exploiter*, *urban adapter*, *urban avoider*.

Abstract.

Throughout the last years, the city of Pichilemu has undergone a sharp spatial and demographic growth influenced partly by tourist activity, which it caused an increasing pressure on high ecological value areas and local biodiversity. Following the same trend as in Latin America, Chile has few studies on urban ecology; hence this study contributes with an assessment of avifauna and woody vegetation biodiversity in land covers belonging to the urban mosaic of Pichilemu. All field samplings were conducted during 2017 and 2018 summer times using bird counting and floristic inventories. Richness, abundance, alpha diversity indexes (Shannon-Wiener, Pielou and Simpson) of species were calculated, along with the proportion of endemic, native and threatened species. Moreover, the distance between sampling points and diverse components of the green infrastructure of Pichilemu city was analysed to demonstrate whether it influences the spatial distribution of alpha diversity parameters values. Avifauna species were classified into trophic guilds and three distinct categories (*urban exploiter*, *urban adapter* and *urban avoider*) basing on their response to urbanisation. Furthermore, in order to compare land covers regarding their biodiversity, Kruskal-Wallis and Dunn's test were applied. Finally, a cluster analysis was carried out to see the similarity among land covers and sampling points.

The results show a bimodal distribution pattern on the Shannon index, since there are two groups of land covers with maximum values both in avifauna and woody vegetation in Pichilemu. The most diverse group in Shannon index is made up of natural land covers such as wetlands and water bodies, streams and water courses and tree-shaped scrubland. The second most diverse group in Shannon index is made up of hybrid land covers such as continuous urban fabric and discontinuous urban fabric. Most of avifauna species are native whilst the majority of woody vegetation species are exotic in Pichilemu. Even though continuous urban fabric is diverse, almost all individuals of avifauna belong to an *urban exploiter* species (*Passer domesticus*). On the other hand, individuals belonging to *urban avoider* species are prone to be found in diverse and less disturbed land covers such as wetlands and water bodies, streams and water courses, strands, dunes and sandbanks and tree-shaped scrubland. Likewise, these land covers contain the highest number of trophic guilds of avifauna. Regarding correlation analysis, the distance between sampling points and diverse green infrastructure components does not explain completely the spatial variability of alpha diversity parameters. Through cluster analysis, cluster comprised of wetlands and water bodies, streams and water courses, tree-shaped scrubland, shrub brush and plantations has outstanding diversity values. Therefore, these land covers should be prioritised for ecological restoration and biodiversity conservation measures.

Keywords: urban biodiversity, avifauna, woody vegetation, land covers, *urban exploiter*, *urban adapter*, *urban avoider*.

Índice de contenidos.

Agradecimientos	3
Resumen	4
Abstract	5
CAPÍTULO 1: PRESENTACIÓN.....	10
1.1 Introducción.....	10
1.2 Planteamiento del problema	11
1.3 Objetivos	14
1.3.1 Objetivo General.....	14
1.3.2 Objetivos Específicos.....	14
CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO.....	15
2.1 Nociones fundamentales, medición y conservación de la biodiversidad.	15
2.2 Biodiversidad en áreas urbanas.	22
2.2.1 Patrones de distribución de avifauna y vegetación leñosa en las coberturas de suelo urbanas.....	28
2.3 Mosaico urbano.....	39
2.3.1 ¿En qué consiste un mosaico?	39
2.3.2 El Mosaico urbano bajo las diferentes miradas de la ecología urbana.	42
CAPÍTULO 3: MARCO METODOLÓGICO.....	44
3.1 Área de estudio.....	44
3.2 Determinación de las coberturas de suelo.....	46
3.3 Determinación de la biodiversidad presente en las coberturas de suelo de Pichilemu.....	47
3.3.1 Registro de avifauna.....	51
3.3.2 Registro de vegetación en terreno.....	53
3.3.3 Estimación de los índices de diversidad.....	54
3.3.4 Análisis de los gremios tróficos de la avifauna.....	56
3.3.5 Clasificación de la avifauna en categorías de respuesta a la urbanización.	58
3.3.6 Comparación de la biodiversidad de aves y vegetación leñosa entre las diferentes coberturas de suelo.....	60
CAPÍTULO 4: RESULTADOS.....	62
4.1 Análisis de biodiversidad.....	62
4.2 Análisis de la composición y función de las comunidades.....	66
4.2.1 Origen de las especies y estado de conservación.....	66
4.2.2 Representatividad de las cinco especies más abundantes por cobertura....	72
4.2.3 Gremios tróficos de la avifauna.....	76
4.2.4 Clasificación de la avifauna según su respuesta frente a la urbanización. ..	79

4.3 Comparación de la biodiversidad en las coberturas de suelo de Pichilemu.	84
4.3.1 Análisis de clúster de las coberturas de suelo respecto a la biodiversidad..	89
4.3.2. Análisis de clúster de las coberturas y puntos de muestreo según la biodiversidad	92
4.3.3 Análisis de correlación de la biodiversidad.....	95
CAPÍTULO 5: DISCUSIONES Y CONCLUSIONES.....	98
5.1 Discusión.....	98
5.2 Conclusiones y Recomendaciones.....	112
BIBLIOGRAFÍA.....	116
ANEXOS.....	132

Índice de Figuras.

Figura 1. Niveles de organización y atributos de la biodiversidad propuestos por Noss (1990).	16
Figura 2. Comparación de los parámetros de biodiversidad entre dos comunidades arbóreas hipotéticas.....	19
Figura 3. Área de estudio.....	46
Figura 4. Distribución de los puntos de muestreo en el área de estudio.....	49
Figura 5. Método del transecto en franjas (A) y del recuento en puntos de radio fijo (B)..	52
Figura 6. Puntos de radio fijo del área de estudio.	53
Figura 7. Postes y cables eléctricos en los puntos TA1 y TA6.	73
Figura 8. Algunas especies <i>urban exploiters</i> , <i>urban adapters</i> y <i>urban avoiders</i> en Pichilemu.	81
Figura 9. Grado de representatividad de las especies <i>urban exploiters</i> , <i>urban adapters</i> y <i>urban avoiders</i> por cobertura.	83
Figura 10. Comparación del índice de diversidad de Shannon (H') para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre las coberturas de suelo.....	85
Figura 11. Comparación del índice de equitatividad de Pielou (E) para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre las coberturas de suelo.....	86
Figura 12. Comparación del índice de dominancia de Simpson (δ) para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre las coberturas de suelo.....	86
Figura 13. Punto de inflexión para el número de clústeres entre las coberturas de suelo.	89
Figura 14. Análisis de clúster entre las coberturas de Pichilemu.....	90
Figura 15. Punto de inflexión del número de clústeres entre los puntos de muestreo pertenecientes a las coberturas de suelo.....	92
Figura 16. Análisis de clúster entre los puntos de muestreo de las coberturas de Pichilemu.	93
Figura 17. Correlograma entre los parámetros de diversidad alfa y la distancia a un componente de infraestructura verde de alta diversidad.	97
Figura 18. Matorral arborescente colindante con la laguna El Ancho y quebradas secundarias.	105

Figura 19. Vegetación nativa (<i>Lithraea caustica</i>) en el punto PL2 (Plantaciones 2).	108
Figura 20. Aeródromo de Pichilemu.	109

Índice de Tablas.

Tabla 1. Tipología coberturas de suelo.	47
Tabla 2. Superficie y número de puntos de muestreo por cobertura.	48
Tabla 3. Acrónimos de los puntos de muestreo del área de estudio.	50
Tabla 4. Gremios tróficos de la avifauna propuestos por González et al. (2014).	57
Tabla 5. Ejemplo del proceso de asignación de las categorías a las especies de avifauna según su respuesta a la urbanización.	59
Tabla 6. Abundancia relativa de las tres categorías de respuesta a la urbanización. ...	60
Tabla 7. Interpretación del coeficiente de correlación de Spearman.	61
Tabla 8. Riqueza y abundancia de la avifauna y vegetación leñosa por cobertura.	65
Tabla 9. Origen de los individuos en las coberturas de suelo en Pichilemu.	67
Tabla 10. Especies leñosas exóticas invasoras (EEI) por cobertura de suelo.	70
Tabla 11. Representatividad de las cinco especies de avifauna más numerosas por cobertura de suelo.	73
Tabla 12. Representatividad de las cinco especies de vegetación leñosa más numerosas por cobertura.	75
Tabla 13. Conglomerados de pertenencia de las coberturas de suelo.	91
Tabla 14. Aspectos principales del análisis de clúster de las coberturas de suelo en función de sus variables de biodiversidad.	92
Tabla 15. Aspectos principales del análisis de clúster de los puntos de muestreo en función de sus variables de biodiversidad.	94

Índice de Gráficos.

Gráfico 1. Abundancia relativa de las especies de avifauna.	63
Gráfico 2. Abundancia relativa de las especies de vegetación leñosa.	64
Gráfico 3 Origen de las especies de avifauna.	68
Gráfico 4. Origen de las especies de vegetación leñosa.	69
Gráfico 5. Representatividad de las especies de avifauna y vegetación leñosa exótica por punto de muestreo.	71
Gráfico 6. Gremios tróficos de la avifauna.	77
Gráfico 7. Categorías de adaptación de la avifauna por cobertura.	80

Índice de Anexos.

Anexo 1. Puntos de muestreo.	132
Anexo 2. Ficha de muestreo para registrar aves y vegetación leñosa en terreno.	134
Anexo 3. Clasificación taxonómica de las especies de avifauna detectadas en terreno.	135

Anexo 4. Abundancia de las especies de aves por cobertura de suelo.....	137
Anexo 5. Clasificación taxonómica de las especies de vegetación leñosa encontradas en terreno.....	138
Anexo 6. Abundancia de las especies de vegetación leñosa por cobertura de suelo.	140
Anexo 7. Origen de las especies por cobertura de suelo.	141
Anexo 8. Clasificación de las especies de avifauna de Pichilemu según su respuesta a la urbanización.	142
Anexo 9. Comparación del índice de Shannon entre las coberturas de suelo según el test de Dunn.....	143
Anexo 10. Comparación del índice de Simpson entre las coberturas de suelo según el test de Dunn.....	143
Anexo 11. Conglomerados de pertenencia de los puntos de muestreo.....	144
Anexo 12. Parámetros de diversidad alfa en cada punto de muestreo.....	145

CAPÍTULO 1: PRESENTACIÓN.

1.1 Introducción.

En las últimas décadas la urbanización ha generado un considerable impacto sobre los ecosistemas naturales y seminaturales en diversas regiones del planeta (Marzluff, 2001; Jokimäki & Kaisanlahti-Jokimäki, 2012), sobre todo en las zonas costeras donde habita casi la mitad de la población mundial para el año 2007 (Martínez et al., 2007; McDonald et al., 2013). La expansión de las ciudades es más acelerada en zonas costeras de baja altitud que poseen una compleja biodiversidad, teniendo efectos perjudiciales sobre la flora y fauna (Seto et al., 2013; Güneralp & Seto, 2013).

Esto ha provocado que las zonas costeras no estén exentas de la fragmentación del paisaje natural, pues las ciudades reemplazan coberturas naturales por áreas edificadas, de vegetación manejada, de actividad forestal y agrícola (McGranahan & Satterthwaite, 2003). Esta fragmentación del paisaje genera que el ecosistema urbano esté conformado por un mosaico heterogéneo de parches residenciales, industriales, forestales y de otra índole creadas por el ser humano que coexisten con remanentes de bosques y otros hábitats naturales (Alberti et al., 2001). Esta configuración del paisaje urbano genera una complejidad ecológica importante porque los parches compuestos por edificaciones suelen estar acompañados por jardines u otros componentes vegetales (Amaya, 2005), por lo que los parches adquieren una condición híbrida.

A pesar de que la biodiversidad encuentra la forma de adaptarse a las ciudades, la reacción de las diferentes especies no es homogénea a la urbanización, pues existen especies favorecidas por las condiciones del medio urbano y que sobreviven e incluso proliferan mientras que otras no tienen la capacidad para afrontar esta transformación del paisaje y desaparecen (McKinney, 2002; McKinney, 2006).

Considerando todos estos antecedentes, este estudio tiene el propósito de evaluar la biodiversidad en el mosaico urbano de la ciudad de Pichilemu. El interés de esta área estudio radica en su localización en un territorio donde el desarrollo residencial y turístico acompañado de una planificación urbana inadecuada amenaza la existencia de zonas de alto valor ecológico. Los grupos de interés en este estudio corresponden a la avifauna y la vegetación leñosa, cuyo levantamiento de información permitió calcular los índices de diversidad alfa y conocer los porcentajes de especies nativas, endémicas y en estado de conservación. Esta información fue sustancial para clasificar a las especies de avifauna en función de su adaptación a las ciudades (*urban exploiters*, *urban adapters* y *urban avoiders*) propuesto por Blair (1996) y perfeccionada por McKinney (2002). Todo lo anterior, permitió explorar el potencial de diferentes coberturas de suelo para albergar biodiversidad y con ello generar información potencialmente útil para la planificación urbana y territorial de Pichilemu.

1.2 Planteamiento del problema.

Las ciudades experimentan una continua expansión física y demográfica a un ritmo acelerado a escala global. Este rápido crecimiento ha provocado que el 55% de la población mundial se encuentre habitando las áreas urbanas para el año 2018 (Organización de las Naciones Unidas, 2018). Sin embargo, la expansión urbana no es homogénea en las diversas regiones del planeta, ya que los países correspondientes al Neotrópico (en su mayoría del Tercer Mundo) albergarán el triple del número de habitantes pronosticado en los países desarrollados (Elmqvist et al., 2013).

La acelerada expansión urbana provoca que la demanda de las ciudades por espacio, recursos naturales y energía tenga impactos atmosféricos (contaminación del aire y microclimas artificiales), hídricos (alteración del ciclo hídrico y disminución de la calidad del agua), edáficos (remoción y contaminación de los suelos), biológicos (reducción de la biodiversidad) y estructurales (alta presencia de infraestructura y una amplia cobertura de superficie impermeable) intensos a escala espacial y temporal hasta el punto de trascender sus fronteras físicas (Grimm et al., 2008). A su vez, Faeth et al. (2012) señala que la urbanización genera que artefactos típicos de las ciudades (edificios, sistemas de drenaje, vías, aeropuertos, jardines y parques) ocupen espacios donde existían previamente coberturas de suelo naturales (bosques, praderas, humedales, desiertos, entre otros) y usos de suelo rurales (áreas de cultivo y barbecho). Por lo tanto, la conversión de usos de suelo es uno de los aspectos fundamentales de la urbanización (McDonald et al., 2013). Estos impactos típicos de la urbanización generan una persistente fragmentación y reducción del hábitat multiescalar, siendo una de las principales causas de la pérdida de la biodiversidad a escala global, regional y local (McKinney, 2006). La urbanización tiene impactos en varios niveles de la jerarquía ecológica (comunidades, poblaciones e individuos) que se extienden no sólo a escala urbana o metropolitana, sino que también a escala regional e incluso global porque las ciudades lideran la alteración de los ciclos biogeoquímicos, la conversión de usos y coberturas de suelo y el desarrollo del cambio climático (Grimm et al., 2008). Sumado a lo anterior, el crecimiento de las ciudades implica una expansión de la infraestructura vial que tiene severos impactos en la conectividad ecológica, ya que aumenta la tasa de mortalidad de especies nativas provocada por atropellos (Sanz, 2003).

Una gran cantidad de ciudades están emplazadas en zonas costeras debido a la amplia disponibilidad de recursos naturales y servicios ecosistémicos sustanciales para el funcionamiento del sistema socioeconómico de toda civilización (Merlotto et al., 2012; Barragán & De Andrés, 2016), lo que ha resultado en la concentración de un 41% de la población mundial a una distancia inferior a 100 kilómetros de la costa para el año 2007 (Martínez et al., 2007). De hecho, se prevé que este acelerado ritmo de crecimiento demográfico provocará que la mitad de la población mundial resida en las zonas costeras para el año 2030 (Adger et al., 2005).

De este modo, las áreas urbanas albergarán una proporción cada vez mayor de la biota mundial y aumentará su influencia a un número creciente de especies que habiten

fuera de sus fronteras físicas (Faeth et al., 2012). Los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad se han traducido en la reducción de la diversidad, riqueza y abundancia de mamíferos, reptiles, artrópodos, líquenes, nematodos, plantas, anfibios y fungi al interior de las ciudades (Faeth et al., 2012). A pesar de que la diversidad y riqueza de la avifauna disminuye con la urbanización, su abundancia muestra un comportamiento errático porque existe la misma cantidad de estudios que indican tanto un aumento como la disminución (Faeth et al., 2012). Aun así, las ciudades se constituyen en áreas donde la biodiversidad persiste, en especial la avifauna (Díaz & Armesto, 2003). Las ciudades son capaces de formar hábitats heterogéneos que promueven la presencia de un elevado número de especies de aves urbanas (Fernández-Juricic, 2000).

La urbanización también altera a la biodiversidad a través de la dispersión de especies exóticas generalistas, la cual se realiza a costa de las especies nativas quienes en su mayoría no logran adaptarse al hábitat urbano, por lo que se ven forzadas a ocupar la matriz natural (Olden, 2006; McDonald, 2013). En consecuencia, este proceso genera la homogeneización biótica caracterizada por la presencia de especies exóticas en áreas urbanas de diversa latitud, zona biogeográfica o continente (McKinney, 2006). De esta forma, la homogeneización biótica refleja que las ciudades constituyen hábitats con mayor similitud entre sí que con el hábitat circundante (McKinney, 2006). Las ciudades, en su interior, constituyen un mosaico que contiene parches híbridos generados por la acción conjunta de los procesos biofísicos y antrópicos en diferentes grados (Pickett et al., 2016). Esta configuración espacial híbrida conforma un entorno capaz de beneficiar o perjudicar la adaptación y sobrevivencia de las especies (Lehmann et al., 2014; Pickett et al., 2016).

La urbanización en Chile ha sido de similar magnitud que la global, lo que se ha traducido en que el 87% de su población sea de carácter urbana para el año 2015 (Instituto Nacional de Estadísticas, 2002). Azócar et al. (2013) señala que la expansión urbana no sólo se puede observar en las grandes ciudades, sino que también en las ciudades intermedias y entidades urbanas menores. De hecho, las ciudades intermedias de Chile han experimentado un acelerado crecimiento espacial y demográfico, permitiendo que sus áreas urbanas dupliquen sus áreas a través de la ocupación de zonas agrícolas o coberturas naturales (Romero et al., 2003). De acuerdo a estos mismos autores, la urbanización en este tipo de ciudades ha causado la fragmentación de parches vegetales, lo que implica la vulnerabilización de su biodiversidad urbana.

No obstante, a diferencia de los países del hemisferio norte, existen pocos estudios que demuestren cómo la conversión y distribución de las coberturas y usos de suelo generados por la urbanización impactan a la biodiversidad urbana en América Latina (Elmqvist et al., 2013; Güneralp et al., 2013; Pauchard & Barbosa, 2013), pues es una región que forma parte de áreas carentes de información sobre este fenómeno como el Neotrópico (Marzluff et al., 2001) y el Tercer Mundo (Pauchard et al., 2006). La misma tendencia se puede observar a escala nacional y más aún a escala local, ya que existen muy pocos estudios que aborden este fenómeno de manera sistemática en las metrópolis (Romero & Ordenes, 2004) y ciudades pequeñas (Azócar et al., 2003).

La ciudad de Pichilemu posee una serie de atractivos de clase mundial que han sido

factor de atracción de un creciente número de turistas, como por ejemplo Punta de Lobos (donde las óptimas condiciones del oleaje posibilitan la práctica del surf). Este fenómeno ha posicionado a la ciudad como el principal centro turístico costero de la Región de O'Higgins (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). Esta ciudad presenta un alto grado de importancia para la comuna homónima al concentrar el 85% de su población (Association de Territoires Solidaires & Grupo Paisaje FAU de la Universidad de Chile, 2016).

En los últimos treinta años, la comuna de Pichilemu ha experimentado un crecimiento demográfico sostenido, tanto natural como flotante, de 183%. Aquella tendencia se proyectará en los próximos años porque se prevé que la población comunal aumentará en un 35% para el 2020 (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). Este escenario ha permitido que la industria inmobiliaria se concentre no sólo en dotar de infraestructura para la vivienda, sino que también para satisfacer la demanda turística (ATS & Grupo Paisaje FAU de la Universidad de Chile, 2016). Siguiendo la misma línea, según los datos del Departamento de Turismo de la Municipalidad de Pichilemu, la población en época estival alcanza a los 100.000 habitantes, mientras que los días festivos la ciudad alberga entre 60.000 y 80.000 habitantes. A su vez, como la actividad forestal es de suma importancia para la economía comunal, las plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* ocupan un 48% de la superficie total de la comuna (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). Por otro lado, la comuna de Pichilemu posee coberturas de vegetación nativas compuestas por las formaciones matorral espinoso caducifolio y bosque esclerófilo, en donde este último ha sido altamente removido y fragmentado por la acción humana, relegándolo al borde de la red hídrica (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010; ATS & Grupo Paisaje FAU de la Universidad de Chile, 2016). Además, la ciudad de Pichilemu está situada en uno de los 34 hotspots de biodiversidad mundial denominado "*Chilean Winter rainfall - Valdivian forests*", el cual incluye al bosque y matorral esclerófilo del clima mediterráneo de Chile Central (Arroyo et al., 2006). A pesar de su elevado grado de endemismo de especies y géneros (en donde alberga aproximadamente el 50% de la flora vascular del país), este hotspot de biodiversidad está presionado porque se ubican los centros urbanos más numerosos, extensos y densamente poblados de Chile (Armesto et al., 2007). De hecho, el crecimiento urbano es acelerado en ciudades que están emplazadas de manera simultánea en hotspots de biodiversidad y zonas costeras (Secretaría del Convenio por la Diversidad Biológica, 2012).

A pesar de contar con un amplio número de mamíferos, reptiles y en menor medida anfibios, la fauna más representativa de la comuna es la avifauna, pues de este taxón derivan diversas especies y la mayoría está asociada a las desembocaduras de cursos de aguas superficiales y humedales (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010).

Como la ciudad de Pichilemu está localizada en un territorio que posee un alto valor ecológico y a su vez está experimentando un acelerado desarrollo inmobiliario, suscita el interés de evaluar la biodiversidad en el mosaico urbano considerando que la urbanización genera impactos en la sobrevivencia de especies de aves y vegetación.

1.3 Objetivos.

1.3.1 Objetivo General.

Evaluar la biodiversidad del mosaico urbano de Pichilemu.

1.3.2 Objetivos Específicos.

1. Determinar la biodiversidad existente en diferentes parches híbridos de la ciudad de Pichilemu.
2. Comparar la biodiversidad existente entre los parches del mosaico urbano de Pichilemu.

CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO.

2.1 Nociones fundamentales, medición y conservación de la biodiversidad.

Definiciones de biodiversidad.

La noción de biodiversidad fue acuñada por primera vez por Rosen en 1985 para simplificar la expresión de “diversidad biológica” elaborada por Lovejoy (1980), la cual se refería al número de especies que compone una comunidad de organismos (Harper & Hawksworth, 1994; Swingland, 2001; Núñez et al., 2003). No obstante, la biodiversidad es un término ambiguo que carece de un significado universalmente aceptado, ya que es constantemente redefinido dependiendo de la disciplina y de los objetivos de investigación. Esto conlleva a que las definiciones de este concepto varíen entre "el número de diferentes especies en una misma localización" hasta "la variedad de formas de vida y los procesos bióticos y abióticos que la conforman" (Swingland, 2001).

En la actualidad, una de las definiciones más aceptadas para la conservación y mantenimiento de la biodiversidad es la propuesta planteada por la Convención sobre la Diversidad Biológica (1992), ya que aprecia el valor intrínseco de las diversas formas de vida en la Tierra y destaca la necesidad de mantener (a través de iniciativas de conservación) los sistemas necesarios para la persistencia íntegra de la biósfera (Aguilera, 1997). La Convención concibe la biodiversidad como la “*variabilidad entre todos los organismos vivos y sus relaciones dentro de ecosistemas terrestres, marinos u otros ecosistemas acuáticos, así como el entramado ecológico del que forman parte; esto supone la consideración de la diversidad dentro de la especie, entre especies y entre ecosistemas*” (Organización de las Naciones Unidas, 1992:3). Por su parte, Noss & Cooperrider (1994) indican que biodiversidad es la amplia gama de genes, organismos, comunidades y ecosistemas en un tiempo y espacio determinado producto de los procesos ecológicos y evolucionarios que los mantienen en constante funcionamiento a través de la adaptación. Así, la biodiversidad es un fenómeno multifacético, multidimensional y multiescalar, puesto que puede ser observado y medido a cualquier escala espacial desde los parches hasta la biósfera completa. (West, 1993; DeLong, 1996).

Atributos de la biodiversidad.

Ante la amplia variedad de definiciones de biodiversidad, Noss (1990) señala que este concepto puede ser abordado de mejor manera al caracterizarlo en los tres atributos propuestos por Franklin et al. (1988): composición, estructura y función. Cada uno de ellos determina la biodiversidad de un territorio específico (Noss, 1990; Rozzi et al., 1994).

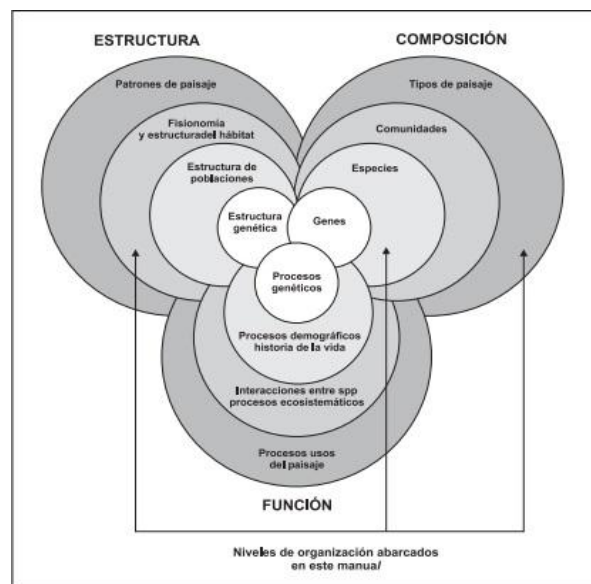
La composición consiste en la identidad, cantidad y grado de heterogeneidad de todos los elementos que conforman la biodiversidad en diferentes niveles jerárquicos de

organización (gen, especie y ecosistema). La estructura representa la fisionomía y organización espacial de los genes, especies y ecosistemas. La función señala la variedad de procesos ecosistémicos, biogeoquímicos y evolutivos que se desenvuelven en todos los niveles de organización. Como la biodiversidad es un fenómeno sistémico, estos atributos se interconectan de manera recíproca e interdependiente (Noss, 1990; Rozzi et al., 1994; Lazzo et al., 2008).

Niveles de organización de la biodiversidad.

Para facilitar la comprensión y medición de la biodiversidad, una gran cantidad de autores han propuesto desmenuzar el concepto según los niveles de organización jerárquica: genes, especies y ecosistemas (Harper & Hawksworth, 1994; Noss, 1990; Swingland, 2001; Lazzo et al., 2008). Cada uno de estos niveles contiene los atributos de composición, estructura y función (Noss, 1990) (Figura 1). De este modo, la biodiversidad se divide en la diversidad genética, de especies y de ecosistemas (Aguilera, 1997).

Figura 1. Niveles de organización y atributos de la biodiversidad propuestos por Noss (1990).



Fuente: Noss, 1990.

La diversidad genética da cuenta de las variaciones y abundancia relativa de los genes en cada organismo, entre los individuos de una población y entre las poblaciones de una especie (Piñero, 2008; Elmqvist et al., 2013). La diversidad de especies representa el número y variedad de especies encontradas en un área determinada que posee la particularidad de combinar aspectos tales como la riqueza y la abundancia de este nivel de organización jerárquica (Elmqvist et al., 2013). Sin embargo, Swingland (2001) manifiesta que, como las especies son las unidades fundamentales más estudiadas del ecosistema, este tipo de diversidad suele ser confundido con la biodiversidad debido a su

connotación marcada en la riqueza. La diversidad de ecosistemas es la variedad de ecosistemas que se desarrolla en un paisaje, que puede abarcar desde un microhábitat hasta un bioma -la unidad ecológica de mayor medición- (Organización de las Naciones Unidas, 2008). Cabe mencionar que la diversidad ecosistémica contiene y condiciona la diversidad de especies y genética (Noss, 1990). Un ecosistema representa una unidad que contiene a todos los organismos en un área determinada que interactúan entre sí (relaciones inter e intraespecíficas) y con el medio físico a través de flujos de energía (cadenas tróficas y ciclos biogeoquímicos) complejos e interdependientes, otorgándole una capacidad coartada de autorregulación (Odum, 1985; Leuschner, 2005; Elmqvist et al., 2013). Como este concepto posee un comportamiento sistémico, cualquier perturbación a cualquier nivel de organización puede alterar la estructura, composición y función de todo el ecosistema (Noss, 1990).

Para este estudio se optó por evaluar el nivel de organización de especies. Al igual que la biodiversidad, el concepto de especie posee múltiples significados que van en función de la disciplina que contribuye a su formulación mediante los enfoques. En este caso se optó por una definición biológica de especie tal como la señala Mayr (1969:3): “*grupos de poblaciones naturales que se entrecruzan, o potencialmente lo pueden hacer, y que están aislados reproductivamente de otros grupos*”. Adicionalmente, Stebbins (1987) indica que las especies son un sistema de poblaciones que mantiene su cohesión de acuerdo a las similitudes que tiene en forma, reacción al medio y similitudes genéticas-bioquímicas ocasionadas por intercambio de genes debido a hibridaciones o adaptaciones a un medio particular, de forma que las características distintivas persisten durante un largo período en la escala de tiempo evolutivo (Stebbins, 1987).

Componentes de la biodiversidad.

Las poblaciones de especies conforman comunidades que no permanecen aisladas en un entorno neutro, sino que todo lo contrario, en el paisaje existe una multiplicidad de comunidades que interactúan entre sí y con el medio (Moreno, 2001). De este modo, para vincular las variaciones de la biodiversidad de acuerdo a la estructura del paisaje, Whittaker (1972) planteó separar este fenómeno en componentes alfa, beta y gamma. Esta categorización es aplicable en el área de estudio debido a su efectividad en medir y monitorear los efectos de las actividades humanas en la biodiversidad (Halffter, 1998). La diversidad alfa consiste en la riqueza de especies de una comunidad considerada homogénea (Whittaker, 1960; Álvarez et al., 2006). Esta componente representa a la biodiversidad de manera estática en la dimensión espacial y temporal, lo cual facilita la comparación de la riqueza de especies detectada en diferentes ecosistemas (Moreno, 2001). Sin embargo, una de sus mayores limitantes en los estudios de ecología es la falta de precisión para establecer los límites espaciales de una comunidad (Halffter & Moreno, 2005). Respecto a la diversidad beta es la tasa de cambio en la composición de especies entre las comunidades inscritas en un paisaje (Whittaker, 1977). Este componente de la biodiversidad se caracteriza por representar la variabilidad espacial de la diversidad alfa

en las diferentes comunidades de un paisaje (Koleff et al., 2007). Además, su dinamismo se manifiesta por representar el recambio de especies tanto en la dimensión espacial (cuando las mediciones se realizan en varios sitios al mismo tiempo) como en la temporal (cuando las mediciones se llevan a cabo en el mismo lugar en diferentes tiempos) (Halffter & Moreno, 2005). Por último, la diversidad gamma consiste en la riqueza de especies de todas las comunidades que conforma un paisaje producto de la combinación entre las diversidades alfa y beta (Whittaker, 1972). El paisaje es mucho más que un área indefinidamente grande que contiene a muchos sitios, ya que es la extensión donde las especies poseen una historia geomorfológica, biogeográfica y evolutiva en común (Halffter et al., 2005).

A pesar de su gran utilidad en los estudios de ecología, todos los componentes de diversidad poseen dos limitantes que se deben considerar. La primera de ellas es precisar de antemano la escala de trabajo y análisis, considerando la existencia de especies migratorias cuya área de distribución alcanza dimensiones hemisféricas o continentales, trascendiendo su presencia a un solo paisaje o región en particular (Piersma & Lindström, 2004). La otra limitante es que no revela la identidad de las especies detectadas –pues evidencia sólo la estructura de la biodiversidad–, provocando que su uso exclusivo pueda generar conclusiones limitadas (Halffter & Moreno, 2005). Por este motivo, los rasgos de composición son fundamentales para complementar la segunda falencia de los componentes de diversidad. Además, analizar la historia natural de las especies que componen una comunidad aporta información primordial sobre la diversidad funcional del ecosistema, la cual es medida en la variedad de gremios tróficos (Gaston, 1996). De este modo, este estudio aborda los tres atributos de la biodiversidad propuestos por Noss (1990): estructura, composición y función.

Debido a que la escala de trabajo de este estudio es local (en un territorio de extensión reducida), se evaluó exclusivamente el componente alfa de la biodiversidad. Esta componente es muy eficiente al proporcionar información de la biodiversidad en comunidades naturales y alteradas por las actividades antrópicas. En este caso se considerará una comunidad homogénea a la que se encuentre al interior de una “unidad mínima de paisaje” o “parque” (Álvarez et al., 2006).

Métodos para medir la diversidad de especies.

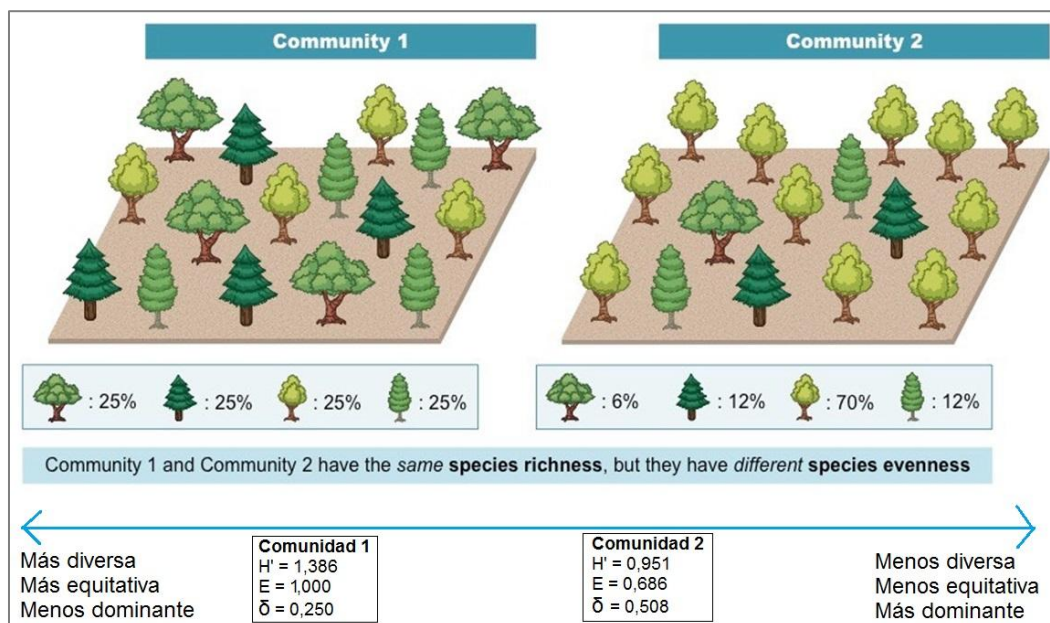
Los métodos para medir la componente alfa de la biodiversidad son los más comunes en los estudios de ecología de comunidades y biogeografía (Aguirre, 2013; Arita & Rodríguez, 2001, en Llorente-Bousquets & Morrone, 2001). De acuerdo a la naturaleza de sus variables a medir, los métodos de diversidad alfa tienden a separarse en dos grupos: el primero reúne a todos lo que cuantifican el número de especies, mientras que el segundo contiene a los que miden la estructura de la comunidad (Moreno, 2001).

Uno de los métodos más conocidos y simples de utilizar para medir la diversidad alfa de un hábitat es la riqueza porque una de sus principales razones es que las especies son

fácilmente detectables y cuantificables (Moreno, 2001; Aguirre, 2013). La riqueza consiste en el número de especies en una unidad de muestreo establecida en un tiempo y localización particular (Kefford et al., 2011), otorgando el mismo peso para cada una de ellas (Swingland, 2001).

No obstante, la abundancia también debe tomarse en cuenta en los estudios de biodiversidad puesto que permite detectar las especies que por su baja presencia tienden a ser las más sensibles a las perturbaciones ambientales (Moreno, 2001; Benayas, 2009). De acuerdo a Elmqvist et al. (2013), la abundancia es el número de individuos de una misma especie que es parte de una comunidad (Magurran, 1988). Aunque estos métodos son primordiales para medir la biodiversidad, no tienen la capacidad de expresar el nivel de uniformidad de las comunidades (Ferriol & Merle, s.a.). Por este motivo es importante complementarlos con índices que representen la estructura de la comunidad. Desde otra perspectiva, al utilizar los índices de diversidad alfa de manera aislada hace que la descripción de la biodiversidad sea difícil de ser interpretada, por lo que todo cambio en estas variables se explica por el comportamiento de la riqueza y la abundancia (Moreno, 2001) (Figura 2). Uno de los índices de estructura de la comunidad más utilizados en la ecología es el de diversidad de Shannon-Wiener (H'), el cual se encarga de medir el grado de incertidumbre en predecir a qué especie corresponderá un individuo seleccionado al azar de una colección de acuerdo a los valores de riqueza y abundancia (Moreno, 2001; Aguirre, 2013).

Figura 2. Comparación de los parámetros de biodiversidad entre dos comunidades arbóreas hipotéticas.



Fuente: Elaboración propia en base a Cornell (2016).

Los métodos que miden la estructura de la comunidad determinan la dominancia o la equidad de especies (Moreno, 2001). La biodiversidad depende no sólo del número de especies, sino que también se sustenta en el grado de dominancia de cada una de ellas (Aguirre, 2013). La dominancia implica considerar la contribución de las especies más abundantes en detrimento de las más raras, convirtiéndolo en un concepto inverso a la equidad en particular y la biodiversidad en general (Moreno, 2001). De este modo, mientras mayor sea la dominancia de una especie, menor es la biodiversidad de la comunidad (Figura 2). El índice por excelencia para determinar la dominancia de especies en una comunidad es el índice de Simpson (δ) el cual significa la probabilidad de que dos individuos extraídos aleatoriamente pertenezcan a la misma especie (Magurran, 1988).

Por otro lado, la diversidad está relacionada con la equitatividad de especies. La equitatividad representa qué tan equilibrada es la contribución del número de individuos de cada especie a la comunidad, cuantificada en la similitud de los valores de abundancia (Portland State University, 2010). La relación entre equidad y diversidad de una comunidad es directamente proporcional (Benayas, 2009), por lo que si una comunidad tiene especies uniformemente repartidas, está será mucho más diversa (Figura 2). Uno de los índices más empleados para medir esta propiedad de la estructura de la comunidad es el índice de Pielou (E), el cual mide la proporción de la diversidad obtenida respecto a la diversidad máxima esperada (Magurran, 1988). De acuerdo a Moreno (2001) los índices de diversidad son eficientes al sintetizar mucha información en un solo número y posibilitan realizar comparaciones propensas a verificación estadística entre diferentes hábitats.

Especies nativas, endémicas, exóticas y amenazadas.

Para realizar una evaluación más comprensiva de la biodiversidad, es necesario medir y analizar la composición de las comunidades (McKinney, 2002). Una de las formas más efectivas para cumplir este fin es clasificar a las especies de acuerdo a su origen (endémico, nativo y exótico), siendo uno de los criterios (además de la alta diversidad de especies) para designar hábitats prioritarios para las labores de conservación de acuerdo a la Organización de las Naciones Unidas (1992).

Una especie nativa es aquella que aparece dentro de su área de distribución natural de acuerdo a, entre otros procesos, sus capacidades de dispersión sin intervención directa o indirecta por parte del ser humano (Collaborative Partnership of Sustainable Wildlife Management & Union of Forests Research Organizations, 2016). Por su parte, las especies endémicas son las especies nativas cuya área de distribución se restringe a un territorio específico, por ende, su presencia no es detectada en ninguna otra zona del planeta (UICN, 2008). Cabe mencionar que las especies endémicas constituyen un subconjunto de las especies nativas (Ministerio de Medio Ambiente, 2017), por lo que toda especie endémica es una especie nativa pero no siempre viceversa. En este estudio se considerarán a las especies endémicas a las que se distribuyen geográficamente al interior de los límites administrativos de Chile (González García & Gómez de Silva, 2003;

MMA, 2017). Tanto las especies nativas como endémicas cumplen un rol fundamental para el ecosistema, ya que favorece el equilibrio de sus estructura y función, crean hábitats para la vida silvestre y permite que la biodiversidad autóctona de una zona persista en el tiempo y espacio (Slattery et al., 2003). Todos estos beneficios se deben a su alta adaptación a las condiciones bióticas y abióticas del territorio analizado durante millones de años. La biodiversidad de Chile se caracteriza por tener altos niveles de endemismo (debido a su aislamiento biogeográfico configurado por barreras orográficas, climáticas y oceanográficas) cuyas especies representan el 25% de toda la biota del país (Comisión Nacional de Medio Ambiente, 2009). No obstante, la distribución de especies endémicas no es homogénea en los taxones, ya que los anfibios son los que presentan mayor endemismo. Se ha estimado que el 55% de las especies vegetales son endémicas del país, mientras que el 2% de las especies de aves reúnen esta condición porque este último taxón posee una mayor capacidad de dispersión (MMA, s.a.).

En contraposición a las especies nativas y endémicas, las especies exóticas son las que se presencian en una región externa a su área de distribución natural debido a la introducción intencional o accidental por parte del ser humano (Fuentes et al., 2014). En general, este tipo de especies genera una serie de perjuicios para la biodiversidad, ya que desequilibra el ecosistema, altera la composición y estructura de las comunidades biológicas, y arrebatada el nicho ecológico de muchas especies nativas, dejándolas propensas a la extinción (Becerra, 2008). Estos rasgos son mucho más acentuados en las especies exóticas invasoras (EEI), ya que son especies naturalizadas que tienen la facultad de reproducirse en amplias cantidades y a propagarse en áreas extensas que les permiten colonizar hábitats naturales (Fuentes et al., 2014). Una de las consecuencias más notorias de las especies exóticas invasoras es que sus altas capacidades de competencia, reproducción y propagación les permiten colonizar diversas regiones biogeográficas del mundo, por lo que generan el proceso de homogeneización biótica a múltiples escalas que van desde la local a la global (McKinney & Lockwood, 1995; McKinney, 2002; McKinney, 2006). De este modo, este tipo de especies constituyen una amenaza para la biodiversidad global y local (Bradley et al., 2010). Como la gran mayoría de los países, Chile ha experimentado una considerable invasión de especies exóticas de múltiples taxones, lo cual se ha materializado en que el 15% de su flora vascular esté compuesta por este tipo de especies (Fuentes et al., 2014). De acuerdo al Ministerio de Medio Ambiente (2015), las especies exóticas invasoras conforman uno de los principales factores que amenazan la permanencia de la biodiversidad nativa a largo plazo, generando que los ecosistemas sean menos resilientes (Vilá & Ibáñez, 2011).

Ante la persistente propagación de especies exóticas invasoras y otros procesos simultáneos, surgieron diversas iniciativas de conservación de la biodiversidad según el estado de conservación de las especies, sistema que permite clasificarlas de acuerdo al riesgo a la extinción de sus poblaciones naturales (Capdevilla et al., 2013; Decreto N° 29 del Ministerio del Medio Ambiente, 2012). Una especie que está proclive a esta tendencia se denomina amenazada, condición que las caracteriza por presentar una alta probabilidad de extinción (alrededor del 10%) en menos de un siglo (MMA, 2017). Dentro de todas las organizaciones internacionales encargadas de la conservación de la

biodiversidad y la determinación del estado de la naturaleza, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) es la que posee mayor prestigio a nivel mundial. Esta organización se encarga de confeccionar Listas Rojas de Especies Amenazadas, las cuales son actualizadas y perfeccionadas constantemente. En cada Lista Roja, el organismo ha elaborado una serie de categorías de conservación de fácil comprensión con criterios muy bien estructurados y fundamentados. De acuerdo a la Lista Roja del año 2012, las categorías de conservación vigentes son (de mayor a menor riesgo): extinto (EX), extinto en estado silvestre (EW), en peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerable (VU), casi amenazada (NT), preocupación menor (LC), datos insuficientes (DD) y no evaluado (NE). Una especie se considera amenazada si pertenece a las categorías en peligro crítico (CR), en peligro (EN) o vulnerable (VU) (Ministerio de Medio Ambiente, 2014).

Las primeras iniciativas para resguardar las especies amenazadas en Chile se materializaron en 1980 cuando las Listas Rojas de la Corporación Nacional Forestal (CONAF) han permitido llevar a cabo las primeras evaluaciones del estado de conservación de las especies del país (Squeo et al., 2010). Posteriormente, en 1998 se promulgó la Ley N°19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente en que se recalcó la necesidad de contar con una metodología clara y estructurada para estimar el estado de conservación de las especies de flora y fauna de Chile (MMA, 2014). En el mismo año, se publicó el Reglamento de la Ley de Caza (Decreto N°5 del Ministerio de Agricultura), siendo el primer cuerpo legal que caracteriza a las especies según su estado de conservación (Servicio Agrícola y Ganadero, 2015). No obstante, como los diferentes organismos encargados de esta clasificación poseen análisis y metodologías descoordinadas entre sí (Comisión de Medio Ambiente, 2009), surge el problema en que una especie puede tener más de una categoría de conservación dependiendo de la fuente consultada. De este modo, se requirió contar con un reglamento unificado de clasificación del estado de conservación de especies para todo el territorio nacional (MMA, 2014). Esta recomendación fue concretizada en el 2005 con la promulgación del Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres (RCE), la cual utilizó las categorías de conservación de la UICN de 1982. Tras la modificación de la Ley N°19.300 mediante la Ley N°20.417, el RCE sustituyó las antiguas categorías de conservación a las vigentes establecidas por la UICN, otorgando al país una cierta concordancia con los estándares internacionales para evaluar el estado de conservación de sus especies (Squeo et al., 2010).

2.2 Biodiversidad en áreas urbanas.

A pesar de que la urbanización es uno de los principales factores de la fragmentación del hábitat y la disminución de la biodiversidad a escala global, existen innumerables estudios que patentan la existencia de comunidades de diversos taxones que habitan las áreas urbanas. La presencia de biodiversidad en las ciudades demuestra que no son áreas totalmente adversas para el establecimiento, colonización y proliferación de las especies. Esta tendencia será cada vez más evidente al considerar que la expansión

urbana abarcará una proporción creciente de la biota global y afectará un número mayor de especies que habiten fuera de la frontera física de las ciudades (Grimm et al., 2008; Faeth et al., 2012). La conversión de coberturas y usos de suelo producto de la urbanización ha creado un territorio fragmentado compuesto por un mosaico de parches, los cuales se diferencian por tamaño y cobertura de suelo (desde los remanentes de hábitat natural hasta las superficies pavimentadas para el transporte). De este modo, cada una de las zonas que compone la ciudad (desde sus áreas céntricas hasta las periféricas) es considerada un complejo hábitat en donde la biodiversidad es una componente esencial (Faeth et al., 2012).

Dentro de los taxones más estudiados en las ciudades se encuentran la avifauna y la vegetación leñosa (Faeth et al., 2012). Las aves son frecuentemente empleadas en investigaciones ecológicas, y son excelentes indicadores de los cambios y perturbaciones del ecosistema urbano por múltiples causas: la mayoría de las especies son diurnas, llamativas para la visión humana y pueden ser identificadas con relativa facilidad, por ende, su variación espacial puede ser registrada (Bino et al., 2008; Fontana et al., 2011). Por su parte, la vegetación leñosa (ya después de su brote) se destaca por tener una nula capacidad de locomoción y representar fehacientemente las alteraciones de la composición, estructura y función del ecosistema -cadenas tróficas, ciclos biogeoquímicos, tasas de descomposición, entre otros- frente a diversas perturbaciones antrópicas ocasionadas por la urbanización (Aronson et al., 2014; Williams et al., 2015).

Factores de la distribución espacial de la avifauna urbana.

En consecuencia, los patrones espaciales de vegetación leñosa pueden condicionar parcialmente a los que exhibe la avifauna (Chase & Walsh, 2006). De hecho, la existencia de diversos taxones de fauna en las zonas urbanas está determinada por los atributos estructurales del paisaje y las características de la vegetación. Por ejemplo, se ha constatado una relación directamente proporcional entre el área de una cobertura de suelo provista (parcial o totalmente) de vegetación con la riqueza, diversidad (en Shannon Wiener) y equitatividad (en Pielou) de la avifauna (Luniak, 1996; Fernández-Juricic & Jokimäki, 2001; Berget, 2006; Imai & Nakashizuka, 2010; Chang & Lee, 2016; Vides et al., 2017; Hong & Mohd-Azlan, 2018). Esta relación directa entre estas variables está sustentada porque los parches o coberturas de suelo más amplias poseen una mayor extensión de la cobertura vegetal, atributo que de por sí tiene el mismo sentido de variabilidad que los parámetros de diversidad alfa ya mencionados. De este modo, los parches que cuentan con una mayor cubierta vegetal pueden brindar zonas más amplias que no estén bajo una notoria influencia del efecto de borde (Goldstein et al., 1986; Savard et al., 2000; Berget, 2006; Vides et al., 2017). Por su parte, Chang & Lee (2016) indican a través de su estudio en los parques urbanos de Tainán (Taiwán) que no sólo los parques más extensos poseen mayor cobertura, sino que también aseguran la existencia de una mayor variedad y calidad de los hábitats, los cuales atraen a especies de avifauna con diferentes requerimientos ecológicos (aves especialistas del hábitat).

A partir de los hallazgos del estudio de Tainán, surge otro factor fundamental de la presencia y variabilidad de la avifauna en las ciudades que es la heterogeneidad del hábitat, en donde en este caso se traduce en el número de estratos de la cobertura vegetal. La distribución de la vegetación de acuerdo a sus estratos influencia la variedad de hábitats para que aves con diferentes rasgos evolutivos y nichos ecológicos puedan transitar, alimentarse e incluso anidar en zonas urbanas (Fernández-Juricic, 2000, Fernández-Juricic & Jokimäki, 2001, McKinney, 2002; Caula et al., 2010). Por lo tanto, una cobertura vegetal con una distribución heterogénea de los estratos tiende a albergar una mayor riqueza y diversidad de especies de avifauna como lo demuestra en el estudio de Fernández-Juricic (2000) en los parques urbanos de Madrid (España). Incluso éste es uno de los motivos en que se pueden encontrar especies de aves endémicas y amenazadas en las zonas urbanas (McKinney, 2002). Las mismas conclusiones se sacaron tras el análisis comparativo realizado por Caula et al. (2010) entre dos áreas verdes (una plaza y un jardín botánico) en la ciudad de Valencia (Venezuela). A pesar de tener un tamaño similar, la plaza contaba con una alta presencia de vegetación arbustiva ornamental, estratos intermedios removidos y la cobertura arbórea reducida, generando que una proporción muy pequeña de avifauna que habitaba la selva tropical pueda adaptarse y prosperar en la ciudad. Muy distinto es el caso del jardín botánico cuya cobertura vegetal contaba con todos los estratos desarrollados que abarcaban una gran parte del parche, permitiendo albergar un mayor número de especies de aves de la selva tropical (Caula et al., 2010). Sin embargo, no hay que perder de vista que la heterogeneidad del hábitat ya no está solamente definida por la vegetación, sino que también por la infraestructura urbana (Ortega-Álvarez & McGregor-Fors, 2009). De acuerdo a un estudio de McGregor-Fors & Schondube (2011) en la Ciudad de México, se encontró que la riqueza de las especies de avifauna más abundantes se relaciona positivamente con el número de postes eléctricos y cables, mientras que la riqueza de las especies menos abundantes está en función del grado de cobertura arbórea y arbustiva. Por su parte, la riqueza de las especies de avifauna medianamente abundantes se relaciona positivamente con aquellos atributos del hábitat anteriormente mencionados.

Otro factor de la comunidad vegetal que influencia la diversidad y riqueza de la avifauna en un área es la composición de la cobertura vegetal, puesto que determina la variedad de alimentos para aves de diferentes gremios alimenticios y de hábitat (Paker et al., 2013). Esta relación se ve mucho más fortalecida si las especies involucradas son de origen nativo, porque según Chase & Walsh (2006) manifiestan que las aves nativas tienen mayor preferencia por la vegetación nativa para buscar alimento y refugio. Esta tendencia se condice con el estudio de la avifauna en Tel Aviv (Israel) cuyos resultados indican que a medida que la riqueza de especies arbustivas nativas se incrementa, la riqueza de las aves urbanas del mismo origen también aumenta (Paker et al., 2013). Siguiendo la misma línea, esta relación directa entre la riqueza de la vegetación nativa y el número de especies de la avifauna del mismo origen se observa en Quebec y Rennes (Clergeau et al., 1998).

Adicionalmente, un factor relevante en la definición de los parámetros de diversidad alfa medidos en la vegetación leñosa y la avifauna es la distancia de la cobertura respecto

a un curso de agua. Tanto el estudio de Knapp et al. (2008) en Halle (Alemania) como el realizado por Imai & Nakashizuka (2010) en Sendai (Japón) demuestran que la riqueza y el índice de diversidad de Shannon Wiener (especialmente en aves nativas) poseen una relación inversamente proporcional con la distancia a un curso de agua de mediano a alto caudal, ya que los drenes constituyen un corredor de gran extensión que favorece la dispersión de las especies y brindan una amplia gama de recursos alimenticios e hídricos para su sobrevivencia. La misma tendencia se observa en el estudio de Cursach & Rau (2008) sobre la avifauna en dos parques urbanos de la ciudad de Osorno. Estos autores estimaron la diversidad (medida en el índice de Shannon) y riqueza de dos parques situados a las orillas del Río Damas. A pesar de que los parques presentaban dos coberturas vegetales diferentes (uno herbáceo y otro arbóreo), la mayor diferencia en estos índices de diversidad alfa se presentaron entre los puntos de muestreo riparios versus los que estaban emplazados al interior de cada uno de estas áreas verdes. La riqueza y diversidad aumenta a medida que la distancia al río Damas es menor porque sus áreas riparianas constituyen ambientes con una amplia disponibilidad de vegetación nativa (siendo una reserva fundamental de alimento y refugio) y fuentes de agua dulce. Las mismas conclusiones fueron extraídas por Berget (2006) al considerar que los cursos de agua conforman un contexto clave que determinan la riqueza y diversidad (en Shannon Wiener) de la avifauna en los parches vegetados (parques urbanos) de Bogotá (Colombia).

La cobertura vegetal no posee una distribución uniforme en los diferentes parches que conforman el mosaico urbano, ya que sus máximas concentraciones están en las áreas suburbanas y naturales que circundan la ciudad. En consecuencia, los beneficios que brindan la estructura y composición de las comunidades vegetales no se distribuyen de manera homogénea en el territorio, porque va disminuyendo hacia el centro del área urbana. Tal es el caso de la ciudad de Berlín donde los máximos valores de riqueza y cobertura vegetal en el área urbana está en la interfase urbano-rural (Zerbe et al., 2003). Además, la distribución espacial de las máximas concentraciones de la vegetación nativa es diferente a la de la vegetación exótica, en donde la primera posee los máximos valores de riqueza y abundancia en las zonas suburbanas y naturales, mientras que el mayor número de especies e individuos de la vegetación exótica se localiza en el núcleo urbano.

Al contrario, la riqueza de los taxones del Reino Animal frecuentemente es mayor en las áreas rurales o suburbanas que el núcleo urbano, con ligeras variaciones entre los grupos (McKinney, 2008; Faeth et al., 2012). El ecosistema urbano selecciona a las especies de acuerdo a su fisionomía y su capacidad para colonizar, establecerse y adaptarse a la ciudad hasta llegar al punto en que las comunidades urbanas han desarrollado características diferentes a aquellas residentes en rurales y naturales (Crocini et al., 2008; Knapp et al., 2008). De este modo, la urbanización desencadena la homogeneización biótica de las comunidades puesto que la pérdida de especies especialistas es inferior a la invasión de especies generalistas, los cuales poseen un mayor umbral de tolerancia a las condiciones ambientales impuestas por las ciudades (McKinney, 2006). Para este estudio, la homogeneización biótica es el proceso por el cual

las invasiones y extinciones de las especies incrementan la semejanza taxonómica, genética y funcional de dos o más biotas en un tiempo determinado (Olden, 2006).

Los asentamientos urbanos proveen las condiciones ambientales óptimas que facilitan el establecimiento de la mayoría de las especies exóticas. Estas nuevas especies se ven tan favorecidas por los disturbios bióticos y abióticos de las urbes que su invasión puede ser comprendida bajo la óptica de la “oportunidad del nicho” (Shea & Chesson, 2002; en McKinney, 2006). Este concepto de carácter ecológico es entendido como la sumatoria de condiciones que incentiva la invasión de especies introducidas de acuerdo a tres variables: recursos, enemigos naturales y el ambiente físico. Un territorio que ofrece una oportunidad del nicho ideal para la invasión de especies exóticas se caracteriza por tener disturbios que provean recursos, reduzcan la población de los enemigos naturales y alteran el ambiente físico (por ejemplo el aumento de la temperatura, la acidificación o la alcalinización de sus suelos a ritmos pocas veces observados en hábitats naturales). Por ejemplo, la alimentación intencional o accidental por partes de los humanos y la reducción de especies de aves rapaces en áreas urbanas permiten que competidores muy agresivos como los estorninos europeos (*Sturnus vulgaris*) y los gorriones (*Passer domesticus*) proliferen en muchas ciudades del mundo (Marzluff, 2001), formando poblaciones en áreas en donde de otra forma no sobrevivirían. Otra evidencia de la oportunidad de nicho radica en que muchas especies de plantas pueden prosperar en latitudes y altitudes inusuales debido a las islas de calor urbano (Olden, 2006).

Especies urban exploiters, urban avoiders y urban adapters.

A partir de la observación empírica y análisis de la biodiversidad en las zonas urbanas bajo la óptica de la homogeneización biótica, las especies son clasificadas en ganadoras (*urban exploiters*), perdedoras (*urban avoiders*) y adaptativas (*urban adapters*) a la urbanización. Este sistema de clasificación se basa en el grado de adaptación de las especies a los impactos de la urbanización. Esta clasificación se aplica principalmente para las aves, mamíferos y en menor medida para las plantas, ya que son los taxones más estudiados en las ciudades (McKinney, 2002; Faeth et al., 2012). Las especies *urban exploiters* se caracterizan por adaptarse tan bien a los factores bióticos y abióticos del ecosistema urbano que se vuelven dependientes de sus recursos brindados. En general, estas especies se caracterizan por ser omnívoras, generalistas del hábitat, oportunistas, tener elevadas tasas de fecundidad, alta capacidad de dispersión en hábitats efímeros y comensalismo humano. Estos rasgos permiten que las especies *urban exploiters* tengan un nivel de competencia tan alto que arrebatan el nicho ecológico de las especies con menores probabilidades de sobrevivencia (McKinney & Lockwood, 1999). De acuerdo a McKinney & Lockwood (1999), estas especies apenas representan el 1 a 2 % de las especies conocidas de la biota de la Tierra. Por lo tanto, estas especies son artífices de la homogeneización biótica en las ciudades.

Debido a su sensibilidad a la urbanización, las especies *urban avoiders* se destacan por eludir las áreas urbanas y residir en hábitats con la menor alteración antrópica posible.

Al contrario de las especies *urban exploiters*, las *urban avoiders* se caracterizan por pertenecer a un gremio alimenticio específico (frugívoro, insectívoro del sustrato edáfico, entre otros), practicar la migración, tener bajas tasas de fecundidad y de dispersión, y ser especialista del hábitat (McKinney & Lockwood, 1999). Estas especies están tan especializadas en su hábitat natural que la conformación de un ambiente estructuralmente homogéneo (ante el aumento de la densidad de infraestructura) conlleva una disminución sustancial en las probabilidades de sobrevivir en el ambiente urbano. Finalmente, las especies *urban adapters* se acomodan al hábitat urbano pero estando cerca de la provisión de recursos desde los hábitats naturales. Por lo tanto, las especies *urban exploiters* responden de manera positiva a la urbanización, mientras que las *urban avoiders* lo realizan de forma negativa, ya que son afectadas por este fenómeno. Por su parte, las especies *urban adapters* tienen una respuesta más bien neutra con ciertos matices frente a la urbanización (McKinney, 2002).

Los distintos niveles de éxito en las áreas urbanas tienen una distribución espacial marcada por los peaks más altos de abundancia desde las zonas más urbanizadas a las más naturales (núcleo urbano - áreas suburbanas - áreas rurales o naturales). Las especies *urban exploiters* tienden a ser más numerosas en el núcleo urbano, mientras que las *urban avoiders* son abundantes en el polo opuesto caracterizado por las zonas rurales o naturales externas a la ciudad. Respecto a las especies *urban adapters*, sus valores máximos de abundancia se localizan en las zonas suburbanas o zonas con un desarrollo moderado a bajo de urbanización (Blair, 1996; McKinney, 2002).

La disposición espacial de esta clasificación revela cuán dependientes son las especies de acuerdo a la provisión de recursos (alimentos, agua y refugio) y el origen de la cobertura vegetal predominante (McKinney, 2002). En el primer criterio, como los recursos otorgados por los humanos son más frecuentes en el núcleo urbano, entonces hay mayor concurrencia de las especies que los utilizan, en donde los *urban exploiters* son los más beneficiados (Blair, 1996; McKinney, 2002; Chace & Walsh, 2005). Por el contrario, las especies *urban avoiders* le dan un escaso uso a los recursos provistos por los humanos, por lo que se concentrarán en áreas donde su provisión sea determinada por los factores bióticos y abióticos naturales (Blair, 2002; McKinney, 2002).

En cuanto a la cobertura vegetal, factor esencial para las cadenas tróficas, las especies animales *urban exploiters* tenderán a ocupar lugares donde ésta es escasa porque su alimentación tiene bases en el aporte intencional o accidental por los humanos y están adaptadas a utilizar la infraestructura como refugio (muy común en los núcleos urbanos) (Blair, 1996). Las especies *urban adapters* son altamente beneficiados tanto por la vegetación nativa como por la exótica, porque ellos necesitan una abundante cobertura donde puedan encontrar alimento y crear refugios para que su descendencia persista de forma segura (McKinney, 2002; Chace & Walsh, 2005). En el otro extremo, las especies *urban avoiders* no pueden prescindir de la vegetación nativa (Blair, 1996; McKinney, 2002).

2.2.1 Patrones de distribución de avifauna y vegetación leñosa en las coberturas de suelo urbanas.

De acuerdo a estas tendencias, se puede establecer una serie de patrones espaciales de biodiversidad en las distintas coberturas que se abordarán en este estudio: humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, matorral arborescente (matorral cuyo estrato predominante es el arbóreo); matorral pradera (matorral cuyo estrato predominante es el herbáceo); matorral (matorral cuyo estrato predominante es el arbustivo); bosques urbanos; playas, dunas y arenales; plantaciones (forestales); áreas verdes urbanas (parques y plazas); terrenos abandonados (sitios eriazos); aeródromo; instalaciones deportivas (canchas deportivas) y ocio (jardines privados); tejido urbano discontinuo (zonas de alta concentración de infraestructura); tejido urbano continuo (zonas de mediana concentración de infraestructura) y zonas de extracción de áridos.

Humedales y cuerpos de agua.

Los cuerpos de agua como lagunas y humedales son catalogados como las coberturas con mayor nivel de biodiversidad de toda el área urbana, ya que son soportes de vida y ecosistemas enriquecidos y complejos (Hails, 1997). Los humedales y diversos cuerpos de agua conforman los ambientes idóneos para el desarrollo de una enorme riqueza, diversidad y abundancia de aves. Estas coberturas megadiversas proporcionan zonas de alimentación (ante la presencia de variados recursos tróficos), nidificación, reproducción, refugio y descanso a un amplio número de especies de aves migratorias, entre ellas aves playeras, patos y garzas, cuya diversidad aumenta en época de migración (Sweenen & Spaans, 1985; Petracci et al., 2005). Además, los humedales tienen la capacidad de albergar a un amplio número de especies con alguna categoría de conservación (UICN, 2000). La vegetación también es favorecida por estos ecosistemas, ya que sostienen varias especies de juncos, helechos, musgos, arbustos y árboles, siendo las herbáceas las más preponderantes (Hauenstein, 2002). Esta es la razón por la que los humedales se caracterizan por tener una estructura de vegetación simplificada que sostienen complejas cadenas tróficas y posibilitan la sobrevivencia de una alta diversidad de plantas y aves (Mitsch & Gosselink, 2000). En consecuencia, se constata que esta cobertura posee una alta concentración de especies endémicas y en peligro de extinción (Hails, 1997). La alta sensibilidad de estas especies vegetales a las perturbaciones antrópicas ha facilitado la colonización de especies exóticas altamente invasivas (graminoides, hierbas, arbustos y árboles), lo que conlleva la disminución de la cantidad y calidad de la biodiversidad, además de la alteración del hábitat (Zedler & Kercher, 2004). Sin embargo, algunas especies invasoras pueden ser nativas o híbridas cuya capacidad de invadir hábitats aumenta debido a los cambios ambientales (Saltonstall, 2002).

Quebradas y cursos de agua.

Otra cobertura que es fundamental para la biodiversidad urbana corresponde a las quebradas y cursos de agua. En comparación con otros ecosistemas, los cursos de agua sostienen una cantidad considerable de biodiversidad, tanto en flora como fauna (Granados et al., 2006). Esta alta diversidad de especies es inducida por la presencia de zonas riparias que regulan la calidad del flujo hídrico, proveen hábitats muy variados para la flora y fauna, y actúan como corredores entre hábitats fragmentados (Water Research Commission, 2001). La zona riparia ostenta una compleja heterogeneidad estructural del hábitat porque posee una alta interspersión entre la cobertura herbácea, arbustiva y arbórea, conformando un área que provisiona una amplia gama de nutrientes (debido a las complejas cadenas tróficas en estas zonas) y posee una cubierta vegetal densa (Granados et al., 2006). Como resultado, estas áreas de influencia de los cursos de agua tienen un elevado nivel de riqueza, abundancia, densidad, endemismo y cantidad de especies en categorías de conservación (Greer, 1978; Nilson et al., 1988; Granados et al., 2006; Molina et al., 2012; Schunk et al., 2012). Además, estas coberturas albergan un alto número de especies de aves migratorias (Ceccon, 2003). Cabe destacar que las zonas riparias conforman corredores ecológicos sustanciales para el movimiento de muchas especies de avifauna en el territorio, llegando hasta el punto en que algunas de ellas sólo dependen de estas coberturas para desplazarse entre hábitats aislados entre sí (Romero et al., 2014). Al igual que los diversos tipos de cursos de agua, las quebradas poseen una alta proporción de especies vegetales endémicas y nativas, principalmente las que poseen caudal permanente a lo largo del año, pues permiten desarrollar una vegetación arbórea y arbustiva considerable (Stoll et al., 2006). De hecho, Estades & Temple (1999) plantean que las quebradas afectan positivamente la riqueza de especies de avifauna. No obstante, como estas quebradas tienen suelos sombríos con alto contenido de materia orgánica y humedad, son áreas predilectas para la propagación y colonización de especies exóticas, especialmente en quebradas cercanas a zonas urbanas (Nebel & Porcile, 2006). En Chile, la mayoría del bosque nativo localizado a lo largo y alrededor de las quebradas ha sido sustituido por plantaciones forestales cuya propagación ha causado la acidificación del suelo y la transformación de estos cursos de agua afluentes en influentes, lo cual ha perjudicado a la avifauna (Schlatter, 1977; Cornejo, 2015). Sin embargo, las aves tienen una alta flexibilidad en adaptarse a estos nuevos hábitats forestales en comparación con otras especies de fauna (Brockhoff, 2009).

Matorral arborescente, matorral pradera y matorral.

En varios estudios, el matorral arborescente resulta ser la más diversa, enriquecida y equitativa de toda el área de estudio analizada (Van Heezik et al., 2008; Njoroge et al., 2013). Al contar con una mayor participación del estrato arbóreo en la cobertura vegetal (manteniendo altas proporciones de vegetación herbácea y arbustiva), se configura un follaje continuo que beneficia a las especies de aves correspondientes a las zonas boscosas, permitiendo que especies de los tres estratos vegetacionales coexistan en una zona muy reducida (Njoroge et al., 2013). Tal es el caso del matorral que rodea al área

urbana de Nairobi (Kenia), cobertura que posee el máximo valor del índice de Shannon en avifauna para toda el área de estudio (Njoroge et al., 2013). Los autores señalan que esta cobertura posee una alta diversidad porque constituye un área de circulación, reposo y alimentación de las especies procedentes de la vegetación riparia y boscosa. Esta convergencia trae como resultado que esta cobertura albergue el 31% de las especies de avifauna registradas en toda la investigación (superando a la sabana que posee un 20% y los bosques que contienen el 16% de las especies identificadas), muchas de ellas especies nativas y endémicas que no se encuentran en el área agrícola y urbana de Nairobi (Njoroge et al., 2013). Los mismos resultados se extrajeron en el estudio de Van Heezik et al. (2008) quienes plantean que los fragmentos de matorral arborescente conforman la cobertura más diversa y enriquecida de Dunedin (Nueva Zelanda). Sus elevados valores del índice de Shannon y riqueza de avifauna se condicen con la alta proporción de arbustos nativos y endémicos, ya que se encontró una correlación directa entre estos parámetros de diversidad y el origen de este tipo de vegetación. Los gremios alimenticios más favorecidos por esta cobertura son los insectívoros que buscan su alimento en el suelo y en las hojas de los arbustos, y los nectarívoros, siendo los mismos que según Chace & Walsh (2005) corresponden a los más sensibles a la urbanización. De hecho, esta cobertura presenta el máximo valor de abundancia de las especies nativas (incluyendo a las nectarívoras) y el mínimo para las especies exóticas (donde hay una muy baja presencia del gorrión, el estornino europeo y el mirlo euroasiático). La misma tendencia se observa en el matorral arborescente de Cayena (Guayana Francesa) donde se encuentra el 53% de las especies más abundantes de esta área de estudio, acumulando una cantidad inferior respecto a los jardines del centro de la ciudad (79%) (Raynaud & Thioulouse, 2000). Por lo tanto, la alta heterogeneidad del hábitat (por la presencia casi equilibrada de los tres estratos de la vegetación) y la preponderancia de vegetación nativa o endémica permiten que esta cobertura albergue especies de avifauna especialistas.

En comparación con el matorral arborescente, el matorral pradera exhibe una mayor participación del estrato herbáceo en la configuración del hábitat para diversas especies de avifauna. No obstante, también presenta altos valores de diversidad y riqueza de aves y vegetación leñosa aunque no tan elevados como en la cobertura anteriormente mencionada. El estudio de Berget (2006) en la ciudad de Bogotá se descubrió que los parques de la ciudad constituyen fragmentos de la Sabana de Bogotá, ya que estas áreas poseen una amplia cobertura de vegetación herbácea y posee numerosas especies de avifauna asociadas a esta pradera que conforma la matriz natural del área urbana. Tras los pocos remanentes del bosque nativo andino, esta cobertura fraccionada posee altos valores de riqueza e índice de diversidad de Shannon en avifauna. El estudio realizado por Blair & Johnson (2008) en Saint Paul (Minnesota, Estados Unidos) sigue la misma línea dado que las reservas naturales cubiertas por praderas poseen el valor más alto de riqueza, índice de diversidad Shannon, equitatividad de Pielou en avifauna para toda la gradiente de urbanización. Además, esta cobertura posee el máximo número de especies (aproximadamente 35) y el segundo máximo valor del índice de Pielou (0,850) si se compara con las áreas naturales de Palo Alto (chaparral interior de California) y Oxford

(bosque mixto de Ohio). Esta cobertura también se caracteriza por ser diversa porque el índice de Shannon es de $H' = 2,700$ (Blair & Johnson, 2008).

Al igual que el matorral pradera y el matorral arborescente, la cobertura matorral también ha sido catalogada como diversa, equitativa y dotada de una numerosa cantidad de especies nativas y endémicas de avifauna. Esta tendencia se puede observar en el polo natural de la gradiente de urbanización en Palo Alto (California, Estados Unidos) donde el chaparral (matorral de la zona mediterránea de dicho estado) posee el segundo valor más alto de riqueza con 22 especies tras las 25 correspondientes a la pradera de Minnesota, además de concentrar el número máximo de especies para todas las coberturas de la ciudad costera (Blair & Johnson, 2008). Adicionalmente, el chaparral posee el valor máximo del índice de equitatividad de Pielou ($E = 0,900$) comparado con las coberturas que circundan las áreas urbanas de Saint Paul (pradera) y Oxford (bosque mixto). Este elevado valor de equitatividad se explica por la baja concentración de especies territoriales (que conforman el 70% de la comunidad de avifauna del matorral) respecto a las otras coberturas mencionadas, lo que favorece la coexistencia de un mayor número de especies hasta lograr casi la igualdad en el tamaño de sus poblaciones (Blair & Johnson, 2008). Cabe destacar que los altos valores en los parámetros de diversidad en el matorral se logran por la alta proporción de vegetación nativa en los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo (Blair & Johnson, 2008). En Italia, el estudio de Sorace & Gustin (2010) coinciden con los resultados de Blair & Johnson (2008) puesto que la maquia o el matorral mediterráneo de la cuenca homónima posee el máximo valor de riqueza de avifauna en la comparación de los gradientes de urbanización para 27 ciudades del país. Esto se relaciona con la alta presencia de vegetación arbustiva y arbórea nativa, las cuales configuran el hábitat idóneo para las especies pertenecientes al gremio de los insectívoros y los granívoros, además de concentrar el mayor número de especies que buscan su alimento en el suelo y en la vegetación a salvo de los depredadores (Sorace & Gustin, 2010). De este modo, los tres tipos de matorral se caracterizan por presentar una compleja heterogeneidad del hábitat (con el leve predominio de algún estrato que le permite atribuir su denominación) compuesta por comunidades vegetales mayoritariamente nativas y endémicas, lo que se refleja en la enorme diversidad de especies de avifauna de origen nativo y endémico, constituyendo zonas donde las especies *urban avoiders* pueden sobrevivir en territorios que guardan una corta distancia con el núcleo urbano.

Bosques urbanos.

Los bosques urbanos están adquiriendo una mayor relevancia para la conservación de la biodiversidad silvestre en las ciudades. Esta cobertura tiene una gran capacidad para albergar un amplio número de especies de vegetación leñosa que crecen naturalmente en una zona (Smith et al., 2009). No obstante, en Chile esta cobertura está compuesta principalmente por especies arbóreas exóticas tales como los eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), pinos (*Pinaceae*) y aromos australianos (*Acacia* spp.). En cambio, ciudades europeas como Estocolmo (Suecia) o Flandes (Bélgica) poseen bosques urbanos que

albergan especies vegetales nativas y en peligro de extinción (Colding et al., 2003; Cornelis & Hermy, 2004). Cabe destacar que si bien estas coberturas constituyen un hábitat fundamental para estas especies amenazadas, no garantizan su protección efectiva si se comparan con las reservas naturales. De todos modos, si los bosques urbanos están compuestos por especies leñosas nativas, estas coberturas garantizan el abastecimiento de un hábitat sustancial para la sobrevivencia de diversas aves urbanas (Cornelis & Hermy, 2004). Al igual que los parques y plazas, el tamaño de estos bosques tiene una relación directa con la riqueza de especies de avifauna (Sasvari, 1984; Tilghman, 1987). Sin embargo, por más grande que sea esta cobertura, los bosques nativos siempre contienen el cuádruple de su riqueza de especies (Tilghman, 1987). En la misma línea, se evidenció que tanto la riqueza de especies como la densidad de individuos es menor en los bosques de baja extensión (Askins et al., 1987). A menudo, los bosques urbanos conforman corredores biológicos que tienen la función de conectar diversos ecosistemas, en donde especies de múltiples taxones (entre ellos las aves) se ven beneficiadas (Carrera & Kucharz, 2006).

Playas, dunas y arenales.

En las ciudades costeras, las playas conforman complejos hábitats que pueden albergar un gran número de aves costeras y marítimas (Colwell & Sundeen, 2000). Las playas son importantes para las aves playeras y migratorias porque brindan lugares de descanso (principalmente para las gaviotas, pelícanos y cormoranes), fuentes de alimentación, sitios de anidamiento y crianza de pichones (Colwell & Sundeen, 2000; Dugan et al., 2015). Por ejemplo, se ha concluido que sobre la línea media de pleamar se localizan los hábitats de nidificación de aves costeras y migratorias, donde muchas de ellas están en categorías de conservación y/o son endémicas (Dirzo & Raven, 2003). En variadas ocasiones, las especies más numerosas de esta cobertura son los playeros y, en segundo lugar, las gaviotas. Aunque las especies terrestres comprenden una porción ínfima de la comunidad de avifauna, éstas son muy diversas (Dugan et al., 2015). A pesar de su gran valor para la biodiversidad, los ecosistemas costeros están siendo vulnerados por la urbanización, trayendo consigo la pérdida de biodiversidad y el aumento de la frecuencia de perturbaciones antrópicas (Araujo & Pereira, 2008). En consecuencia, la abundancia y riqueza de especies de avifauna disminuye a medida que aumenta el número de personas y fauna doméstica (especialmente los perros), pues ambos factores alteran el comportamiento de las aves playeras (McCrary & Pierson, 2000; Delgado et al., 2010). En cuanto a la vegetación, las especies nativas son fundamentales para esta cobertura porque estabilizan estos ambientes. Además, las especies vegetales nativas perfeccionan el hábitat para las aves playeras en su época de nidificación (Coastal Care, 2017). Al contrario, la vegetación exótica (de los tres estratos de vegetación) no está adaptada para tolerar la sal, por lo que implica un desequilibrio para estos ambientes (Maine Sea Grant, 2017).

Plantaciones forestales.

Debido a la intensiva actividad forestal en la región, las plantaciones forestales ocupan casi el 50% de la superficie comunal de Pichilemu. La habilitación de esta cobertura genera profundos cambios en la estructura y composición de avifauna y vegetación leñosa, puesto que los monocultivos conllevan la persistente disminución de bosque nativo y posterior pérdida de flora y fauna silvestre en áreas adyacentes (Carrera & Kursarz, 2006). Por ejemplo, en el norte de España se constató que la equitatividad (medida en el índice de Pielou) y la diversidad (medida a través del índice de Shannon) de avifauna en el monocultivo de *Pinus radiata* es inferior a la que se obtuvo en el bosque caducifolio nativo (Carrascal & Tellería, 1990). Esto se podría explicar por las alteraciones que tienden a disminuir la complejidad del hábitat de la avifauna a través de la remoción del estrato arbustivo y la consecuente proliferación de especies herbáceas, favoreciendo sólo a algunas especies para habitar u ocupar los recursos de las plantaciones (Avery & Leslie, 1990; Carrascal & Tellería, 1990). Por ende, esta práctica disminuye el número de especies vegetales nativas (en su mayoría pertenecientes al estrato arbustivo) tras la habilitación de plantaciones de pinos (*Pinus* spp.) (Cowling et al., 1976). Esta tendencia demuestra que la extensión de la cobertura vegetal no refleja su calidad para albergar especies de avifauna, como se demostró en un estudio de este taxón en la ciudad de Ipatinga (Brasil) en donde la amplia cobertura de las plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) no se condice con la riqueza de aves porque este monocultivo no brinda los recursos suficientes para sustentar a varias especies nativas (Fuscaldi & Loures-Ribeiro, 2013). Además, el estudio en Nueva Zelanda reveló que las plantaciones forestales dificultan el establecimiento de las especies insectívoras, frugívoras y las que nidifican en cavidades al proveer una baja variedad de insectos, frutos y semillas (Clout & Gaze, 1984).

Áreas verdes urbanas.

En cuanto a las áreas verdes urbanas, los parques y plazas conforman los principales componentes de soporte de la biodiversidad urbana, puesto que a la alta disponibilidad de árboles, arbustos y jardines representan hábitats, sitios de refugio, nidificación y alimentación (Park & Lee, 2000; Brito et al., 2017). De esta forma, los parques y plazas constituyen en hábitats urbanos indispensables para la avifauna (Calvo, 2008). Los elementos que condicionan la complejidad de la estructura de las comunidades de avifauna son el follaje arbóreo, densidad de la vegetación, número de troncos de los árboles y la extensión de la plaza o parque. Por ejemplo, a medida que el follaje tenga mayor volumen (Brito et al., 2017) y el área de estos componentes de infraestructura verde sea más extensa (Faggi & Martínez, 2013), la riqueza de las aves es mayor. No obstante, la comunidad vegetal de las plazas y parques están en gran parte dominada por especies exóticas, como lo postula Martínez et al. (2010) en Mendoza.

Terrenos abandonados.

Los terrenos abandonados o tierras vacantes son áreas donde la vegetación se desarrolla espontáneamente (Bonthoux et al., 2014; Meffert, 2017). A pesar de que esta cobertura es creada por el proceso de urbanización, los terrenos abandonados se particularizan por la falta de manejo en la estructuración de las comunidades vegetales que habitan estos espacios. Además, los terrenos abandonados se definen por ser dinámicos tanto en el espacio (la ubicación de estos espacios en función de la construcción y demolición) y el tiempo (todos los parches de esta cobertura están sometidos a un cambio constante por el desarrollo de la sucesión ecológica) (Bonthoux et al., 2014). Así, la edad es un factor clave en la configuración de la biodiversidad porque mientras más tiempo perdure el parche, este desarrolla una mayor heterogeneidad del hábitat al igual que los parques analizados por Fernández-Juricic (2000) en Madrid. De hecho, Bonthoux et al. (2014) indica que el tiempo posibilita que la vegetación aumente su densidad y altura en cada estrato, lo cual revela un desarrollo gradual de la sucesión ecológica de estos espacios. Incluso se plantea que la diversidad beta de los hábitats puede ser tan alta a final de este proceso que es posible hallar especies de avifauna urbana especialista del hábitat exclusivamente en esta cobertura, muchas de las cuales son amenazadas y/o tienen una reducida abundancia relativa (Meffert, 2017). Por lo tanto, este autor plantea que si un terreno abandonado es extenso y posee un largo período de existencia, puede albergar cuantiosas poblaciones tanto de especies de avifauna *urban exploiters* como de *urban adapters* tal como sucede en Berlín (Alemania). De acuerdo a estos antecedentes, la diversidad alfa de los terrenos abandonados suele ser menor a la encontrada en los parques debido a la alta presencia de vegetación exótica que favorece sólo algunas especies de aves (Maurer et al., 2000; Meffert, 2017). Sin embargo, si la comunidad vegetal estuviese compuesta por especies nativas, la riqueza de especies de avifauna casi puede equiparar a la que se puede detectar en los parques como sucede en Valencia (España) (Murgui, 2005; Meffert, 2017).

Aeródromos.

Los aeródromos constituyen coberturas de suelo que contienen una alta diversidad de especies de avifauna y vegetación leñosa. Por ejemplo, el estudio de Weitz (1999) en Aktion (Grecia) reveló que el aeródromo es un territorio que cuenta con altos valores de riqueza y abundancia de avifauna debido a la gran variedad de hábitats que posee el recinto (praderas con especies herbáceas de diferente altura y densidad, agrupación de arbustos a lo largo de una acequia, áreas desprovistas de vegetación, cuerpos de agua temporales y semi-temporales). Esta configuración heterogénea del paisaje conforma condiciones favorables para la alimentación, reposo y reproducción de muchas especies de avifauna que cumplen diferentes nichos ecológicos. La misma conclusión se obtuvo para el aeródromo de Lembata (Indonesia) donde no sólo es una cobertura de suelo que posee alta riqueza de especies (superando a los bosques mixtos de vegetación exótica y nativa), sino que también es un área de confluencia para muchas especies migratorias (que ocupan la ruta de migración entre Australia y Asia Oriental), entre ellas el zarapito

(*Numenius phaeopus*) (Trainor, 2003). De hecho, este aeródromo también cuenta con tres hábitats diferentes tales como las praderas, las áreas sin vegetación y los manglares. En el condado de Santa Rosa (Florida, Estados Unidos), Wright & Tuberville (2017) plantean que los aeródromos constituyen “oasis de biodiversidad” porque son coberturas que no están propensas a la densificación de las viviendas, lo cual se refleja en la alta cantidad de especies nativas, endémicas y amenazadas registradas en comparación con las áreas urbanas adyacentes. Al igual que en Lembata y Aktion, la heterogeneidad del hábitat de estas coberturas es un factor clave para sostener una amplia diversidad de especies de aves y vegetación.

Instalaciones deportivas y de ocio.

La cobertura “instalaciones deportivas y de ocio” engloba los jardines privados y la infraestructura deportiva. Por más que los jardines privados no sean catalogadas como áreas verdes urbanas, estos pequeños espacios contribuyen de manera sustancial a la red de infraestructura verde de toda una ciudad (Gastón et al., 2005; Wilson, 2010). Los jardines privados son áreas potenciales para mejorar la biodiversidad de las ciudades al considerar la diversidad de especies vegetales de todos los estratos (arbóreo, arbustivo y herbáceo) sumada a la buena gestión de sus propietarios por mantener estos espacios en buen estado durante gran parte del año (Gastón et al., 2005; Smith et al., 2006; Vélez & Herrera, 2015). No obstante, aunque estas áreas incrementan el número de especies vegetales en las áreas urbanas, gran parte de ellas son de origen exótico, por lo que amenazan a la vegetación nativa en ambientes naturales circundantes. Esta disminución de especies nativas en áreas contiguas es causada a la facilidad de algunas especies exóticas de dispersarse y colonizar nuevos hábitats (Dehnen-Schmutz et al., 2017). De todas formas, la gran diversidad de flora en los jardines privados proveen recursos alimenticios, refugio y zonas de nidificación para la avifauna urbana, cuyo beneficio es incrementado por el abastecimiento regular de agua (Thompson & Head, s.a.). Esto implica que los jardines privados sean hábitats urbanos primordiales para la vida silvestre, por lo que si se propicia el aumento de su cubierta vegetal se generará un aumento de la biodiversidad silvestre en las ciudades (Sullivan & Wilson, 2008). Respecto a la infraestructura deportiva, existe muy pocas investigaciones especializadas en analizar su papel para albergar y mantener la biodiversidad urbana.

Tejido urbano continuo y discontinuo.

El tejido urbano discontinuo está asociado a las áreas suburbanas de las ciudades puesto que representa el nivel intermedio de urbanización sobre un territorio. El tejido urbano discontinuo se caracteriza por concentrar valores moderados en la cobertura de superficie pavimentada y edificada, densidad de los componentes de infraestructura (edificaciones de toda índole, postes de electricidad y telefónicos, postes lumínicos, cables, antenas, red vial, entre otros), altura de las edificaciones y frecuencia de las

perturbaciones antrópicas (número de peatones, ciclistas, vehículos, depredadores domésticos, ruidos de alta intensidad sonora). También posee valores medios en la cobertura vegetal (con distribuciones variables en la cobertura de cada estrato), de la cual se compone tanto de especies exóticas como nativas (Emlen, 1974; Blair, 1996; Clergeau et al., 1998; Leveau & Leveau, 2004; Juri & Chani, 2005; Melles, 2005; Blair & Johnson, 2008; Van Heezik et al., 2008; Ortega-Álvarez & McGregor-Fors, 2010; Villegas & Garitano-Zavala, 2010; McGregor-Fors & Schondube, 2011; Faeth et al., 2012; Njoroge et al., 2013; Paker et al., 2013; Soto, 2014; Silva et al., 2015).

A partir de las moderadas intensidades de las condiciones bióticas y abióticas localizadas en el tejido urbano discontinuo, estas zonas reúnen los valores máximos de los índices de diversidad alfa (salvo la abundancia) para todo el área urbana (Blair, 1996; Blair & Johnson, 2008; Faeth et al., 2012). Esta distribución unimodal de estas variables se debe a múltiples mecanismos y condiciones que operan de manera simultánea tales como la presencia equilibrada de especies de vegetación nativa y exótica (por ende, una mayor cantidad y variedad de alimentos que sustentan cadenas tróficas más complejas que benefician a múltiples gremios alimenticios); la alta diversidad estructural del hábitat (donde la presencia de los tres estratos de vegetación y la infraestructura otorga mayores posibilidades de satisfacer las necesidades vitales de especies de avifauna muy diferentes entre sí); el régimen de riego, fertilización y mantención de la vegetación (que incrementa la productividad primaria neta), y la hipótesis de la perturbación intermedia. Este último postulado indica que los máximos niveles de riqueza se encuentran en zonas con moderados niveles de perturbación al dificultar la presencia de especies altamente competitivas que apartan a las de menor capacidad de competencia, generando una coexistencia de un alto número de especies (Connell, 1978, en Faeth et al., 2012).

A pesar de presentar leves diferencias en función de cada zona biogeográfica, el tejido urbano discontinuo es el que posee la mayor cantidad de gremios tróficos al posibilitar la coexistencia entre insectívoros aéreos, granívoros, omnívoros (Leveau & Leveau, 2004). Otra forma de dimensionar la elevada diversidad de especies de aves en esta cobertura es a través del tipo de hábitat usado por la avifauna para alimentarse, nidificar y refugiarse o descansar (Díaz & Armesto, 2003). De acuerdo a estos autores, el tejido urbano discontinuo de Santiago de Chile está habitado por especies que ocupan diferentes componentes de la heterogeneidad estructural del hábitat como por ejemplo las “aves de árboles-suelo” (especies que se refugian y nidifican en la copa de los árboles pero que se alimentan en el suelo), “aves de follaje” (especies que llevan a cabo todas estas actividades vitales en el follaje de los arbustos y árboles) y “aves de construcciones” (especies que tienen como sitios de refugio y nidificación particularmente en la infraestructura).

El estudio de Blair & Johnson (2008) concuerdan con la alta diversidad de gremios tróficos contenida en esta cobertura al postular que existe una cierta convergencia de aves de diversas técnicas de sobrevivencia derivadas de su fisionomía y comportamiento. A partir de su investigación en las ciudades de Palo Alto (California), Saint Paul (Minnesota) y Oxford (Ohio), los valores máximos de diversidad, riqueza y equitatividad

han sido alcanzados en los niveles medios de urbanización, evidenciando una tendencia unánime para las tres urbes. Los usos de suelo suburbanos (barrios residenciales, campos de golf y áreas de recreación) son zonas de transición entre la homogeneidad y diversidad biótica de las aves urbanas, en donde muchas especies endémicas insectívoras (provenientes de la matriz natural) con complejas técnicas para buscar alimento y construir nidos coexisten con pocas especies exóticas granívoras caracterizadas por la monotonía en aquellas habilidades (Blair & Johnson, 2008). Además, los autores expresan que a medida que el uso de suelo esté más ligado a la morfología urbana, la territorialidad de las especies disminuye al detectar que las especies más dominantes de las ciudades poseen un comportamiento gregario que les permite obtener sus recursos con mayor eficacia, difiriendo a las especies endémicas que debido a su especialidad del hábitat tienen que obtener individualmente el alimento (Blair & Johnson, 2008). Por lo tanto, el tejido urbano discontinuo es la convergencia entre especies territoriales y gregarias de avifauna. Ante la coexistencia entre especies de avifauna *urban exploiters* con las *urban adapters*, las zonas suburbanas son el límite físico de la homogeneización biótica de la avifauna en las ciudades.

Existe un amplio consenso de que el tejido urbano continuo está concentrado en el núcleo urbano de las ciudades porque están los mayores valores de densidad de los componentes de infraestructura urbana, cobertura de superficie pavimentada y edificada, altura de las edificaciones y periodicidad de las perturbaciones antrópicas. (Emlen, 1974; Blair, 1996; Clergeau et al., 1998; Leveau & Leveau, 2004; Melles, 2005; Blair & Johnson, 2008; Van Heezik et al., 2008; Ortega-Álvarez & McGregor-Fors, 2010; Villegas & Garitano-Zavala, 2010; McGregor-Fors & Schondube, 2011; Faeth et al., 2012; Njoroge et al., 2013; Paker et al., 2013; Soto, 2014; Silva et al., 2015; Chang & Lee, 2016). Al mismo tiempo, estas zonas poseen las concentraciones mínimas de cobertura vegetal (por ende, su productividad primaria neta) en todos sus estratos, de la cual en su mayoría está compuesta por especies exóticas. Para este estudio, la productividad primaria neta es la cantidad de energía disponible (manifestado en cantidad de glucosa) en las plantas tras su respiración celular, lo cual constituye una base para la cadena trófica (Elmqvist et al., 2013).

Como resultado, el tejido urbano continuo concentra los mínimos valores de riqueza de avifauna y los máximos en abundancia y biomasa del mismo taxón, en donde en su mayoría está compuesta por pocas especies exóticas sinantrópicas que utilizan los componentes de la infraestructura urbana para realizar sus actividades diarias (alimentación, descanso, canto, reproducción y nidificación), por lo que no dependen absolutamente de la cobertura vegetal para realizar su ciclo vital (Blair, 1996; Clergeau et al., 1998; Leveau & Leveau, 2004; Blair & Johnson, 2008). Además, estas especies *urban exploiters* (bajo la nomenclatura de Blair en su estudio del año 1996) poseen una mayor tolerancia frente a las perturbaciones antrópicas, permitiéndoles permanecer por una mayor cantidad de tiempo en territorios altamente densificados. No obstante, es necesario aclarar que no todas las especies beneficiadas por la urbanización son de origen exótico, pues existen especies nativas *urban exploiters* en diferentes ciudades como por ejemplo la miná común (*Acridotheres tristis*) en Singapur (Singapur), Tel Aviv (Israel) y Calcuta

(India) (Lim & Sodhi, 2003; Paker et al., 2013; Sengupta et al., 2013). Otra especie nativa que es favorecida por la urbanización es la urraca de Hudson (*Pica hudsonia*), especie omnívora norteamericana donde es partícipe clave en la depredación de nidos de otras especies nativas que habitan en barrios céntricos y suburbanos (Maestas et al., 2003).

Zonas de extracción de áridos.

Finalmente, las zonas de extracción de áridos constituyen coberturas que presentan comunidades vegetales y de avifauna empobrecidas tanto en su estructura como en su composición. Estas zonas habitualmente reciben los valores más bajos en riqueza, densidad y diversidad en los estudios comparativos entre diferentes coberturas de suelo, como es el caso de las áreas extractivas del cauce del río Saône (Francia) donde apenas se registraron 3 especies de vegetación herbácea (ante la ausencia de vegetación leñosa) y ninguna de avifauna (Godreau et al., 1999). Por su parte, el estudio de Krynski & Golawski (2019) indican posibles razones de la reducida biodiversidad en estas coberturas al comparar 64 zonas de extracción de áridos en el centro-oeste de Polonia. La primera de ellas es que las zonas extractivas cuya área de excavación ocupa más del 50% de la superficie total de la cobertura disponen de menos espacio para la colonización de especies vegetales correspondientes a las primeras fases de la sucesión ecológica. La otra razón consiste en la intensidad de la explotación, en donde las zonas de explotación intensiva (a escala industrial) implican la circulación constante de personas y de vehículos pesados, provocando consecuencias adversas para la biodiversidad (la remoción del sustrato edáfico en el caso de la vegetación y la emisión de ruido para la avifauna) (Krynski & Golawski, 2019). De este modo, estos autores señalan que las zonas de extracción de áridos con amplias áreas de excavación y de explotación intensiva se traducen en bajos valores de riqueza, densidad e índice de diversidad de Shannon (alcanzando un media de $H' = 0,740$).

Métodos de medición de la biodiversidad empleados en la literatura.

Cabe destacar que los resultados de la mayoría de estos estudios han sido posibles por la utilización del método de los transectos o el del punto de radio fijo para evaluar la avifauna en las zonas urbanas, suburbanas y periurbanas. En particular, estudios tales como el de Lim & Sodhi (2004), Leveau & Leveau (2004), Fuscaldi & Loures-Ribeiro (2013) han empleado transectos lineares de 100 metros de longitud por 50 metros de ancho por su efectividad para comparar diversos hábitats. Por su parte, autores tales como Blair (1996), Reynaud & Thioulouse (2000), Blair & Johnson (2008), Van Heezik et al., 2008, Villegas & Garitano-Zavala (2010), Paker et al. (2013) y Chang & Lee (2016) han optado por emplear los puntos de radio fijo para abarcar la mayor cantidad de puntos de muestreo posible durante la muestra de datos. Respecto a la vegetación leñosa, Clergeau et al., (1998) ha ocupado el método de las parcelas de muestreo para medir la estructura de sus comunidades en Quebec (Canadá) y Rennes (Francia).

2.3 Mosaico urbano.

2.3.1 ¿En qué consiste un mosaico?

La ecología del paisaje es el estudio de las relaciones de causalidad existentes entre las comunidades de seres vivos y sus condiciones ambientales en un paisaje específico (Troll, 1971). Esta disciplina formulada por Troll en 1938 integra los aspectos geofísicos del territorio (proporcionados por ciencias de la Tierra tales como la hidrología, geomorfología y la geología) con sus aspectos biológicos (contribuidos por ciencias como la ecología y la biología).

Aunque esta disciplina ha tenido un gran desarrollo en la segunda mitad del siglo XX, a partir de la década de los 1980s la ecología del paisaje tuvo un período de fortalecimiento debido a los aportes de conocimiento generados por la investigación de nuevas temáticas como la fragmentación del hábitat y conservación de la biodiversidad, el surgimiento de los corredores ecológicos y la conectividad (Subirós et al., 2006). Además, el desarrollo y aplicación de métodos cuantitativos permitió que la disciplina adquiriera una nueva forma de medir los atributos estructurales del paisaje (área, tamaño, distancia y número) (Gurrutxaga & Lozano, 2008).

La ecología del paisaje posee un enfoque sistémico formado por las contribuciones de la teoría general de los sistemas. En este sentido, un paisaje es producto de la sinergia de los procesos que relacionan sus componentes en diferentes escalas espaciales y temporales (Gurrutxaga & Lozano, 2008). Por lo tanto, la alteración de uno o más componentes conlleva la transformación profunda del paisaje como sistema. De hecho, a partir de la definición de paisaje de Forman & Godron (1986) se puede deducir que la modificación de uno de los tantos ecosistemas interactuantes de un paisaje conlleva que esta área terrestre heterogénea distinguible pueda tener cambios radicales en su morfología y función.

Esta innovadora disciplina visualiza de manera sintética el paisaje fusionando la heterogeneidad horizontal o espacial de la geografía (que se encarga de analizar la distribución de los paisajes en el territorio) con la vertical de la ecología (centrada en la relación mutua entre los elementos bióticos y abióticos en un paisaje determinado) (Subirós et al., 2006). De esta forma, el paisaje se constituye en un objeto de estudio holístico, sistémico y multiescalar.

En la misma línea, para comprender el paisaje se analizan los atributos estructurales y morfológicos del territorio en un lapso determinado o su evolución a lo largo del tiempo, proporcionando indicios en cómo funcionan estos componentes desde el punto de vista ecosistémico. Así, características intrínsecas de los paisajes como la estructura, funcionalidad y el cambio constituyen en perspectivas fundamentales del análisis de la ecología del paisaje (Subirós et al., 2006). Por lo tanto, los aspectos estructurales de un paisaje tienen respuesta en la forma en cómo se distribuyen sus organismos vivos.

La morfología del paisaje se encuentra íntimamente ligada con la funcionalidad, puesto que entre los diferentes componentes de un paisaje intercambian energía, materia, información, organismos, entre otros. La configuración de este atributo del paisaje es definida por los procesos naturales y la actividad antrópica en diferentes grados. En los paisajes más antropogenezados como las ciudades, la sociedad es la variable ecológica preponderante al momento de originar la morfología del paisaje y, por ende, las funciones ecosistémicas resultantes (Subirós et al., 2006).

Como su objeto de estudio es considerado un sistema, la ecología del paisaje propone un modelo para comprender su estructura, funcionamiento y cambio. Este modelo es un mosaico, el cual se encuentra compuesto por tres elementos espaciales: parche, corredor y matriz. El mosaico y la distinción de cada uno de estos elementos son aplicables a cualquier escala de estudio (desde la microscópica hasta la global) (Subirós et al., 2006). De hecho, Vásquez (2002) indica que este concepto es totalmente aplicable a las ciudades porque constituyen mosaicos de usos y coberturas del suelo. Existen tres procesos que permiten la discriminación entre un parche, corredor y matriz: diferencias en el sustrato, la dinámica biogeofísica y la actividad humana (Subirós et al., 2006). Las interacciones entre estos tres elementos espaciales definen un paisaje (Gurrutxaga & Lozano, 2008).

La matriz es el elemento estructural dominante que contiene a los parches y corredores debido a su prolongada continuidad espacial (Durán et al., 2002). Respecto a su funcionalidad, la matriz es el elemento más extenso del mosaico, por ende, termina realizando un papel primordial en la dinámica del paisaje (Subirós et al., 2006).

En cuanto a los corredores, éstos son elementos lineales del paisaje que cumplen la función de conectar los diferentes parches aislados por la matriz (Gurrutxaga & Lozano, 2008). Por su parte, Vásquez (2002) define a estos componentes cuando dos o más parches habilitan flujos en el paisaje. Los corredores se originan de manera natural (siguiendo los patrones de las redes de drenaje, las vías de migración de los animales o las diferencias litológicas e hidrológicas del paisaje) o siguiendo la dinámica antrópica (representado por infraestructura, redes de sistemas de transporte terrestre, límites de propiedades, entre otros) (Morláns, s.a.).

Por su parte, los parches no poseen una nomenclatura unificada en los diferentes artículos de la literatura científica, ya que son denominados como fragmentos, teselas, manchas, nodos, entre otros. Subirós et al. (2006) los definen como unidades relativamente morfológicas que se pueden diferenciar en el territorio. Por su parte, Pickett & Cadenasso (1995) concluyen que los parches son unidades estructurales del paisaje diferenciadas por sus estructuras o composición biótica y abiótica. De la misma forma, Gurrutxaga & Lozano (2008) indican que un parche es una unidad homogénea y estructural mínima del paisaje cartografiable que posee características auténticas. Durán et al. (2002) manifiestan que los criterios que distinguen a cada parche deben ser edafológicos, litológicos, topográficos, biológicos (vegetación u otros organismos estructural o funcionalmente importantes) y antrópicos. No obstante, para efectos de este estudio los parches corresponden a unidades espaciales diferenciadas y aisladas que

actúan como ecosistemas en un paisaje urbano (Forman & Godron, 1986; Vásquez, 2002).

Con esto antecedentes, se puede postular que la ecología del paisaje es aplicable a los patrones de biodiversidad porque relaciona sus elementos estructurales con las dinámicas de la vida silvestre en el territorio (Gurrutxaga & Lozano, 2008). La composición, configuración y conectividad del paisaje son factores directos de la distribución de los hábitats y, por ende, de la biota en el territorio (Wu, 2011). Para ello, el modelo fundamental de la ecología del paisaje es el mejor marco conceptual y de análisis para ver esta relación causal.

Garden et al. (2006) indican que esta disciplina permite percibir la heterogeneidad dinámica no sólo del paisaje urbano, sino que también de la biodiversidad contenida en diferentes niveles de jerarquía ecológica. El paisaje urbano contiene a una serie de parches que se forman a través de la interspersión del ambiente construido con la cobertura vegetal (artificial y natural, en donde estos últimos constituyen los parches remanentes de vegetación nativa) y los espacios abiertos en diferentes grados, generando una influencia en la cantidad y calidad de los hábitats. Los parches proveen hábitat para múltiples especies dependiendo del tamaño, forma, heterogeneidad, conectividad o aislamiento y régimen de perturbación. Por lo tanto, las poblaciones de fauna son sensibles a toda alteración de las condiciones ambientales de estos componentes del paisaje urbano (Garden et al., 2006). Tanto es así que las características espaciales y estructurales de los parches determinan los factores ambientales que afectan las probabilidades de sobrevivencia de las especies que habitan o realizan reposo en su interior. Por ejemplo, la superficie de un parche tiene correspondencia con la diversidad de especies que éste puede contener. De esta forma, la teoría de la isla biogeográfica desarrollada por MacArthur & Wilson (1967) postula que el área de un parche tiene una relación directamente proporcional con la diversidad de especies albergada y viceversa. Así, un incremento de la superficie de los fragmentos fomenta la mantención de poblaciones mayores y comunidades más diversas (Subirós et al., 2006).

Si existe una continua fragmentación del hábitat, el tamaño promedio de los parches disminuye, lo que conlleva un aumento del efecto borde. Cuando los parches disminuyen su superficie, los factores bióticos y abióticos penetran con mayor facilidad hacia el interior de este elemento del paisaje, conformando un entorno más adverso para la sobrevivencia de las especies del interior (Morláns, s.a.).

Ante la fragmentación y reducción del hábitat producto de la urbanización, ha crecido el interés por estudiar sus efectos en la biodiversidad urbana. No obstante, las perspectivas para explicar sus impactos han sido diferentes según la aproximación de ecología urbana que se trate. De hecho, esta ciencia ha experimentado una evolución en la forma de comprender la complejidad de los aspectos estructurales del paisaje urbano para explicar los patrones espaciales de biodiversidad en las ciudades. Por este motivo, la ecología urbana ha empleado diversos elementos del modelo de la ecología del paisaje, desde la matriz y el parche (compuesto sólo por vegetación) en su primer paradigma, hasta el

mosaico como la sumatoria de parches en el segundo en donde se pone de manifiesto la importancia de incluir criterios biofísicos (principalmente la vegetación) y antrópicos (infraestructura) en su identificación. Así, este estudio explora ambos paradigmas de la ecología urbana para sustentar que las ciudades conforman mosaicos de coberturas de diversa composición cuyos aspectos espaciales determinan la sobrevivencia de la avifauna y vegetación leñosa en Pichilemu.

2.3.2 El Mosaico urbano bajo las diferentes miradas de la ecología urbana.

Ecología “en” la ciudad.

Originado posterior a la Segunda Guerra Mundial, este fue el primer paradigma de la ecología urbana. Los ecólogos afines a esta forma de concebir la naturaleza en las ciudades focalizaron sus esfuerzos en estudiar los hábitats naturales (familiares a los que la ecología ha estado analizando por décadas) rodeados por una matriz urbana existente como contexto. Los hábitats seleccionados dentro de la matriz urbana (parches de bosque remanente, parques, praderas, sitios eriazos, arroyos y humedales) comparten aspectos estructurales con los hábitats naturales. Debido a la marcada influencia de la ecología silvestre, el objeto de estudio es la estructura y dinámica de la biota del ecosistema urbano (Pickett et al., 2016). De esta forma, las preguntas de investigación se relacionan con la biodiversidad, sucesión ecológica, rendimiento y proliferación de las especies exóticas, estructura de la cadena trófica, restricciones de las comunidades bióticas, estructura física y biológica de los cuerpos de agua urbanos y la adaptación de las especies a las perturbaciones de este medio, de las cuales los animales urbanos están teniendo una mayor atención por parte de la academia (McDonnell & Hahs, 2015; Pickett et al., 2016). En consecuencia, la ecología *en* la ciudad se ha destacado por emplear un enfoque centrado en los aspectos biofísicos del ecosistema, es decir, posee la perspectiva tradicional de lo que se entendía por ecosistema desde el inicio de la ciencia ecológica general hasta la década de los 1990s de manera oficial. Por este motivo, el enfoque de este paradigma es de carácter biológico y bio-ecosistémico, centrando la investigación en áreas con vegetación, cuerpos de agua u organismos no humanos que habitan en las zonas urbanas (Pickett et al., 2016). Así, la ecología *en* la ciudad constituye el punto inicial de la ecología urbana marcada por el interés neto en los parches bióticos, relegando los artefactos humanos y los procesos de tomas de decisiones de las personas a un contexto simplificado y de importancia secundaria.

Esta divergencia del territorio urbano provoca que la ecología *en* la ciudad posea una noción simplificada de la heterogeneidad (como elemento transcendental de todo sistema urbano), ya que es representada de manera binaria entre lo construido (matriz) versus lo no construido (parche), un espacio conceptual donde lo inerte y lo vivo se encuentran polarizados en el paisaje (Pickett et al., 2016). La teoría del “parche/matriz” posee bases en la teoría de la isla biogeográfica de MacArthur & Wilson (1967), la cual postula que un territorio está compuesto por parches y corredores con hábitats aptos para el

establecimiento y desarrollo de la biodiversidad rodeados por una matriz hostil e incluso inhabitable para la biota. Este es el motivo por el cual los investigadores de la ecología *en* la ciudad enfatizaban sus estudios de la biota en los parches bióticos de las ciudades. A diferencia del marcado interés de investigar los fenómenos bióticos al interior de los parches, la matriz constituye “todo lo demás” sujeto a la simplificación, es decir, todos los artefactos antrópicos desplegados en el espacio tales como las edificaciones en zonas industriales y residenciales; infraestructura sanitaria, y caminos de toda índole son concebidos raudamente como el componente monótono, anti-biótico y “gris” de las ciudades (Pickett et al., 2016). Es evidente que este paradigma no distingue los diferentes usos de suelo de la ciudad al aglutinarlos como una sola unidad indiferenciada y contraponiéndolos con las coberturas de suelo. Por ejemplo, la ecología *en* la ciudad omite pequeños componentes vegetados presentes en edificaciones e infraestructura gris como los techos y muros verdes y su relación con la biota (Pickett et al., 2016).

Ecología “de” la ciudad.

La ecología *de* la ciudad constituye el segundo paradigma de la ecología urbana que surgió a fines de la década de los 1990s (Pickett et al., 1997a; Grimm et al., 2000; en Pickett et al., 2016). A diferencia del primer paradigma de la ecología urbana, el estudio de la ecología *de* la ciudad no sólo considera los parches análogos determinados por los procesos biofísicos, sino que también la “inerte” matriz urbana (Pickett et al., 2016). De hecho, como bien lo señalan los autores en este paradigma no existe un “afuera” que es forzado a la simplificación y la omisión de todo indicio de biodiversidad urbana. Por este motivo, la biota presente en el espacio construido constituye una nueva oportunidad para comprender los patrones espaciales de la naturaleza en la ciudad que incluso pueden influir en las comunidades que permanecen al interior de los parches vegetados (Morimoto, 2006). Producto de esta evolución, la ecología urbana integra teorías y métodos de las ciencias naturales y sociales para analizar los patrones ecológicos y espaciales de la biodiversidad.

A raíz de esta incorporación de las ciencias sociales, la ecología *de* la ciudad posee un enfoque más holístico e integral caracterizado por acoger un sistema socio-ecológico. Cabe destacar que el concepto socio-ecológico no implica que el sistema social actúe como un simple factor de cambio del sistema biogeofísico en los asentamientos urbanos, todo lo contrario, ambos sistemas tienen la misma importancia contribuir lo que significa ecología al interior de la ciudad (Grimm et al., 2008; Pickett et al., 2016). De hecho, los procesos y estructuras biofísicas y sociales poseen una relación recíproca, dominante y entrelazada (McPhearson et al., 2016; en Pickett et al., 2016). Además, esta simbiosis entre estas dimensiones moldean la estructura y cambios en la ciudad como un todo dado que las retroalimentaciones entre lo biogeofísico y lo social son frecuentes a lo largo del tiempo. Al concebir a las ciudades como sistemas socio-ecológicos, los estudios pueden detectar a los individuos que no necesariamente están restringidos a los parches verdes o azules (cuya estructura es dominada por procesos biofísicos), lo que implica que el análisis efectuado por este paradigma trascienda sus límites y abarque los parches con

presencia de infraestructura arquitectónica (Pickett et al., 2016). La ecología de la ciudad no vela por la concepción binaria entre parche y matriz en el paisaje urbano, sino que constituye un mosaico compuesto por parches de múltiple naturaleza. En consecuencia, este paradigma abandona la concepción dicotómica del paisaje urbano al postular que los parches son híbridos entre los elementos derivados de los procesos bióticos y antrópicos, es decir, los parches no deberían estar conformados totalmente por vegetación ni por infraestructura. Entonces, las edificaciones y las superficies pavimentadas no necesariamente tienen que constituir parches de por sí, desencadenando una curiosa desaparición del concepto de la matriz urbana. Ante esta razón, las coberturas o usos de suelo son en realidad parches que poseen esta condición híbrida (Pickett et al., 2016). Por lo tanto, las investigaciones que se enmarcan en este paradigma teorizan a los parches como entes híbridos que pueden contener diferentes proporciones de componentes estructurales tales como praderas, árboles, cultivos, agua, suelo desnudo, superficie pavimentada y una amplia gama de edificaciones (Pickett et al., 2016). Desde el punto de la biodiversidad, los parches constituyen un entorno capaz de beneficiar o perjudicar la adaptación y sobrevivencia de las especies en diversos grados (Lehmann et al., 2014; Pickett et al., 2016). Por ejemplo, un estudio comparativo de biodiversidad urbana de ciudades de todo el orbe indica que pérdida de densidad de especies fue explicada de mejor manera por las coberturas de suelo y la antigüedad de la urbe más que por factores no antrópicos (clima y topografía) (Aronson et al., 2014).

CAPÍTULO 3: MARCO METODOLÓGICO.

3.1 Área de estudio.

El presente estudio se desarrolló en la ciudad costera de Pichilemu, capital de la provincia Cardenal Caro de la Región del Libertador O'Higgins. Esta ciudad de la Zona Central de Chile se localiza entre las coordenadas 34° 12' de latitud Sur y 71° 30' de latitud Oeste aproximadamente, es decir, a 259 kilómetros al suroeste de Santiago (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). La comuna alberga un total de 16.394 habitantes, de los cuales 12.903 (78,7%) residen en áreas urbanas y 3.491 (21,3%) en zonas rurales (INE, 2017). La población urbana tuvo un crecimiento del 183% entre los años 1982 y 2017, tasa superior a la regional que apenas alcanzó el 81% para el mismo período (INE; 1982; Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010; INE, 2017).

El área de estudio comprende tanto las áreas urbanizadas como los territorios periurbanos circundantes a la ciudad para abarcar la mayor diversidad de coberturas de suelo posible. Como se puede apreciar en la Figura 3, limita al norte y al oeste con el Océano Pacífico, mientras que al sur y al este está definido por el margen propuesto por el proyecto Paisaje FAU. La delimitación del área de estudio está fundamentada por la intersección de las imágenes satelitales que se utilizaron para un análisis multitemporal de

las coberturas de suelo de Pichilemu en el proyecto ya mencionado (entre los años 1978, 1994, 2004 y 2016).

La marcada expansión física y demográfica de la ciudad de Pichilemu ha provocado la artificialización de los suelos a costa de las coberturas naturales. Este proceso ha traído consigo una serie de consecuencias negativas para el medio ambiente tales como la fragmentación, reducción y degradación de los hábitats, la transformación de los procesos naturales y la pérdida de biodiversidad (ATS & Paisaje FAU, 2016).

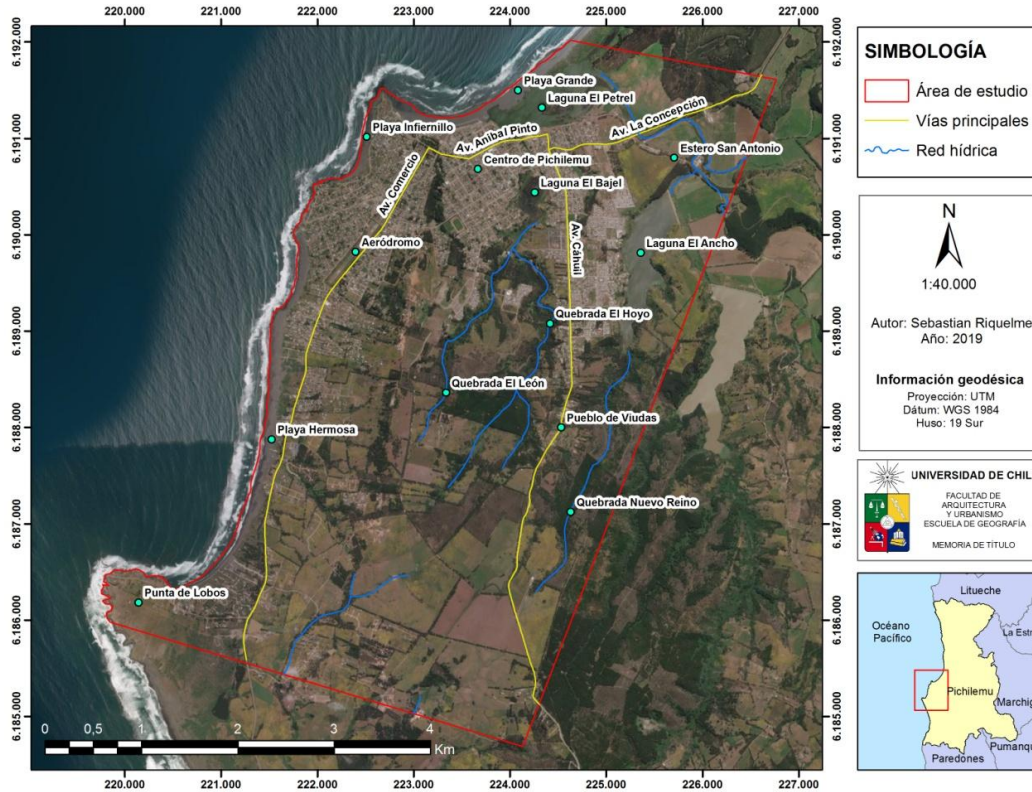
Sumado a lo anterior, estas perturbaciones medioambientales son acentuadas por la expansión de las plantaciones forestales en las últimas tres décadas, constituyendo el 46,3% de la superficie comunal para el año 2015 (CONAF, 2015, en Neilson & Riquelme, 2016), dominada principalmente por el pino insigne (*Pinus radiata*) y el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) (ATS & Paisaje FAU, 2016). Esta cobertura característica de estas especies exóticas contrasta con la reducida extensión de la vegetación nativa que está representada por las asociaciones matorral espinoso caducifolio y el bosque esclerófilo mediterráneo, este último relegado a los cauces de las quebradas por la considerable acción antrópica a lo largo del tiempo (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010).

Sin embargo, Pichilemu aún representa un conjunto de hábitats para numerosas especies de flora y fauna. En el caso de la vegetación, la formación del matorral espinoso caducifolio contiene principalmente al espino (*Acacia caven*), mientras que el bosque esclerófilo mediterráneo posee una comunidad más compleja compuesta por el peumo (*Cryptocarya alba*), quillay (*Quillaja saponaria*), litre (*Lithraea caustica*), boldo (*Peumus boldus*), molle (*Schinus latifolius*), colliguay (*Colliguaja odorífera*), maitén (*Maytenus boaria*), canelo (*Drymis winteri*), lingue (*Persea lingue*) y el maqui (*Aristotelia chilensis*). En cuanto a la fauna, las aves constituyen el taxón más representativo de la comuna, pues existen numerosas especies asociadas a humedales y cursos de agua tales como la garza grande (*Ardea alba*), garza chica (*Egretta thula*), huairavo (*Nycticorax nycticorax*), yeco (*Phalacrocorax brasilianus*), siete colores (*Tachuris rubrigastra*), huairavillo (*Ixobrychus involucris*), cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). Las últimas tres especies son consideradas vulnerables por el Libro Rojo de Biodiversidad de la Región de O'Higgins (Serey et al., 2007). Además, existen especies que habitan otros hábitats como por ejemplo la diuca (*Diuca diuca*), golondrina chilena (*Tachycineta meyeni*), zorzal (*Turdus falklandii*), gorrión (*Passer domesticus*), tenca (*Mimus thenca*), picaflor chico (*Sephanoides sephaniodes*), picaflor gigante (*Patagona gigas*), tiuque (*Milvago chimango*), chercán (*Troglodytes aedon*), tórtola (*Zenaida auriculata*), fío-fío (*Elaenia albiceps*), tucúquere (*Bubo magellanicus*), aguilucho común (*Geranoaetus polyosoma*), churrín del norte (*Scytalopus fuscus*), carpinterito chileno (*Veniliornis lignarius*), entre otros (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010).

De este modo, por más que los humedales (de los que destacan las Lagunas Petrel, El Bajel, El Ancho y Cáhuil) y quebradas (Quebradas El León, El Hoyo y Nuevo Reino) presentan comunidades diversas, complejas y heterogéneas, las medidas de manejo ambiental son defectuosas y prima la ausencia de cuerpos normativos de protección para

aquellas áreas primordiales para la biodiversidad de la comuna (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010).

Figura 3. Área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

3.2 Determinación de las coberturas de suelo.

Las coberturas de suelo fueron definidas usando una tipología de componentes de infraestructura verde fundamentado por el programa CORINE Land Cover (European Environmental Agency, 1995), los catastros de uso de suelo y vegetación pertenecientes a la Corporación Nacional Forestal (CONAF, 2013), los componentes de infraestructura verde planteados por la European Environmental Agency (2011) y Vásquez (2016). El resultado de la determinación y clasificación de las coberturas de suelo fue provista por Paisaje FAU y Soto (2017).

La Tabla 1 elaborada por Soto (2017) muestra las coberturas que fueron sustanciales para la elaboración de la tipología y su definición. Las coberturas marcadas con color azul son las que fueron empleadas para el presente estudio, las de color verde fueron las seleccionadas por Soto (2017) para su investigación, mientras que las de color rojo son las que no se detectaron en la fotointerpretación o no se alcanzó a medir su biodiversidad en este estudio por limitantes temporales.

Tabla 1. Tipología coberturas de suelo.

Cobertura	Definición
Tejido urbano continuo	La mayor parte del territorio está cubierto por estructuras y redes de transporte. Los edificios, caminos y superficies artificiales cubren más del 80% de la superficie total.
Tejido urbano discontinuo	Las estructuras tales como edificios, caminos y superficies artificiales, son asociadas con áreas con vegetación y suelos descubiertos, que ocupan superficies continuas pero significantes.
Zonas comerciales e industriales	Son superficies artificiales donde la mayor parte del área no presenta vegetación, destinándose para actividades comerciales e industriales.
Aeródromo/Aeropuerto	Corresponden a todas las instalaciones del aeropuerto, entre las que se incluyen: pistas de aterrizaje, edificios y terrenos asociados.
Zonas de extracción de minera (de áridos)	Áreas de extracción a cielo abierto de materiales de construcción u otros minerales.
Áreas verdes urbanas	Áreas con vegetación dentro del tejido urbano. Incluye parques, plazas, cementerios con vegetación, calles arboladas, etc.
Instalaciones deportivas y de ocio	Corresponden a terrenos deportivos, parques de ocio, campos de golf, hipódromos, sitios de camping, etc.
Terrenos abandonados	Se refiere a la tierra que no se emplea con un fin productivo. También se utiliza para clasificar al terreno que no está edificado o que no se usa para este objetivo.
Cultivos de secano	Corresponden a cultivos de cereales, legumbres, cultivos de forraje, tubérculos, y tierras en barbechos. Además se incluyen viveros para cultivo y verduras en campos abiertos. No considera pastos permanentes.
Cultivos de regadío	Son aquellos cultivos regados de forma permanente o periódica, utilizando una infraestructura permanente, ya sea canales de riego, o bien, una red de drenaje. La mayoría de estos cultivos no podían ser cultivados sin un suministro de agua artificial.
Prados y praderas	Cobertura densa de pasto de composición floral, dominados por gramíneas. Principalmente para el pastoreo, pero puede ser cosechado de manera mecánica. Se
Bosques urbanos	Se refiere a aquellos bosques que se ubican dentro del radio urbano señalado por el respectivo Plano Regulador.
Plantaciones	Terrenos plantados con especies forestales para fines industriales.
Matorral	Formación vegetal donde el tipo biológico árbol es menor al 10%, el de arbustos puede ser entre 10 a más del 75% y las herbáceas pueden estar entre 0-100%.
Matorral arborescente	Matorral con árboles, cuya altura supera los 2 metros. La cobertura del tipo biológico árbol está entre 10-25%, el tipo biológico arbusto entre 10 a 100% y el tipo biológico herbáceo entre 0-100%.
Matorral pradera	Formación vegetal donde el tipo biológico tipo árbol es inferior al 25%; la cobertura tipo biológico arbusto varía entre 25-100%, y la cobertura tipo biológico herbáceo está entre 25-100%.
Playas, dunas y arenales	Son extensiones de arena localizados principalmente en localidades costeras.
Roca desnuda	Superficies tales como acantilados, rocas, afloramientos y plataformas de arrecifes situados por encima de la línea de pleamar.
Quebradas y cursos de agua	Son cursos de agua correspondientes a canales de agua naturales o artificiales, que a su vez sirven como canales de drenaje de agua.
Humedales y cuerpos de agua	Corresponden a tramos de agua naturales o artificiales. Incluye, además estiramiento de agua salada o salobre en zonas costeras separadas del mar por una lengua de tierra, pudiendo conectarse con el mar.

Fuente: Soto (2017) en base a EEA (1995; 2011), CONAF (2013) y Vásquez (2016).

3.3 Determinación de la biodiversidad presente en las coberturas de suelo de Pichilemu.

Puesto que Soto (2017) seleccionó las coberturas de infraestructura verde más relevantes para la comunidad en el marco del proyecto “*Sistema de Infraestructura Verde y planificación de ciudades sustentables*”, correspondientes a humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, áreas verdes urbanas, bosques urbanos, playas, dunas y arenales, instalaciones deportivas y de ocio, en este estudio se consideraron aquellas coberturas de suelo no escogidas con el objetivo de integrar la mayor variedad de parches que compone el mosaico urbano de Pichilemu. Por lo tanto, para cumplir los

objetivos de esta investigación se tomó casi la totalidad de las coberturas expuestas en la tipología de los componentes de infraestructura verde.

Los puntos de muestreo fueron determinados mediante un muestreo aleatorio estratificado (Mostacedo & Fredericksen, 2000). Para cumplir con este requisito, se empleó la herramienta “*Create Random Points*” del programa ArcGis 10.2, lo que dio como producto un total de 97 puntos de muestreo. El número total de puntos estuvo en función del área que cubre cada cobertura de suelo, de tal modo que las coberturas más extensas contienen una mayor cantidad de puntos y viceversa.

Tras el despliegue de los puntos de muestreo, algunos de ellos tuvieron que ser trasladados porque no garantizaban la distancia mínima de 100 metros entre sí o estaban precisamente emplazados en los límites de las coberturas. Esta situación se dio por la condición que implica el uso del muestreo aleatorio estratificado, ya que posiciona los puntos en cada cobertura de manera independiente –sin considerar los puntos que están siendo localizados en las coberturas colindantes-. Además, durante las campañas de terreno se relocalizaron algunos puntos debido a su ubicación en sitios de difícil acceso (vegetación arbustiva impenetrable y pendientes empinadas) y en predios de propiedad privada. Otros puntos de muestreo fueron descartados por limitaciones temporales del estudio. Por lo tanto, las coordenadas de los nuevos puntos han sido registradas con GPS para desplegarlos en la cartografía que señala los puntos de muestreo.

A continuación la Tabla 2 muestra la superficie de cada cobertura en kilómetros cuadrados y el número de puntos de muestreo que contiene cada una de ellas.

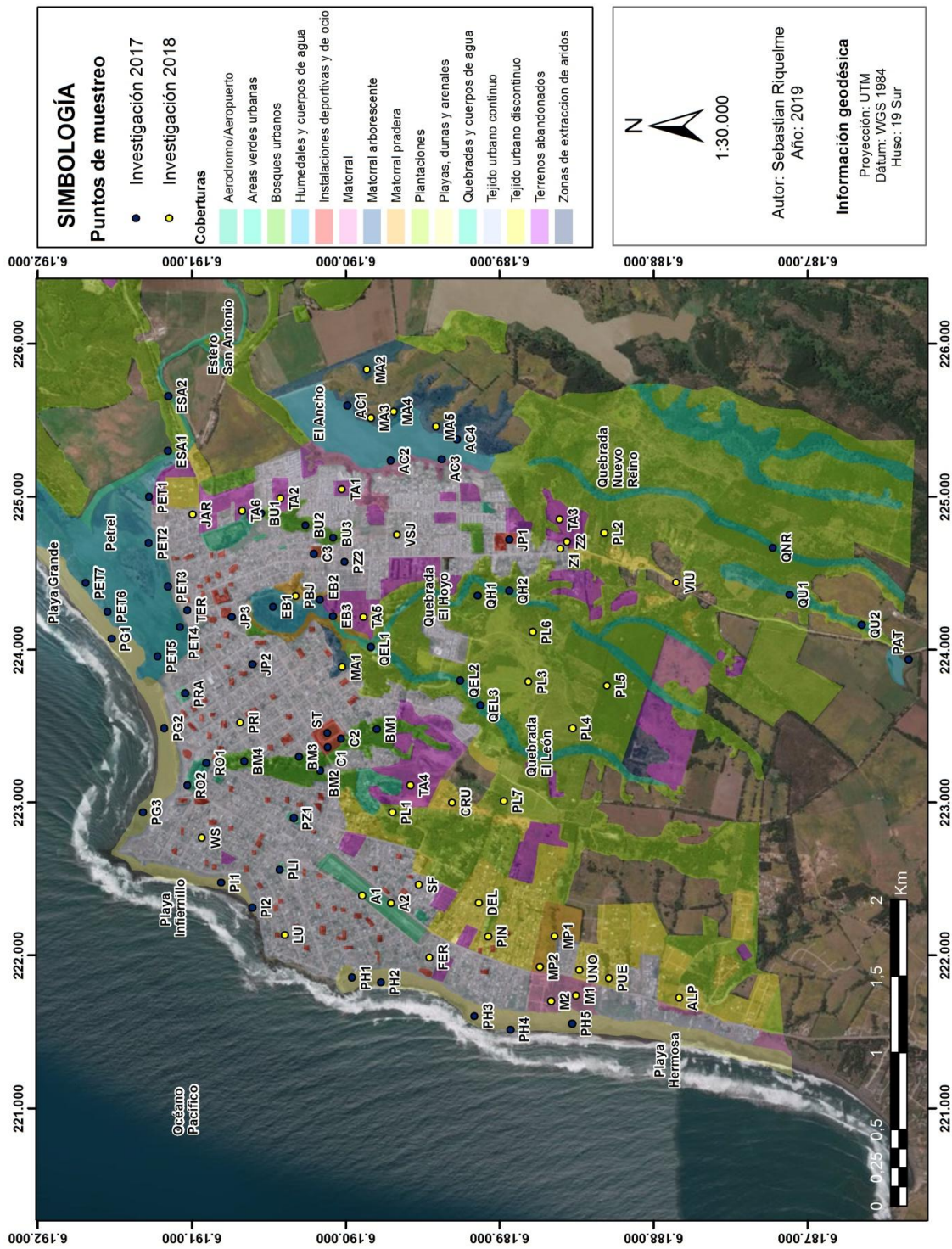
Tabla 2. Superficie y número de puntos de muestreo por cobertura.

Coberturas de suelo	Superficie (km2)	Cantidad de puntos de muestreo
Aeródromo	0,09	2
Áreas verdes urbanas	0,16	7
Bosques urbanos	0,37	7
Humedales y cuerpos de agua	1,27	15
Instalaciones deportivas y de ocio	0,20	7
Matorral	0,44	2
Matorral arborescente	0,32	5
Matorral pradera	0,08	3
Plantaciones	6,78	7
Playas, dunas y arenales	0,84	10
Quebradas y cursos de agua	0,86	10
Tejido urbano continuo	6,16	7
Tejido urbano discontinuo	1,89	7
Terrenos abandonados	1,21	6
Zonas de extracción de áridos	0,11	2
Total	20,78	97

Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, la Figura 4 muestra la distribución de los puntos de muestreo cuyos acrónimos están señalizados en la Tabla 3. Para conocer las coordenadas UTM de cada uno de los puntos se puede consultar el Anexo 1.

Figura 4. Distribución de los puntos de muestreo en el área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3. Acrónimos de los puntos de muestreo del área de estudio.

N	Código	Punto de muestreo	N	Código	Punto de muestreo
1	EB1	Laguna El Bajel 1	50	PH3	Playa Hermosa 3
2	EB2	Laguna El Bajel 2	51	PH4	Playa Hermosa 4
3	EB3	Laguna El Bajel 3	52	PH5	Playa Hermosa 5
4	PET1	Laguna El Petrel 1	53	PL1	Plantaciones 1
5	PET2	Laguna El Petrel 2	54	PL2	Plantaciones 2
6	PET3	Laguna El Petrel 3	55	PL3	Plantaciones 3
7	PET4	Laguna El Petrel 4	56	PL4	Plantaciones 4
8	PET5	Laguna El Petrel 5	57	PL5	Plantaciones 5
9	PET6	Laguna El Petrel 6	58	PL6	Plantaciones 6
10	PET7	Laguna El Petrel 7	59	PL7	Plantaciones 7
11	PAT	Laguna Los Patos	60	PRA	Plaza Arturo Prat
12	AC1	Laguna El Ancho 1	61	RO1	Parque Ross 1
13	AC2	Laguna El Ancho 2	62	RO2	Parque Ross 2
14	AC3	Laguna El Ancho 3	63	PLI	Plaza Infiernillo
15	AC4	Laguna El Ancho 4	64	PZ1	Plaza 1
16	QEL1	Quebrada El León 1	65	PZ2	Plaza 2
17	QEL2	Quebrada El León 2	66	TER	Santuario Sor Teresa
18	QEL3	Quebrada El León 3	67	TA1	Terrenos abandonados 1
19	QH1	Quebrada El Hoyo 1	68	TA2	Terrenos abandonados 2
20	QH2	Quebrada El Hoyo 2	69	TA3	Terrenos abandonados 3
21	QU1	Quebrada 1	70	TA4	Terrenos abandonados 4
22	QU2	Quebrada 1	71	TA5	Terrenos abandonados 5
23	QNR	Quebrada Nuevo Reino	72	TA6	Terrenos abandonados 6
24	ESA 1	Estero San Antonio 1	73	A1	Aeródromo 1
25	ESA 2	Estero San Antonio 2	74	A2	Aeródromo 2
26	MA1	Matorral arborescente 1	75	JP1	Jardín privado 1
27	MA2	Matorral arborescente 2	76	JP2	Jardín privado 2
28	MA3	Matorral arborescente 3	77	JP3	Jardín privado 3
29	MA4	Matorral arborescente 4	78	ST	Estadio municipal
30	MA5	Matorral arborescente 5	79	C1	Cancha deportiva 1
31	MP1	Matorral pradera 1	80	C2	Cancha deportiva 2
32	MP2	Matorral pradera 2	81	C3	Cancha deportiva 3
33	PBJ	Península El Bajel	82	PIN	Calle El Pino
34	M1	Matorral 1	83	DEL	Calle El Delfín
35	M2	Matorral 2	84	PUE	Calle Pueblo Hundido
36	BM1	Bosque municipal 1	85	UNO	Calle Uno Norte
37	BM2	Bosque municipal 2	86	ALP	Lomas Alto Pinar
38	BM3	Bosque municipal 3	87	VIU	Pueblo de Viudas
39	BM4	Bosque municipal 4	88	CRU	Cerro La Cruz
40	BU1	Bosque urbano 1	89	VSJ	Villa San Jorge
41	BU2	Bosque urbano 2	90	SF	Pasaje San Fernando
42	BU3	Bosque urbano 3	91	LU	Av. Lugano - Av. Millaco
43	PG1	Playa Grande 1	92	PRI	Av. J.J.Prieto - Av. Montt
44	PG2	Playa Grande 2	93	JAR	Población Los Jardines
45	PG3	Playa Grande 3	94	WS	Av. Washington
46	PI1	Playa Infiernillo 1	95	FER	Calle Ferrari
47	PI2	Playa Infiernillo 2	96	Z1	Zonas de Extracción de Áridos 1
48	PH1	Playa Hermosa 1	97	Z2	Zonas de Extracción de Áridos 2
49	PH2	Playa Hermosa 2	N= 97		

Los colores dispuestos en la tabla representan las coberturas de suelo del área de estudio, los cuales son mostrados en la Figura 3.

Fuente: Elaboración propia.

Para registrar la biodiversidad en terreno se realizaron tres campañas en los meses de enero, abril y diciembre del año 2018. Los terrenos se llevaron a cabo en la temporada estival pues esta época se caracteriza por tener una mayor riqueza y abundancia de avifauna (Tessario & González, 2011), además de ser la época reproductiva de la gran mayoría de sus especies (Gregory et al., 2004).

Además, la temporada estival es el periodo de floración de especies correspondientes al bosque esclerófilo y el matorral espinoso caducifolio (asociaciones vegetales predominantes en la ciudad de Pichilemu), lo que facilita su reconocimiento (Hoffmann, 1998).

3.3.1 Registro de avifauna.

El conteo de avifauna se realizó entre la hora de aparición de la luz solar (7:00 am en enero y diciembre, y 8:00 am en abril) y las 10:00 am, ya que conforman el lapso del período diurno en que las aves adquieren mayor actividad (Tessario & González, 2011). Debido a la limitación de tiempo durante las campañas de terreno, se intentó abarcar la mayor cantidad de puntos de muestreo en este horario.

Debido a la alta sensibilidad del comportamiento de las aves a las condiciones meteorológicas, se procuró evitar el conteo en días con precipitación, niebla y vientos intensos (Ralph et al., 1996; Gregory et al., 2004; Tessario & González, 2011). En el momento de las observaciones se mantuvo una conducta cautelosa y usó ropa adecuada (de tonos opacos) para no perturbar la actividad diaria de las aves (Gregory et al., 2004).

Para cada punto de muestreo se censó una única vez usando una libreta de notas, lápiz, binoculares, GPS, cámara fotográfica, reloj de pulsera con cronómetro, cámara fotográfica, grabadora de sonido, ficha de terreno (Anexo 2), la guía de campo de avifauna de Martínez & González (2017) y el mapa de terreno (con sus puntos de muestreo) para facilitar su ubicación y acceso. Durante el censo se registró prolijamente las especies y el número de individuos de cada una, además de las coordenadas UTM, cobertura, acrónimo del punto de muestreo, fecha y hora.

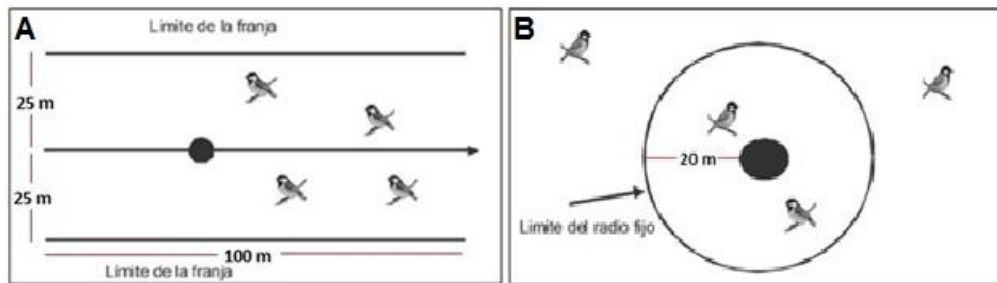
El registro de avifauna se llevó a cabo mediante dos métodos diferentes: transecto y punto de radio fijo. Ambos métodos son unos de los más adecuados para la investigación de la avifauna debido que son eficientes en la precisión de la cantidad de datos recopilados por unidad de esfuerzo y examinar la relación las aves con su hábitat (Gregory et al., 2004).

El método del transecto consta una franja de 100 metros de longitud y 25 metros a cada lado del observador, quien debe desplazarse a lo largo de su área en 10 minutos para estandarizar y homogeneizar el esfuerzo de muestreo. Cabe mencionar que el observador se desplazó a una velocidad constante (1 kilómetro por hora aproximadamente) para prevenir la alteración del comportamiento de las aves (Tessario & González, 2011) (Figura 5A).

Durante el censo, se detectó de manera visual y/o auditiva a todos los individuos situados al interior de la franja, así como también a los que venían desde el exterior (Figura 5A). Sin embargo, no se consideró a los individuos que estaban fuera del transecto y los que volaban a una altura superior a los 25 metros, lo que equivale a la altitud de un poste eléctrico (Davis & Wilcox, 2013). Los individuos que no pudieron ser reconocidos durante el censo fueron registrados a través de fotografías y grabaciones para determinar su identidad mediante la guía de campo y/o consulta a expertos.

El método del transecto fue aplicado en hábitats abiertos con baja pendiente que permiten el libre desplazamiento del observador (Tessario & González, 2011), condiciones que se constataron en coberturas de suelo tales como matorral, matorral pradera, tejidos urbanos (continuo y discontinuo), terrenos abandonados, plantaciones y zonas de extracción de áridos.

Figura 5. Método del transecto en franjas (A) y del recuento en puntos de radio fijo (B).

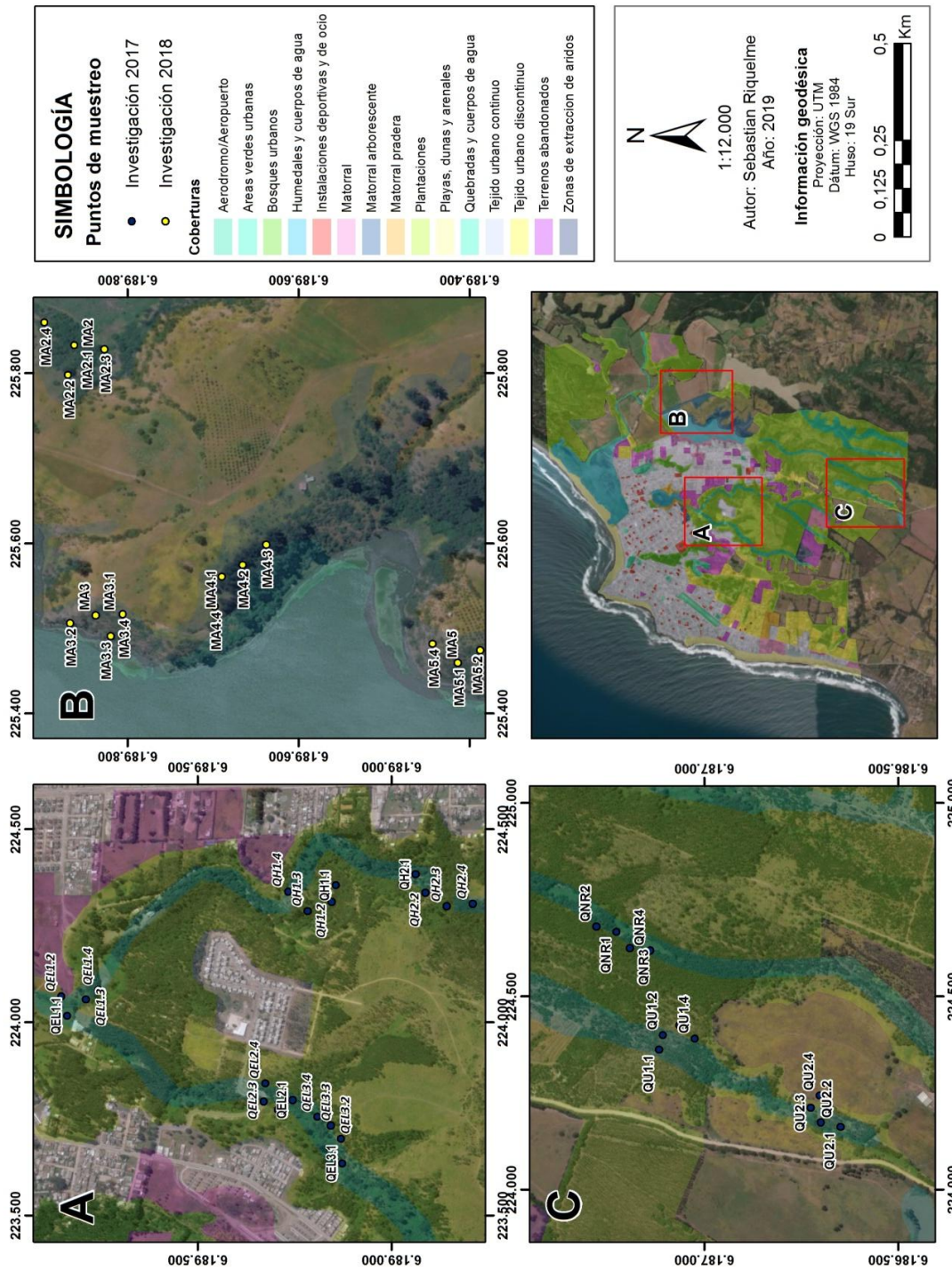


Fuente: Elaboración propia en base a Tessario & González, 2011.

Por su parte, el método del punto de radio fijo consiste en registrar a todas las aves al interior de un círculo cuyo centro está representado por la posición del observador (Figura 5B). En este caso se determinó que el radio del círculo debe medir 20 metros para posibilitar que el área de cuatro de ellos sea equivalente al de un transecto (0,5 ha). De este modo, no sólo se pudo estandarizar el esfuerzo de muestreo, sino que también hacer que los resultados por ambos métodos del conteo de aves sean comparables entre sí. Además, se estipuló que la distancia entre los cuatro puntos de radio fijo sea igual o superior a 50 metros con el fin de evitar el doble conteo de aves.

Complementando la evaluación de Soto (2017) en las quebradas y cursos de agua (Figura 6), este método se aplicó exclusivamente en el matorral arborescente porque fue la única cobertura que presentaba quebradas con un alto desarrollo de vegetación arbustiva y laderas empinadas, constituyendo un ambiente difícil para la detección de aves y el libre desplazamiento del observador (Tessario & González, 2011). Ante estas condiciones, se registraron las aves de manera auditiva y visual durante cuatro minutos, dando prioridad al primer medio para detectar a las especies ocultas en el follaje con mayor facilidad.

Figura 6. Puntos de radio fijo del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

3.3.2 Registro de vegetación en terreno.

Para levantar información de la flora leñosa de Pichilemu, se ocuparon los inventarios florísticos para detectar las especies vegetales en los mismos puntos de muestreo donde se realizó el censo de aves. Por lo tanto, se establecieron 97 parcelas de muestreo en el área de estudio. Cabe mencionar que el registro de la vegetación leñosa se llevó a cabo posteriormente al conteo de avifauna.

Al igual que para la identificación de la avifauna, se utilizaron una serie de herramientas para el inventario florístico tales como una libreta de terreno, lápiz, aparato GPS, cámara fotográfica, el mapa del área de estudio con los puntos de muestreo y la ficha de terreno que contuvo información sobre los registros (especie, número de individuos, cobertura de los estratos de vegetación, cobertura de suelo, coordenadas UTM, acrónimo del punto de muestreo, fecha y hora) (Anexo 2).

Las parcelas de muestreo tuvieron un tamaño de 10x5 m para todas las coberturas, conformando un área de 50 m². Se seleccionaron estas dimensiones porque poseen una alta aplicabilidad en una gran variedad de hábitats y para que las comunidades arbóreas y arbustivas representadas sean comparables entre las diferentes coberturas (Aguirre, 2013). Es importante destacar que algunas parcelas de muestreo debieron ser desplazadas algunos metros de distancia para obtener la mayor representatividad posible del ambiente. Ante estas condiciones, se contabilizaron a todas las especies arbóreas y arbustivas contenidas al interior de la parcela de muestreo, relegando a las especies herbáceas porque no desarrollan tejido leñoso. En caso de que no se pudo identificar alguna especie, se tomaron fotografías y extrajeron muestras botánicas para su posterior reconocimiento a través de las guías de campo “Flora silvestre de Chile. Zona Central” (Hoffmann, 1998), “El árbol urbano” (Hoffmann, 1983) y la guía de reconocimiento “Árboles Urbanos de Chile” (Alvarado et al., 2013). En caso de que persista la incertidumbre sobre la identidad de una especie, se recurrió a la consulta a expertos en la materia.

3.3.3 Estimación de los índices de diversidad.

La sistematización y análisis de los datos generados por el levantamiento de biodiversidad fueron realizados a través de los softwares ArcGis 10.2.1 y Microsoft Excel v.2007.

Riqueza, abundancia, origen y estado de conservación de las especies.

La biodiversidad contenida en las coberturas de suelo del área de estudio fue inicialmente evaluada a través de la riqueza, abundancia, porcentaje de especies nativas, porcentaje de especies endémicas y el porcentaje de individuos introducidos y exóticos.

El origen de las especies de avifauna fue definido por la guía de campo de Martínez & González (2017), mientras que el de la flora leñosa fue estipulado por las guías de campo de Hoffmann anteriormente mencionadas y el sitio web de “Catalogue of life”¹. Respecto a la vegetación leñosa, se definió si las especies encontradas eran invasoras a través del “Catálogo de la flora y fauna invasora en Chile continental e insular oceánico” de Ray et al. (2013) y la guía de campo “Plantas invasoras del Centro-Sur de Chile” de Fuentes et al. (2014). Posteriormente se buscó el estado de conservación de las especies encontradas a través de la Lista Roja de la Unión Internacional para Conservación de la Naturaleza (2016) y el Listado de Especies Clasificadas del Ministerio de Medio Ambiente (2016). Para conocer este atributo a escala regional, también se consultó el Libro Rojo de Biodiversidad de la Región de O’Higgins elaborado por Serey et al. (2007).

Índices de diversidad alfa.

Puesto que el nivel local fue fundamental para el desarrollo de este estudio, se seleccionaron los índices de diversidad alfa para cuantificar, analizar, comparar y evaluar el grado de biodiversidad que posee cada punto de muestreo y cobertura de suelo. Para este último caso, se calculó el promedio de los valores de estos índices obtenidos en los puntos de muestreo correspondientes a una misma cobertura. Los cálculos fueron realizados en el software Microsoft Excel v.2007.

Para el cálculo de los índices de diversidad alfa se optaron por el índice de Shannon-Wiener (H’), índice de equitatividad de Pielou (E) e índice de dominancia de Simpson (δ).

a) Índice de diversidad Shannon-Wiener (H’): Este índice se caracteriza por calcular la complejidad de una comunidad considerando tanto la riqueza como la abundancia, ya que se basa en la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar pertenezcan a especies distintas (Magurran, 1988, en Moreno, 2001). Sus valores oscilan entre 0 (cuando hay sólo una especie) y el logaritmo natural de la riqueza del punto o cobertura (situación en que todas las especies de una muestra poseen la misma cantidad de individuos), por ende, es un rango que admite exclusivamente números positivos (Álvarez et al., 2006). Su fórmula se encuentra representada de la siguiente manera:

$$H' = -\sum P_i \ln P_i$$

Donde:

H’ = Índice de diversidad de Shannon.

Pi = Abundancia relativa o la cantidad de individuos de una especie respecto al número total de especímenes de todas las especies en un área o punto de muestreo determinado.

Ln = logaritmo natural.

b) Índice de equitatividad de Pielou (E): Calcula la proporción de diversidad obtenida respecto a la diversidad máxima esperada, la cual es representada por la distribución

¹Visitar: <http://www.catalogueoflife.org/>

uniforme de las abundancias de las especies de una muestra (Álvarez et al., 2006). Esta situación está representada por el valor máximo (1), contrastado con el caso en que sólo domina una especie, el cual adquiere el valor mínimo (0). La ecuación para establecer su cálculo es:

$$E = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde:

E = Índice de equitatividad de Pielou.

H' = Valor del índice de Shannon-Wiener.

H'max= Logaritmo natural de la riqueza del área o punto de muestreo.

c) Índice de dominancia de Simpson (δ): Sus valores oscilan en un intervalo entre 0 y 1, donde el primer caso refleja una representación equitativa del número de individuos de todas las especies encontradas en terreno, mientras que en el segundo indica que la totalidad del número de especímenes de un área de evaluación se encuentran concentrados en sólo una especie. Como su medición está determinada por la influencia de las especies más predominantes, este índice es inversamente proporcional a la diversidad (Moreno, 2001; Aguirre, 2013). Se consideró la fórmula empleada en la investigación de Soto (2017) con el propósito de que los valores obtenidos puedan ser comparables entre sí en el área de estudio:

$$\delta = \sum Pi^2$$

Donde:

δ = Índice de dominancia de Simpson.

Pi = Abundancia relativa o la cantidad de individuos de una especie respecto al número total de especímenes de todas las especies en un área o punto de muestreo determinado.

3.3.4 Análisis de los gremios tróficos de la avifauna.

Las especies de avifauna fueron clasificadas en gremios tróficos siguiendo la nomenclatura propuesta por González et al. (2014). Se seleccionó este sistema de clasificación por su terminología fácil de comprender y porque se basa de manera simultánea en diferentes criterios que reflejan integralmente la historia natural de las aves. Además, esta propuesta adquiere una cierta ventaja frente a otros sistemas de clasificación de gremios tróficos que se basan en sólo un criterio, ya que en esos casos puede conllevar a que una especie posea varias designaciones gremiales, haciendo que se pierda aplicabilidad y precisión. Este sistema de clasificación se sustenta en tres criterios que son la dieta principal, el sustrato de alimentación y el período de actividad (González et al., 2014). Estos autores indican que la formulación de la nomenclatura de los gremios tróficos se sustenta en la combinación de diversos aspectos de la historia natural de las aves: dieta (ej.: granívoro, insectívoro, carnívoro, etc.), hábitat de alimentación (ej.: terrestre, arbóreo, etc.), sustrato donde consigue su alimento (ej.: suelo,

follaje, etc.), técnica de alimentación (ej.: colector, cazador) y período de actividad (ej.: diurno, nocturno). Como el conteo de avifauna se realizó en las primeras horas del período diurno y no se registró ninguna especie perteneciente a la familia *Strigidae* o rapaces nocturnas, se suprimió el último aspecto mencionado. En efecto, se genera una clasificación integral que representa de la manera más real posible las diversas condiciones en que se alimentan las aves, por ejemplo, el cuervo común (*Corvus corax*) es un omnívoro (O) colector (C) arbóreo (C) representado bajo el acrónimo “OCA” (González et al., 2014). Con el fin de incluir a algunas especies de la familia *Anatidae*, *Laridae* y *Rallidae* detectadas en los humedales y cuerpos de agua en conjunto con las quebradas y cursos de agua, se crearon dos gremios siguiendo la misma nomenclatura (omnívoro colector de agua dulce y herbívoro colector de agua dulce). Además, para incluir a las especies de la familia *Haematopodidae*, *Pelecanidae* y *Scolopacidae* se modificó el gremio “carnívoro colector de agua dulce” a “cazador colector de agua dulce o salada”. Como resultado se obtienen los gremios tróficos agrupados en la Tabla 4.

Tabla 4. Gremios tróficos de la avifauna propuestos por González et al. (2014).

Acrónimo	Gremio trófico	Características de sus especies
OCS	Omnívoro colector de suelo	Especies cuya dieta se sustenta en una amplia gama de alimentos (semillas, insectos, vertebrados, frutos, carroña, partes de plantas, entre otros), los cuales son recogidos directamente desde el suelo.
OCA	Omnívoro colector aéreo	Especies que se nutren de una gran variedad de alimento (insectos, vertebrados, semillas, frutos, partes de plantas) obtenido en el follaje de los árboles y arbustos.
OCAD	Omnívoro colector de agua dulce	Especies que se alimentan de varios alimentos (insectos, vertebrados, partes de plantas, entre otros) obtenidos desde la superficie y/o a ciertas profundidades del agua.
CCADS	Carnívoro colector de agua dulce y/o salada	Especies cuya dieta se basa principalmente en pescado y/o un largo número de invertebrados acuáticos atrapados en cuerpos o cursos de agua.
CCAR	Carnívoro cazador aéreo	Especies que se especializan en cazar a su presa en el aire, compuesta generalmente por otras aves o mamíferos pequeños.
ICS	Insectívoro colector de suelo	Especies que se alimentan de insectos atrapados en el suelo.
ICFB	Insectívoro colector de follaje bajo	Especies que consumen insectos recolectados en el follaje arbustivo o entre las zonas bajas a medias de los árboles
ICFA	Insectívoro colector de follaje alto	Especies que se alimentan de insectos recolectados en el follaje arbóreo o entre las zonas medias a altas de los árboles
ICA	Insectívoro cazador aéreo	Especies que se encuentran especializadas en cazar insectos durante su fase de vuelo.
ICAF	Insectívoro cazador aéreo de follaje	Especies que se alimentan de insectos captados en el follaje de la vegetación arbórea.
IEC	Insectívoro excavador de corteza	Especies que consumen insectos que habitan en las capas internas de la corteza de los árboles
GCSH	Granívoro colector de suelo y herbáceas	Especies que se alimentan de semillas recolectadas en el suelo o en la vegetación herbácea. Rara vez buscan su alimento en el follaje de los árboles.

GCF	Granívoro colector de follaje	Especies cuya dieta se basa de semillas recopiladas en el estrato arbustivo y/o arbóreo.
HCAD	Herbívoro colector de agua dulce	Especies que se alimentan de distintas partes de las plantas conseguidas en la superficie y/o a ciertas profundidades del agua.
HCFS	Herbívoro colector de follaje y suelo	Especies que se nutren de diferentes partes de las plantas obtenidas en el suelo o en cualquier estrato de vegetación
N	Nectarívoro	Especies cuya dieta está compuesta primordialmente por el néctar de las flores.
CÑ	Carroñero	Especies que se alimentan de carroña.

Fuente: Elaboración propia en base a González et al., 2014.

Posteriormente, cada una de las especies registradas en terreno fue asignada a un gremio específico utilizando la información de su historia natural provista por las guías de campo “Aves de Chile” de Jaramillo (2005) y “Guía de campo y breve historia natural. Aves de Chile” de Martínez & González (2017).

3.3.5 Clasificación de la avifauna en categorías de respuesta a la urbanización.

Con el fin de analizar la distribución espacial de las especies de avifauna que responden de manera positiva, neutra y negativa a la urbanización, se clasificaron bajo la nomenclatura de Blair (1996) y McKinney (2002) de *urban exploiter*, *urban adapter* y *urban avoider* respectivamente. Las especies se agruparon de acuerdo a los siguientes criterios:

1. Para que una especie sea catalogada como *urban exploiter*, su abundancia debe aumentar considerablemente en las coberturas más urbanizadas (tejido urbano continuo, tejido urbano discontinuo, instalaciones deportivas y de ocio y las zonas de extracción de áridos), demostrando una alta tasa de fecundidad generadas por la “oportunidad de nicho” en las ciudades (McKinney & Lockwood, 1999; McKinney, 2006). Por ejemplo, los valores máximos de abundancia de las especies hipotéticas UEX 1 y UEX 2 se localizan en algunas de las coberturas mencionadas anteriormente (Tabla 5), por lo que son especies beneficiadas por la urbanización.

2. Una especie es designada *urban adapter* si se registra presencia en por lo menos una de las coberturas más urbanizadas mencionadas antes. A diferencia de los *urban exploiters*, el número de individuos de los *urban adapters* no experimenta aumentos sustanciales en estas coberturas, ya que tienen una amplia flexibilidad en adaptarse tanto a los hábitats urbanos como los naturales (McKinney, 2006). Incluso esta plasticidad para aclimatarse a hábitats tan heterogéneos se manifiesta en su alimentación, ya que son especies que optan por una amplia gama de alimentos, desde la vegetación y fauna nativa hasta la que es proporcionada por humanos como, por ejemplo, las plantas ornamentales –las cuales son mayoritariamente exóticas- y los desechos domiciliarios (McKinney, 2006). De hecho, los *urban adapters* suelen estar representados por especies con diferentes gremios tróficos tales como los omnívoros, insectívoros y granívoros

(Chace & Walsh, 2005; McKinney, 2006). Por ejemplo, por más que la especie UAD 1 se encuentre en varias coberturas de suelo, no posee concentraciones de abundancia marcadamente diferentes en las coberturas más urbanizadas. Aunque la especie UAD 2 es poco abundante tanto en cada cobertura como en toda el área de estudio, sí posee un par de registros en el tejido urbano discontinuo, por ende, es una especie que posee las capacidades para persistir y ocupar los recursos (alimento y espacios de nidificación, percha, descanso y reproducción) de las zonas más urbanizadas (McKinney, 2002).

3. Para que una especie sea catalogada como *urban avoider*, ésta no debería poseer presencia en ninguna de estas coberturas altamente urbanizadas, independiente de su abundancia en las coberturas donde habita. Las especies *urban avoiders* poseen esta distribución debido a su condición especialista del hábitat al considerar que dependen solamente de recursos alimenticios y territoriales brindados por zonas naturales extensas (McKinney, 2002). Las diversas perturbaciones antrópicas –tales como la fragmentación y reducción del hábitat, la introducción de especies exóticas invasoras, la contaminación, entre otros- producto de la urbanización generan una disminución radical de los limitados recursos utilizados por estas especies para sobrevivir, por ende, son altamente sensibles a la expansión física de las áreas urbanas (McKinney, 2006). Por esto, ni la abundancia ni la abundancia relativa fueron un criterio unánime al momento de asignar las categorías a cada especie, ya que existieron especies muy abundantes que se registraron en pocas coberturas naturales (playero de Baird y codorniz) (Anexo 4). Por ejemplo, por más que la especie UAV 1 es la tercera más abundante del área de estudio hipotética, la gran mayoría de estos individuos se concentran en una cobertura con baja perturbación antrópica (playas, dunas y arenales), por ende, es una especie que tiende evitar las coberturas más urbanizadas y podría verse seriamente afectada si la infraestructura se densifica en las playas, dunas y arenales. Por su parte, la especie UAV 2 es *urban avoider* debido a su baja abundancia que apenas se concentra en unas de las coberturas menos urbanizadas (matorral arborescente y plantaciones).

Tabla 5. Ejemplo del proceso de asignación de las categorías a las especies de avifauna según su respuesta a la urbanización.

Clase	Nombre común	AE	M	MA	MP	PT	TUC	TUD	TA	ZEA	AV	IDP	BU	PLY	H	Q	Abundancia	Abundancia relativa	Nº coberturas
Urban Exploiters	Especie UEX 1	8	5	2	3		40	20	1	5	2	10	4		2	2	104	29,1	13
	Especie UEX 2	10					45	25	10		4	5			1		100	28,0	7
Urban adapters	Especie UAD 1		4	2	8		6	7		2	1		5		8	10	53	14,8	10
	Especie UAD 2				8			2							2	6	18	5,0	4
Urban avoiders	Especie UAV 1													70	10		80	22,4	2
	Especie UAV 2				1	1											2	0,6	2
Total																	357	100	

Fuente: Elaboración propia.

Tras la asignación de las categorías *urban exploiter*, *urban adapter* y *urban avoider* a las especies de avifauna, se contabilizó el número de individuos de estas tres categorías por cada cobertura. Con esta información, se calculó el grado de representatividad de los individuos de cada categoría por cobertura como lo demuestra, a modo de ejemplo, la Tabla 6.

Tabla 6. Abundancia relativa de las tres categorías de respuesta a la urbanización.

Cobertura	Urban exploiters ¹	Urban adapters ²	Urban avoiders ³	Total
AE	18 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	18 (100%)
M	5 (55,6%)	4 (44,4%)	0 (0%)	9 (100%)
MA	2 (15,4%)	10 (76,9%)	1 (7,7%)	13 (100%)
MP	3 (27,3%)	8 (72,7%)	0 (0%)	11 (100%)
PT	0 (0%)	0 (0%)	1 (100%)	1 (100%)
TUC	85 (93,4%)	6 (6,6%)	0 (0%)	91 (100%)
TUD	45 (83,3%)	9 (16,7%)	0 (0%)	54 (100%)
TA	1 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	1 (100%)
ZEA	5 (71,4%)	2 (28,6%)	0 (0%)	7 (100%)
AV	2 (66,7%)	1 (33,3%)	0 (0%)	3 (100%)
IDP	10 (100%)	0 (0%)	0 (0%)	10 (100%)
BU	4 (44,4%)	5 (55,6%)	0 (0%)	9 (100%)
PLY	0 (0%)	0 (0%)	70 (100%)	70 (100%)
H	2 (9,1%)	10 (45,5%)	10 (45,5%)	22 (100%)
Q	2 (11,1%)	16 (88,9%)	0 (0%)	18 (100%)
	1 (UEX 1 y UEX 2)	2 (UAD 1 y UAD 2)	3 (UAV 1 y UAV 2)	

Los datos fueron generados a partir de la información contenida en la Tabla 5 que considera a las especies hipotéticas.

Fuente: Elaboración propia.

La representatividad está determinada por la abundancia relativa de cada categoría (*urban exploiter*, *urban adapter* y *urban avoider*) respecto a la abundancia total de la cobertura. Posteriormente, cada cobertura fue clasificada en cuatro rangos de acuerdo a su representatividad (baja = 0% - 25%, moderada = 25% - 50%, alta = 50% - 75% y muy alta = 75% - 100%).

3.3.6 Comparación de la biodiversidad de aves y vegetación leñosa entre las diferentes coberturas de suelo.

El análisis de distribución de datos y comparación de la biodiversidad contenida en cada cobertura se desarrolló en los softwares IBM SPSS Statistics 23 y Microsoft Excel v.2007.

En primer lugar, se midió el grado de normalidad de los datos mediante la Prueba de Kolmogorov Smirnov (con corrección de significación de Lilliefors) ya que el número de observaciones es superior a 50 (Gómez et al., 2003). Este test de normalidad con un nivel de significancia de 0,05 señaló que todas las variables carecen de una distribución normal salvo el índice de diversidad de Shannon en avifauna ($p= 0,200$) y el índice de dominancia de Simpson ($p= 0,065$) en conjunto con el índice de diversidad de Shannon en vegetación leñosa ($p= 0,058$). Dado que la mayoría de las variables no tienen distribución normal, se utilizó el test no paramétrico de comparaciones múltiples Kruskal-Wallis (con un nivel de significancia de 0,05) para distinguir diferencias estadísticas entre las coberturas del área de estudio. Este test se caracteriza por comprobar si tres o más muestras aleatorias independientes proceden de una misma población, situación representada por la hipótesis nula (Spiegel & Stephens, 2009). En este estudio, la hipótesis nula (H_0) indica que las coberturas de suelo son iguales en sus variables de biodiversidad seleccionadas. Por otro lado, la hipótesis alternativa (H_1) señala la existencia de coberturas de suelo

estadísticamente diferentes. Al emplear el grado de homogeneidad de las medianas de las muestras, este test arroja un valor p (Sig.) que si es menor a 0,05, se rechaza la hipótesis nula y se deduce que las muestras no son idénticas (Anderson et al., 2008).

Posteriormente, se utilizó el test de Dunn para realizar comparaciones múltiples de par en par entre cada una de las coberturas de suelo. Para realizar el cálculo, este test se sustenta en la diferencia de los rangos promedio de las variables de biodiversidad de todas las coberturas analizadas (Barrientos & Medina, 2004). Cabe mencionar que se utilizó un intervalo de confianza del 95% para ambas pruebas no paramétricas, lo que implica manejarse con un 5% como margen de error.

Luego, se confeccionaron gráficos box-plot para determinar el grado de dispersión de los valores de los índices de diversidad en cada cobertura. Con el propósito de buscar causas a la variabilidad de los índices y establecer comparaciones, se incorporaron los valores de los parámetros de diversidad en los componentes de infraestructura verde (parches verdes y azules del mosaico urbano) calculados por Soto (2017).

A continuación, se midió la distancia entre todos los puntos de muestreo y los componentes de infraestructura verde diversos (en Shannon) en vegetación leñosa y avifauna definidos por la misma autora (los humedales El Petrel, El Bajel, El Ancho; la playa Grande; y las quebradas 1 y El Hoyo en conjunto con el estero San Antonio) a través de la herramienta “Near distance” de ArcGis 10.2.1, tomando como base la distancia geodésica. Posteriormente, en R Studio se elaboró un correlograma para plasmar la correlación entre los parámetros de diversidad alfa y la distancia hacia componentes diversos de infraestructura verde. Como el programa transformó los parámetros de diversidad alfa y la distancia en variables ordinales, la correlación fue calculada a través del coeficiente de correlación de Spearman. La interpretación de la magnitud de este coeficiente se sustentó de acuerdo a la escala planteada por Sancho et al. (2014) (Tabla 7).

Tabla 7. Interpretación del coeficiente de correlación de Spearman.

Coeficiente de correlación de Spearman	Interpretación
1	Correlación perfecta
0,81-0,99	Correlación alta
0,61-0,80	Correlación media-alta
0,41-0,60	Correlación media
0,21-0,40	Correlación media-baja
0,01-0,20	Correlación baja
0	Correlación nula

Las cifras están medidas por su valor absoluto.

Fuente: Elaboración propia en base a Sancho et al., 2014.

Por último, en SPSS Statistics 23 se realizó el análisis de clúster por medio del método de agrupación en clúster centroide bajo el intervalo de distancia euclidiana al cuadrado. Las variables de agrupación fueron el índice de diversidad de Shannon, el índice de equitatividad de Pielou, el índice de dominancia de Simpson, porcentaje de especies nativas, porcentaje de especies endémicas, porcentaje de especies amenazadas tanto en

avifauna como en vegetación leñosa. Cabe mencionar que se utilizaron estas variables para hacer comparable con los resultados del estudio de Soto (2017) y porque el índice de Shannon no mostró colinealidad con el índice de Pielou en este estudio, en donde estas variables poseen una correlación baja ($r= 0,128$) en avifauna y media-baja ($r= 0,215$) en vegetación a través de la prueba de Spearman. Este procedimiento fue fundamental para examinar qué tan similares son las diversas coberturas de suelo del área de estudio, así como también los diferentes puntos de muestreo a la misma escala.

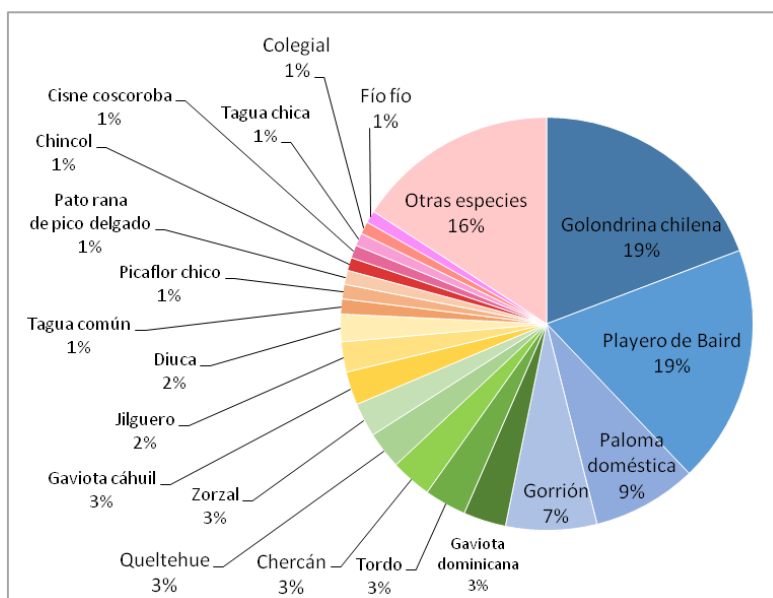
CAPÍTULO 4: RESULTADOS.

4.1 Análisis de biodiversidad.

En total se detectaron 2.368 individuos repartidos en 13 órdenes, 33 familias y 79 especies de avifauna (Anexo 3 y Anexo 4).

Las especies más abundantes del área de estudio corresponden a la golondrina chilena (*Tachycineta meyeni*), con un 19,12%, playero de Baird (*Calidris bairdii*), con un 18,57%, la paloma doméstica (*Columbia livia*), con un 8,74%, y el gorrión (*Passer domesticus*), con un 7,10%. Por otro lado, las especies cuyo registro se obtuvo sólo una vez fueron el aguilucho común (*Geranoaetus polyosoma*), el cernícalo (*Falco sparverius*), el colilarga (*Sylviorthorhynchus desmursii*), la dormilona tontita (*Muscisaxicola maclovianus*), la garza cuca (*Ardea cocoi*), la gaviota garuma (*Larus modestus*), el huairavillo (*Ixobrychus involucris*), el pato rinconero (*Heteronetta atricapilla*), el pitío (*Colaptes pitius*), el tijeral (*Leptasthenura aegithaloides*) y la turca (*Pteroptochos megapodius*) (Gráfico 1 y Anexo 4).

Gráfico 1. Abundancia relativa de las especies de avifauna.



Fuente: Elaboración propia.

Sin contar al playero de Baird, las tres especies más numerosas del área de estudio (golondrina chilena, gorrión y paloma doméstica) se concentran generalmente en coberturas urbanas tales como el tejido urbano continuo, tejido urbano discontinuo y las áreas verdes urbanas (Anexo 4). En cambio, las especies que poseen los menores valores de abundancia tienden a localizarse sólo en coberturas donde la intervención humana es menor como por ejemplo en los humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, y el matorral arborescente. Debido a su alto grado de adaptación en ambientes intermareales, casi la totalidad de los individuos del playero de Baird se detectaron sólo en las playas, dunas y arenales (Anexo 4).

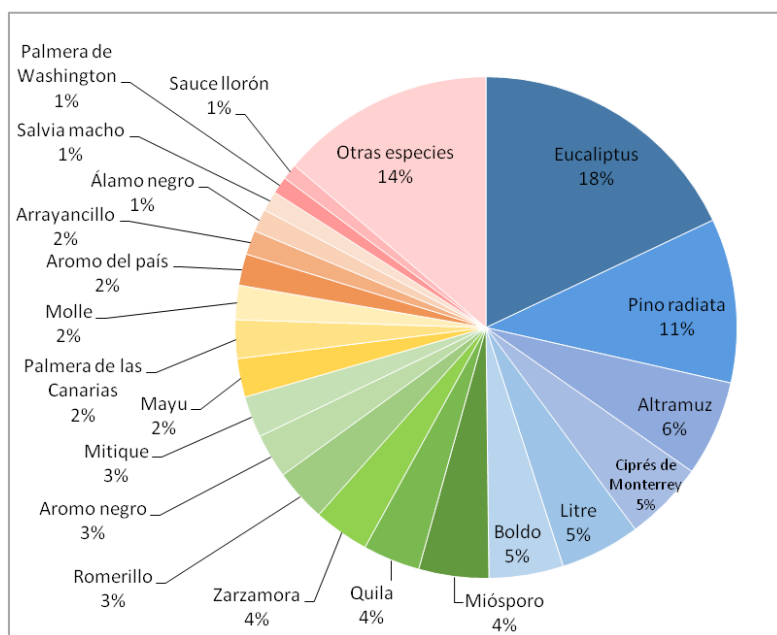
De todas las especies avistadas, el chercán (*Troglodytes aedon*) es la que se registró en casi todas las coberturas del área de estudio (13 coberturas) excepto en las zonas de extracción de áridos y las playas, dunas y arenales. Tras el chercán, las otras especies que presentaron una amplia distribución fueron la golondrina chilena o *Tachycineta meyeri* (12 coberturas), el tordo o *Curaeus curaesus* (12 coberturas), el zorzal o *Turdus falklandii* (10 coberturas) y la paloma doméstica o *Columbia livia* (10 coberturas). Estas especies se destacan por poseer altas concentraciones de individuos en el tejido urbano continuo o discontinuo y áreas verdes urbanas.

Respecto a la vegetación leñosa se registraron 1.088 individuos repartidos en 22 órdenes, 36 familias y 64 especies (Anexo 5 y Anexo 6).

Las especies con mayor abundancia en Pichilemu son el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) (17,95%), el pino radiata (*Pinus radiata*) (10,58%), el altramuz (*Lupinus arboreus*) (6,17%), el ciprés de Monterrey (*Cupressus macrocarpa*) (5,16%) y el litre (*Lithraea caustica*) (5,16%). En cambio, las especies que se detectaron sólo en una

ocasión fueron el abedul (*Betula pendula*), el álamo musolino (*Populus deltoides*), el castaño de India (*Aesculus hippocastanum*), la chilca (*Baccharis marginalis*), el damasco (*Prunus armeniaca*), la dracena (*Dracaena marginata*), la encina (*Quercus ilex*), el fresno europeo (*Fraxinus excelsior*), el níspero (*Eriobotrya japonica*), el notro (*Embothrium coccineum*), el papayo (*Carica papaya*) y el pimiento (*Schinus molle*) (Gráfico 2 y Anexo 6).

Gráfico 2. Abundancia relativa de las especies de vegetación leñosa.



Fuente: Elaboración propia.

Las dos especies más abundantes son al mismo tiempo las que se encuentran en el mayor número de coberturas (Anexo 6). Tanto el eucalipto como el pino radiata han sido registrados en nueve coberturas diferentes. Otras especies con una distribución heterogénea de hábitats son el aromo negro (*Acacia melanoxylon*) y el ciprés de Monterrey, los cuales se localizan en ocho coberturas (Anexo 6).

Dentro de las coberturas asociadas a la infraestructura verde, la Tabla 8 muestra que la que posee más especies de avifauna son los humedales y cuerpos de agua con 57 especies. En cuanto a abundancia, la cobertura que posee el máximo valor son las playas, dunas y arenales (658 individuos). En cambio, la cobertura asociada a infraestructura verde con menor riqueza (10 especies) y abundancia (61 individuos) de avifauna son los bosques urbanos.

Respecto a las coberturas más antrópicas, la que tiene los valores máximos de riqueza en avifauna es el tejido urbano discontinuo (18 especies), mientras que la más abundante es el tejido urbano continuo (162 individuos). Al contrario, la cobertura de este tipo que registra los valores mínimos de riqueza (3) y abundancia (9) son las zonas de extracción de áridos (Tabla 8).

Si se toma a la vegetación leñosa dentro de este diagnóstico, la cobertura asociada a la infraestructura verde con el mayor número de especies (20) e individuos (235) detectados corresponde a las quebradas y cuerpos de agua. En contraste, en las playas, dunas y arenales apenas se registró vegetación herbácea.

Siguiendo la misma línea, la cobertura antrópica que cuenta con el valor máximo de riqueza (21 especies) y abundancia (119 individuos) es el tejido urbano continuo, mientras que la menos enriquecida (2 especies) y abundante (6 individuos) es la zona de extracción de áridos (Tabla 8).

Tabla 8. Riqueza y abundancia de la avifauna y vegetación leñosa por cobertura.

Cobertura	Avifauna		Vegetación leñosa	
	Riqueza	Abundancia	Riqueza	Abundancia
Humedales y cuerpos de agua	57	432	14	139
Quebradas y cursos de agua	32	242	20	235
Matorral arborescente	25	66	16	122
Matorral pradera	13	27	8	23
Matorral	8	22	5	33
Bosques urbanos	10	61	8	106
Playas, dunas y arenales	19	658	0	0
Plantaciones	6	41	9	110
Áreas verdes urbanas	17	255	10	43
Terrenos abandonados	13	112	13	45
Aeródromo	6	14	5	26
Instalaciones deportivas y de ocio	15	136	7	22
Tejido urbano discontinuo	18	130	17	57
Tejido urbano continuo	16	162	21	119
Zonas de extracción de áridos	3	9	2	6

Fuente: Elaboración propia.

Las playas, dunas y arenales poseen los máximos valores de abundancia porque es hábitat de las especies más numerosas del área de estudio como por ejemplo el playero de Baird y la golondrina chilena (Gráfico 1 y Anexo 4). A su vez, el tejido urbano discontinuo es la cobertura más abundante dentro del área urbana porque contiene una alta cantidad de las tres especies más numerosas registradas sin considerar al playero de Baird (golondrina chilena, gorrión y paloma doméstica) (Gráfico 1 y Anexo 4).

En cuanto a la vegetación leñosa, las quebradas y cursos de agua en conjunto con el tejido urbano continuo presentan los máximos valores de abundancia al contener varios individuos de eucalipto (la especie más frecuente del área de estudio) y el ciprés de Monterrey (la cuarta especie más numerosa) respectivamente (Gráfico 2 y Anexo 6).

4.2 Análisis de la composición y función de las comunidades.

4.2.1 Origen de las especies y estado de conservación.

El Gráfico 3 evidencia la preponderancia de las especies de aves nativas por sobre las exóticas para toda el área de estudio. De todas las especies avistadas, se identificaron 76 especies nativas y tres exóticas. Las especies exóticas de Pichilemu están representadas por la codorniz (*Callipepla californica*), el gorrión (*Passer domesticus*) y la paloma doméstica (*Columbia livia*). De las 74 especies nativas, cuatro de ellas son endémicas del país tales como el canastero (*Pseudasthenes humicola*), el churrín del norte (*Scytalopus fuscus*), la tenca (*Mimus thenca*) y la turca (*Pterotochos megapodius*).

Existen pocas coberturas que efectivamente posean especies endémicas, ya que la mayoría de ellas se concentran en los matorrales de toda índole, especialmente en el matorral y el arborescente en donde alcanzan a representar entre el 20% al 40% de las especies de sus puntos de muestreo. Además, las quebradas y cursos de agua también albergan especies endémicas, las cuales constituyen aproximadamente el 10% de la composición de algunos de sus puntos de muestreo.

La predominancia de especies nativas se refleja en varias coberturas donde incluso llegan a representar la totalidad de la composición de sus puntos de muestreo, como en las plantaciones (100%) y las zonas de extracción de áridos (100%). Asimismo, las especies de este grupo constituyen grandes porciones de los puntos de muestreo correspondientes a los humedales (superior al 90%) y al tejido urbano continuo (entre un 70% a un 88% aproximadamente).

En cambio, las coberturas con las mayores proporciones de especies exóticas son las áreas verdes urbanas (entre un 50% a un 30%) y las instalaciones deportivas y de ocio (entre un 50% a un 15%).

No obstante, si se clasifican a todos a los individuos registrados sólo de acuerdo al origen de la especie a la cual pertenecen, aparece una tendencia con leves diferencias al análisis empleando sólo a las especies. Por ejemplo, aunque existe un predominio de especies nativas en la composición de las áreas verdes urbanas y los terrenos abandonados, la mayoría de sus individuos son de origen exótico (superando el 50% de los individuos registrados en cada cobertura) (Tabla 9). Esto implica la existencia de pocas especies exóticas que poseen un amplio número de individuos -la paloma doméstica en las áreas verdes urbanas y el gorrión en los terrenos abandonados- en detrimento de muchas especies nativas que están representadas por pocos ejemplares.

Tabla 9. Origen de los individuos en las coberturas de suelo en Pichilemu.

Cobertura	Avifauna		Vegetación leñosa	
	Individuos nativos (%)	Individuos exóticos (%)	Individuos nativos (%)	Individuos exóticos (%)
Humedales y cuerpos de agua	97,44	2,56	30,93	69,06
Quebradas y cursos de agua	97,70	2,30	60,42	39,57
Matorral arborescente	96,97	3,03	83,61	16,39
Matorral pradera	100	0	95,65	4,35
Matorral	50	50	21,21	78,79
Bosques urbanos	67,20	32,80	0	100
Playas, dunas y arenales	99,09	0,91	-	-
Plantaciones	100	0	10	90
Áreas verdes urbanas	40,78	59,22	9,75	90,24
Terrenos abandonados	38,39	61,61	33,33	66,67
Aeródromo	85,71	14,29	7,69	92,31
Instalaciones deportivas y de ocio	66	34	0	100
Tejido urbano discontinuo	83,85	16,15	8,77	91,23
Tejido urbano continuo	58,64	41,36	16,81	83,19
Zonas de extracción de áridos	100	0	0	100

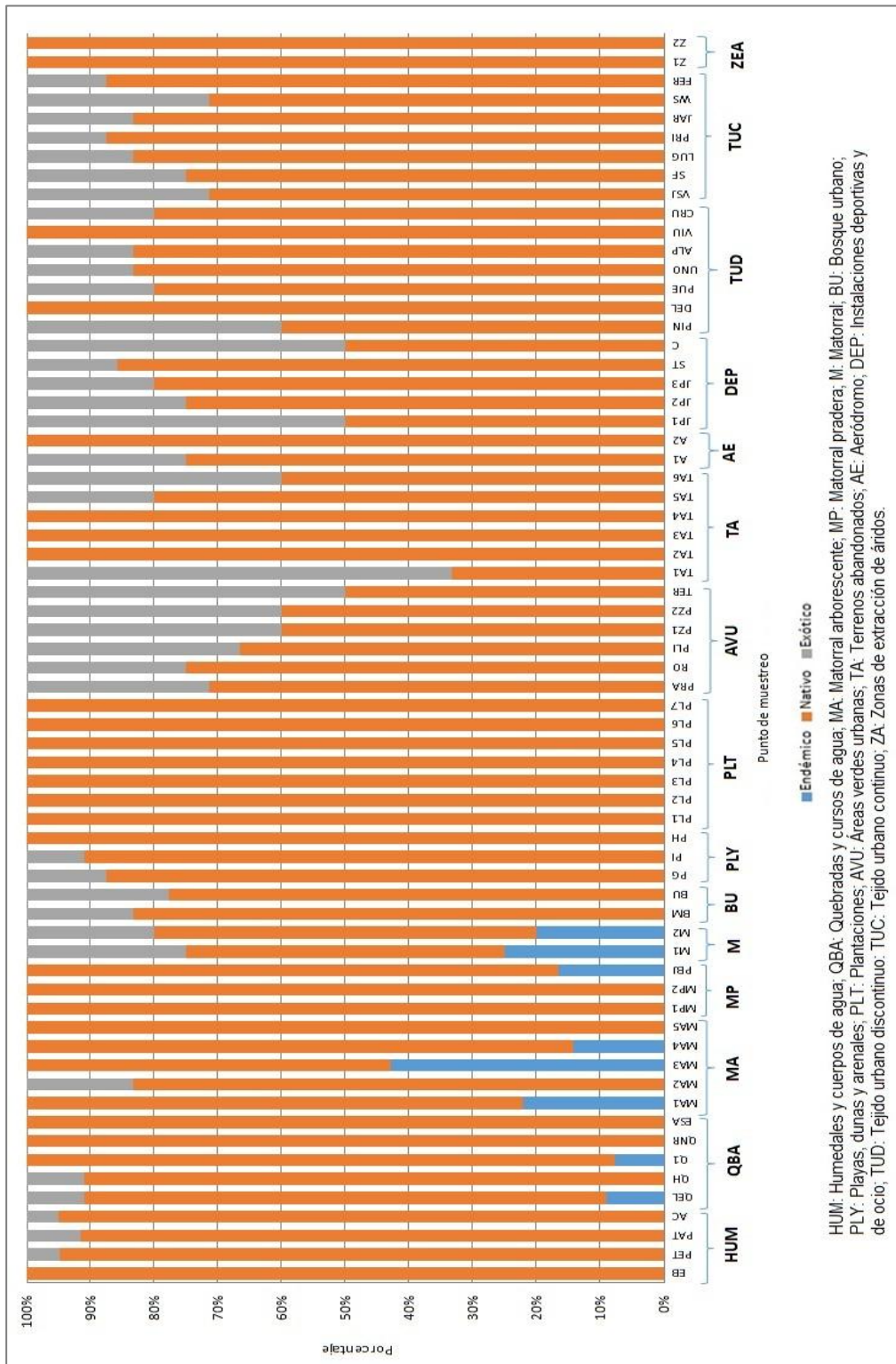
Fuente: Elaboración propia.

A diferencia de la avifauna, se observa un predominio de las especies vegetales leñosas de origen exótico en el área de estudio, en donde la mayoría de ellas provienen de Europa, América del Norte y Australia (Gráfico 4 y Anexo 5). En total existe un registro de 25 nativas y 39 exóticas, de las cuales 11 son catalogadas exóticas invasoras. De las 25 especies nativas, 17 de ellas tienen un origen endémico entre las más recurrentes (en frecuencia y número de coberturas abarcadas) son el boldo (*Peumus boldus*), el litre (*Lithraea caustica*) y el molle (*Schinus latifolius*).

En el Gráfico 4 se aprecian coberturas cuyos puntos de muestreo están representados completamente por especies exóticas (100%) tales como el bosque urbano, las instalaciones deportivas y de ocio, y las zonas de extracción de áridos. La misma tendencia se observa en las áreas verdes urbanas y el tejido urbano discontinuo, aunque con una menor proporción de especies exóticas en sus puntos de muestreo, porque existe una variabilidad entre el 100% y el 75%. Al contrario, las coberturas que poseen las proporciones más significativas de especies endémicas corresponden a los tres tipos de matorral: matorral (70%), matorral pradera (entre el 50% y el 80%) y matorral arborescente (entre el 0% al 90%).

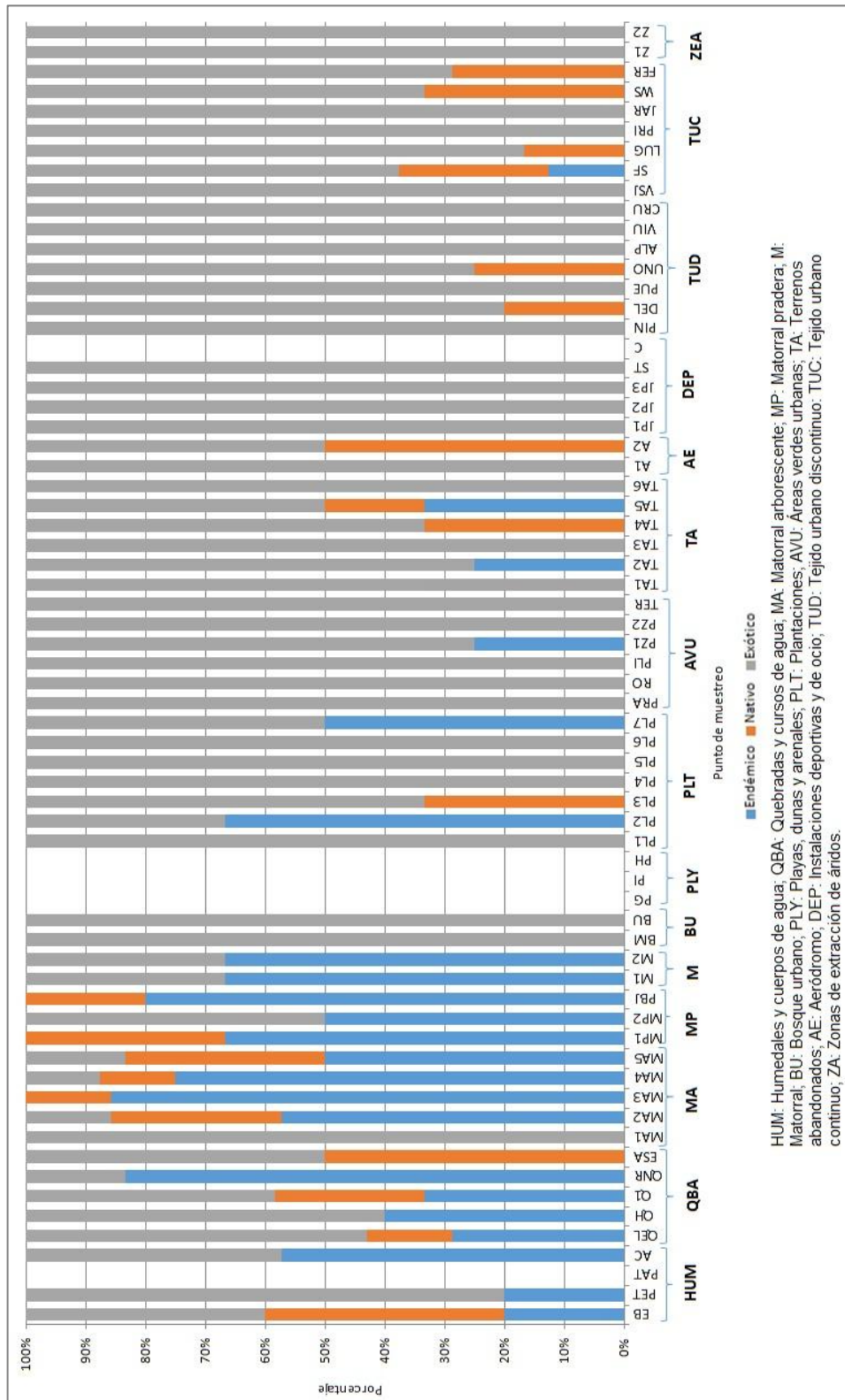
Aunque la mayoría de las especies en los humedales y cuerpos de agua en conjunto con las quebradas y cursos de agua son de origen exótico, la primera cobertura contiene una mayor proporción de individuos de este origen con un 70% aproximadamente (Tabla 9). De este modo, casi tres cuartas partes de los individuos encontrados de los humedales y cuerpos de agua corresponden al eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y altramuz (*Lupinus arboreus*), las cuales se caracterizan por ser especies exóticas invasoras (Anexo 5).

Gráfico 3. Origen de las especies de avifauna.



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico 4. Origen de las especies de vegetación leñosa.



Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a las especies exóticas invasoras (EEI), en la Tabla 10 se observa que las coberturas con mayor porcentaje de estas especies son las zonas de extracción de áridos (100%), los bosques urbanos (88,89%) y las plantaciones (82,73%) ya que sus comunidades están compuestas principalmente por el pino radiata (*Pinus radiata*) y eucalipto (*Eucalyptus globulus*). En menor medida el matorral y las instalaciones deportivas y de ocio albergan una amplia cantidad de EEI debido a la predominancia del altramuza (*Lupinus arboreus*) y álamo negro (*Populus nigra*) respectivamente. Por otro lado, las coberturas con menor proporción de este tipo de especies son el matorral pradera (4,35%) y matorral arborescente (14,75%). El tejido urbano discontinuo (33,33%) tiene una cantidad superior de EEI que en el tejido urbano continuo (15,13%) debido a que tal vez la extensión de sus jardines privados es mucho mayor en la segunda cobertura, por lo que favorece el establecimiento y dispersión de una gama más amplia de estas especies. Resulta interesante que el aeródromo presente una menor cantidad de EEI (23,1%) que los humedales y cuerpos de agua (35,7%) en conjunto con las quebradas y cursos de agua (35%).

Tabla 10. Especies leñosas exóticas invasoras (EEI) por cobertura de suelo.

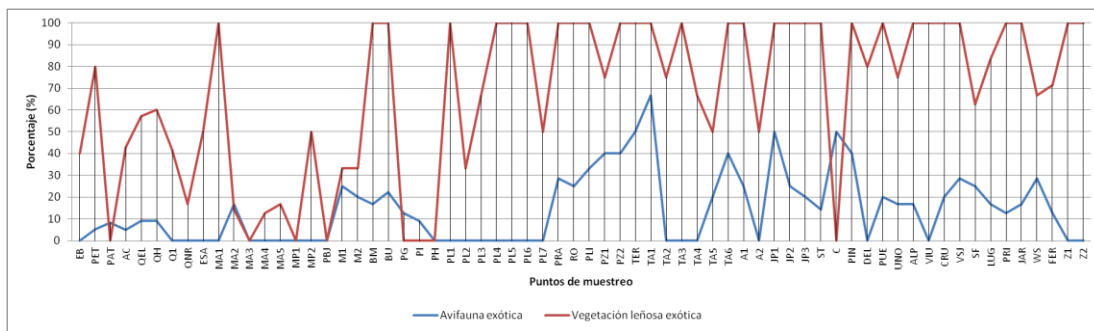
Cobertura	EEI leñosas (%)
Humedales y cuerpos de agua	35,71
Quebradas y cursos de agua	35
Matorral arborescente	14,75
Matorral pradera	4,35
Matorral	78,79
Bosques urbanos	88,89
Playas, dunas y arenales	-
Plantaciones	82,73
Áreas verdes urbanas	40
Terrenos abandonados	48,89
Aeródromo	23,08
Instalaciones deportivas y de ocio	57,14
Tejido urbano discontinuo	33,33
Tejido urbano continuo	15,13
Zonas de extracción de áridos	100

Fuente: Elaboración propia.

Si se comparan los gráficos 3 e 4, se evidencia que en general los puntos de muestreo que poseen una gran porción de especies vegetales endémicas coinciden con los que poseen altos porcentajes de especies de avifauna del mismo origen en su composición. Por ejemplo, el punto MA3 (Matorral arborescente 3) es el que tiene la mayor proporción de especies de vegetación (85%) y avifauna (45%) endémica de toda el área de estudio. Otro punto que sigue la misma tendencia es el PBJ (Península el Bajel) localizado en la cobertura matorral pradera en donde la alta representación de especies de avifauna endémica (18%) calza con la predominancia de especies del mismo origen (80%). Por lo tanto, una porción considerable de vegetación endémica condiciona la presencia de especies de avifauna del mismo origen.

Asimismo, en general también existen puntos de muestreo en que la alta representatividad de especies vegetales exóticas calza con la predominancia de especies de avifauna del mismo origen. Tal es el caso del punto JP1 (Jardín privado 1) y TER (Santuario Sor Teresa) los cuales la enorme proporción de especies leñosas exóticas (100%) se traduce en una alta presencia de especies de avifauna del mismo origen en su composición (50%). De este modo, al parecer la vegetación exótica favorece el establecimiento y colonización de especies de aves de la misma procedencia en las coberturas verdes e híbridas situadas al interior de la zona urbana de Pichilemu (instalaciones deportivas y de ocio, bosques urbanos, áreas verdes urbanas, tejido urbano continuo y tejido urbano discontinuo).

Gráfico 5. Porcentaje de las especies de avifauna y vegetación leñosa exótica por punto de muestreo.



Fuente: Elaboración propia.

El punto C (Cancha deportiva) marca otra tendencia válida para el establecimiento de especies de avifauna exótica porque aquellas poseen una alta representatividad (50%) ante la no existencia de vegetación leñosa. Por ende, se denota que posiblemente las especies exóticas también son favorecidas por la ausencia absoluta de vegetación puesto que muchas de ellas sólo dependen de la infraestructura para su sobrevivencia en la zona urbana de Pichilemu.

El punto TA1 (terrenos abandonados 1) refleja la proporción más elevada de especies de aves exóticas (65%) de toda el área de estudio porque no sólo está provista de una alta cantidad de vegetación leñosa del mismo origen (Gráfico 4), sino que también está rodeada por unas de las zonas con mayor densidad de viviendas de la ciudad (Figura 3 y Figura 4). Como resultado, tal vez esta cobertura híbrida favorece la dispersión y establecimiento de especies de avifauna exótica que depende de la vegetación de la misma procedencia, y otras que dependen netamente de la infraestructura (Anexo 4).

Cabe destacar que las plantaciones poseen más especies vegetales nativas y endémicas (32% a 68%) que los bosques urbanos (0%), en su mayoría correspondientes al estrato arbustivo (Gráfico 4 y Anexo 5). De este modo, la presencia de remanentes de vegetación arbustiva nativa y endémica en las plantaciones puede influir a que todos sus puntos de muestreo estén compuestos por especies de avifauna nativa, en contraste con los del bosque urbano que exhiben entre un 70% a un 80% de aves de este origen.

Siguiendo la misma línea, se puede observar que las plantaciones poseen puntos de muestreo con mayor proporción de especies vegetales endémicas (entre el 50% al 65% de la composición) que los humedales y cuerpos de agua (entre el 20% al 58%), lo que afecta el grado de representatividad de la avifauna nativa al visualizar que la primera cobertura (100%) es superior a la segunda (entre el 90% al 100%).

Las especies de avifauna amenazadas detectadas en el área de estudio se concentran principalmente en las coberturas de suelo cuya superficie contiene una baja proporción de infraestructura, tales como los humedales y cuerpos de agua en conjunto con las playas, dunas y arenales. En la primera cobertura mencionada se detectaron la torcaza (*Patagioenas araucana*) en la Laguna el Bajel, el cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) en la Laguna El Petrel y la Laguna los Patos, el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) en la Laguna El Petrel y la Laguna El Ancho, y el cuervo del pantano (*Plegadis chihi*) en la Laguna El Petrel. En la segunda cobertura se registró el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) en la Playa Grande y la Playa Hermosa, y el pelicano de Humboldt (*Pelecanus thagus*) en la Playa Hermosa. Adicionalmente, las quebradas y cursos de agua tienen la capacidad para albergar especies amenazadas porque se detectó la presencia del cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*).

La única especie de vegetación leñosa amenazada del área de estudio es el arrayancillo (*Myrceugenia lanceolata*), el cual fue encontrado en la Quebrada 1 de la cobertura quebradas y cursos de agua, y el pasaje San Fernando del tejido urbano continuo.

4.2.2 Representatividad de las cinco especies más abundantes por cobertura.

A partir de la Tabla 11 se observa que las cinco especies más abundantes por cobertura tienen una alta variabilidad, por lo que cada cobertura posee diferentes combinaciones de especies de avifauna. Existe un notorio contraste entre las especies generalistas que tienen una amplia distribución y las especies especialistas que son detectadas apenas en una cobertura. De las primeras se destaca la golondrina chilena (*Tachycineta meyeri*) que está entre las cinco especies más abundantes en diez de 15 coberturas de Pichilemu. Incluso su representatividad es tan elevada que constituye el 60% de todos los individuos registrados en los humedales y cuerpos de agua, el 50% de las instalaciones deportivas y de ocio, y el 38% del tejido urbano discontinuo.

Tabla 11. Representatividad de las cinco especies de avifauna más numerosas por cobertura de suelo.

Coberturas de suelo	Especies más abundantes									Total	
	Especie 1	%	Especie 2	%	Especie 3	%	Especie 4	%	Especie 5		%
Humedales y cuerpos de agua	Golondrina chilena	60	Gaviota cáhuil	12	Tagua chica	11	Pato rana p. delgado	9	Tordo	9	100
Quebradas y cursos de agua	Golondrina chilena	36	Queltehue	20	Chercán	15	Jilguero	15	Tagua común	15	100
Matorral arborescente	Mirlo	29	Queltehue	21	Jilguero	18	Chercán	18	Golondrina chilena	14	100
Matorral pradera	Tórtola	35	Diucón	18	Queltehue	18	Tordo	18	Loica	12	100
Matorral	Codorniz	53	Chercán	21	Golondrina chilena	16	Churrín del norte	5	Tijeral	5	100
Bosques urbanos	Golondrina chilena	26	Tordo	24	Paloma doméstica	22	Zorzal	17	Gorrión	11	100
Playas, dunas y arenales	Playero de Baird	75	Golondrina chilena	10	Gaviota dominicana	7	Gaviota cáhuil	5	Yeco	3	100
Plantaciones	Picaflor chico	43	Tordo	25	Chercán	23	Diuca	8	Aguilucho común	3	100
Áreas verdes urbanas	Paloma doméstica	53	Golondrina chilena	25	Gorrión	14	Zorzal	4	Chincol	3	100
Terrenos abandonados	Gorrión	45	Golondrina chilena	25	Paloma doméstica	24	Loica	3	Jilguero	3	100
Aeródromo	Queltehue	38	Diuca	23	Paloma doméstica	15	Tordo	15	Loica	8	100
Instalaciones deportivas y de ocio	Golondrina chilena	50	Gorrión	25	Garza boyera	9	Zorzal	8	Paloma doméstica	7	100
Tejido urbano discontinuo	Golondrina chilena	38	Diuca	19	Tordo	18	Gorrión	17	Zorzal	9	100
Tejido urbano continuo	Gorrión	32	Golondrina chilena	31	Paloma doméstica	19	Zorzal	10	Jilguero	9	100
Zonas de extracción de áridos	Tordo	56	Cachudito	33	Picaflor chico	11	-	-	-	-	100

Fuente: Elaboración propia.

En segundo lugar, está la paloma doméstica (*Columba livia*) cuyos individuos se localizan en siete coberturas distintas, principalmente en las que tiene una alta densidad de edificaciones combinada con el estrato arbóreo de la vegetación en diferentes proporciones, desde las áreas verdes y bosques urbanos hasta el tejido urbano continuo.

El gorrión (*Passer domesticus*) también es una de las especies que opta por una ocupación heterogénea de hábitats, aunque sólo se restringe a las que posee un alto grado de participación de infraestructura en la cobertura que va desde el tejido urbano continuo y las instalaciones deportivas y de ocio hasta las áreas verdes urbanas y los terrenos abandonados. La predominancia de gorriones domésticos en los terrenos abandonados se debe a la elevada cantidad de postes y cables eléctricos encontrados en los puntos TA1 (terrenos abandonados 1) y TA6 (terrenos abandonados 6) (Figura 7 y Anexo 4).

Figura 7. Postes y cables eléctricos en los puntos TA1 y TA6.



Fuente: Elaboración propia.

El tordo (*Curaeus curaeus*) es una especie que también presenta una preferencia variada de hábitats puesto que es una de las especies más numerosas en seis coberturas con diferentes proporciones entre vegetación arbórea e infraestructuras creadas por el ser humano. Su selección de hábitats es tan variada que se puede encontrar desde el matorral pradera hasta las zonas de extracción de áridos.

Tanto el chercán (*Troglodytes aedon*) como el zorzal (*Turdus falklandii*) constituyen especies numerosas que se localizan en cinco coberturas diferentes. No obstante, el zorzal tiende a habitar en coberturas urbanas (tejido urbano continuo, tejido urbano discontinuo, instalaciones deportivas y ocio, áreas verdes urbanas y bosque urbano), mientras que el chercán prefiere establecerse en coberturas ocupadas en su mayoría por la vegetación (humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, matorral arborescente, matorral y plantaciones).

Cabe destacar que el queltehue (*Vanellus chilensis*), la loica (*Sturnella loyca*) y la tórtola (*Zenaida auriculata*) poseen una preferencia marcada por las coberturas con un predominio del estrato herbáceo tales como el matorral pradera, el aeródromo, los terrenos abandonados y, en menor medida, el matorral arborescente.

La Tabla 11 también evidencia la presencia de especies especialistas en coberturas tales como los humedales y cuerpos de agua, las playas, dunas y arenales, el matorral, el matorral pradera, y el matorral arborescente. Por ejemplo, se detectó el pato rana de pico delgado (*Oxyura vitata*), la tagua común (*Fulica armillata*), la tagua chica (*Fulica leucoptera*), el tijeral (*Leptasthenura aegithaloides*), el colilarga (*Sylviorthorhynchus desmursii*), el playero de Baird (*Calidris bairdii*), la gaviota cáhuil (*Larus maculipennis*), el yeco (*Phalacrocorax brasilianus*), el churrín del norte (*Scytapolum fuscus*) y el aguilucho común (*Geranoaetus polyosoma*).

La Tabla 12 evidencia la predominancia del eucalipto (*Eucalyptus globulus*), pino radiata (*Pinus radiata*) y el ciprés de Monterrey (*Cupressus macrocarpa*) en gran parte de las coberturas del área de estudio. De hecho, al menos una de estas tres especies están dentro de las cinco más abundantes en casi todas las coberturas salvo en el matorral, matorral arborescente y matorral pradera. Por lo tanto, se refuerza la idea en que las especies leñosas más abundantes son al mismo tiempo las que optan por una mayor variedad de hábitats.

Tabla 12. Representatividad de las cinco especies de vegetación leñosa más numerosas por cobertura.

Coberturas de suelo	Especies más abundantes							Total			
	Especie 1	%	Especie 2	%	Especie 3	%	Especie 4		%	Especie 5	%
Humedales y cuerpos de agua	Eucalipto	35	Altramuz	31	Mayu	18	Sauce llorón	8	Boldo	7	100
Quebradas y cursos de agua	Eucalipto	26	Quila	22	Litre	20	Boldo	20	Zarzamora	12	100
Matorral arborescente	Mitique	31	Litre	21	Molle	18	Romerillo	15	Zarzamora	14	100
Matorral pradera	Romerillo	40	Mitique	20	Molle	20	Boldo	10	Sauce chileno	10	100
Matorral	Altramuz	79	Litre	6	Molle	6	Peumo	6	Boldo	3	100
Bosques urbanos	Eucalipto	66	Pino radiata	19	Zarzamora	6	Ciprés de Monterrey	4	Aromo negro	4	100
Playas, dunas y arenales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
Plantaciones	Pino radiata	51	Eucalipto	34	Ciprés de Monterrey	8	Romerillo	4	Litre	3	100
Áreas verdes urbanas	Palmera de las Canarias	38	Ligustrina	27	Ciprés de Monterrey	14	Álamo negro	11	Arrayán	11	100
Terrenos abandonados	Pino radiata	42	Romerillo	28	Eucalipto	11	Mióspero	11	Ciprés de Monterrey	8	100
Aeródromo	Ciprés de Monterrey	58	Altramuz	23	Colliguay	8	Álamo negro	8	Mióspero	4	100
Instalaciones deportivas y de ocio	Álamo negro	37	Pino radiata	21	Aromo negro	21	Eucalipto	11	Palmera de las Canaria	11	100
Tejido urbano discontinuo	Mióspero	34	Aromo del país	34	Ciprés de Monterrey	13	Ligustro	11	Álamo negro	8	100
Tejido urbano continuo	Mióspero	40	Ciprés de Monterrey	19	Arrayancillo	15	Pino radiata	13	Palmera de Washington	13	100
Zonas de extracción de áridos	Eucalipto	67	Pino radiata	33	-	-	-	-	-	-	100

Fuente: Elaboración propia.

A diferencia de estas especies, el altramuz (*Lupinus arboreus*) tiene una distribución más restringida, ya que es altamente abundante en coberturas que se encuentren cerca de un cuerpo o curso de agua. Por ejemplo, esta especie es la más abundante en los puntos M1 (Matorral 1) y M2 (Matorral 2) donde esta especie es la más abundante debido a su gran cercanía al mar (Figura 3, Figura 4 y Anexo 4).

El álamo negro (*Populus nigra*) se caracteriza por ser una de las cinco especies más abundantes en coberturas correspondientes al área urbana de Pichilemu tales como el tejido urbano discontinuo, instalaciones deportivas y de ocio, aeródromo y áreas verdes urbanas. El mismo caso se observa para el mióspero (*Myoporum laetum*) el cual es la especie más abundante en zonas altamente urbanizadas como el tejido urbano continuo y el tejido urbano discontinuo.

A partir de la Tabla 12, se puede establecer la separación de las especies más numerosas por cada cobertura en dos grupos. El primero estaría conformado por las coberturas con una mayor proporción de vegetación y superficies de agua (humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, matorral arborescente, matorral pradera y, en menor medida, matorral), los cuales tienen especies nativas e incluso endémicas como las más abundantes dentro de su composición. Como son áreas que tienen impactos aminorados de la urbanización, estas coberturas podrían representar la composición de las comunidades vegetales previas a su transformación en territorios urbanos. Por otro lado, el segundo grupo está conformado por coberturas que poseen una mayor participación de infraestructura urbana en su superficie y poseen perturbaciones antrópicas de alta intensidad, lo que se traduce en la presencia mayoritaria de especies exóticas.

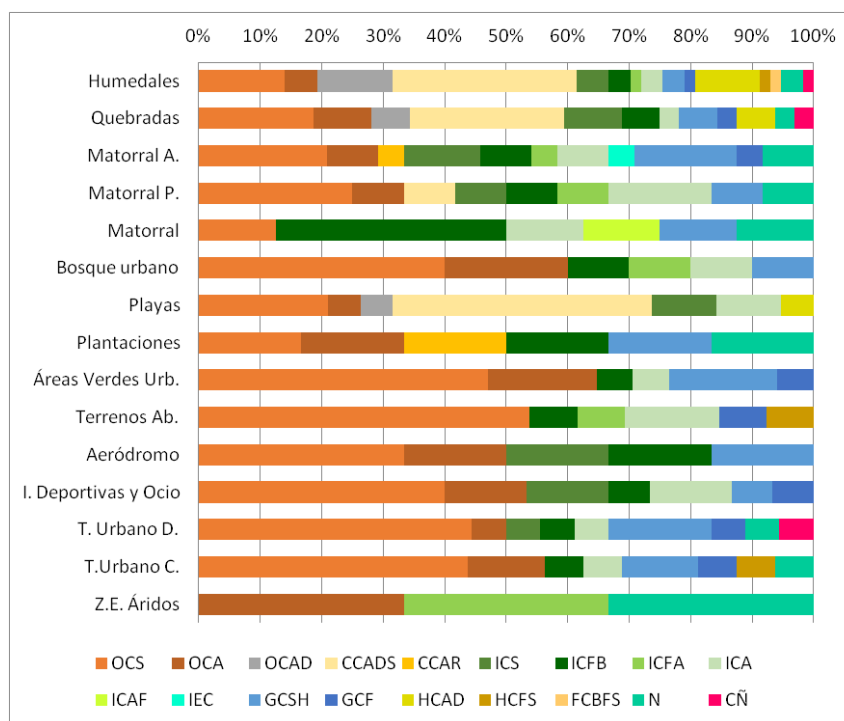
Tanto la Tabla 11 como la Tabla 12 refuerzan la idea que las coberturas que posean una alta predominancia de vegetación nativa y endémica están proclives a albergar

especies de avifauna del mismo origen. Las especies que no pertenecen a las cuatro más abundantes del área de estudio (queltehue, chercán, mirlo, tagua común, tagua chica y pato rana de pico delgado) ocupan una mayor porción de las comunidades correspondientes a las coberturas con mayor proporción de vegetación nativa (quebradas y cursos de agua, matorral arborescente, matorral y, en menor medida, los humedales y cuerpos de agua). A su vez, se observa que tres de las cuatro especies más abundantes de Pichilemu (golondrina chilena, gorrión y paloma doméstica) tienden a ocupar considerables porciones de las comunidades de las coberturas con mayor participación de la vegetación exótica (plantaciones, áreas verdes urbanas, terrenos abandonados, aeródromo, instalaciones deportivas y de ocio, tejido urbano discontinuo y tejido urbano continuo).

4.2.3 Gremios tróficos de la avifauna.

El Gráfico 6 revela la distribución de los gremios tróficos de las especies de avifauna en cada cobertura de suelo. Esta distribución se caracteriza por ser heterogénea porque existen coberturas con una alta variedad de gremios y otras que poseen una baja cantidad de estas agrupaciones. Las más diversas corresponden a coberturas con amplias extensiones de vegetación o superficies acuáticas (humedales y cuerpos de agua con 15 gremios, quebradas y cursos de agua con 12 gremios, matorral arborescente con 11 gremios) como por aquellas que poseen una gran densidad de infraestructura urbana (tejido urbano discontinuo con nueve gremios y el tejido urbano continuo con ocho gremios). Por otro lado, las menos diversas están restringidas en la zona urbana como, por ejemplo, las zonas de extracción de áridos con sólo tres gremios y el aeródromo con cinco gremios. Este patrón evidencia coberturas que contienen comunidades de avifauna complejas donde convergen múltiples nichos ecológicos que contrastan con otras cuyas comunidades son mucho más simplificadas.

Gráfico 6. Gremios tróficos de la avifauna.



OCS (Omnívoro colector de suelo); OCA (Omnívoro colector arbóreo); OCAD (Omnívoro colector de agua dulce); CCADS (Carnívoro colector de agua dulce y/o salada); CCAR (Carnívoro cazador aéreo); ICS (Insectívoro colector de suelo); ICFB (Insectívoro colector de follaje bajo); ICFA (Insectívoro colector de follaje alto); ICA (Insectívoro cazador aéreo); ICAF (Insectívoro cazador aéreo de follaje); IEC (Insectívoro excavador de corteza); GCSH (Granívoro cazador de suelo y herbáceas); GCF (Granívoro colector de follaje); HCAD (Herbívoro colector de agua dulce); HCFS (Herbívoro colector de follaje y suelo); N (Nectarívoro); CÑ (carroñero).

Fuente: Elaboración propia.

Los omnívoros en general tienden a aumentar a medida que la cobertura es más urbana (de un 31% en los humedales y cuerpos de agua a un 56% en el tejido urbano continuo y un 65% en las áreas verdes urbanas), en especial las que poseen un sustrato de alimentación tanto en el suelo como en el estrato arbóreo. De este modo, especies pertenecientes al gremio omnívoro colector de suelo como la paloma doméstica (*Columbia livia*), el gorrión (*Passer domesticus*), el zorzal (*Turdus falklandii*) y la gaviota dominicana (*Larus dominicanus*) resultan beneficiadas por el crecimiento urbano, ya que su representatividad aumenta tres veces desde los humedales y cuerpos de agua (15%) hasta el tejido urbano (45%). La misma tendencia se observa para los omnívoros colectores arbóreos como el tordo (*Curaeus curaeus*), fío-fío (*Elaenia albiceps*) y chincol (*Zonotrichia capensis*) cuya proporción aumenta de un 7% en las coberturas menos intervenidas a un 30% en las zonas de extracción de áridos.

Los carnívoros tienden a estar relegados en coberturas con amplias extensiones de vegetación y/o superficies acuáticas. Los carnívoros cazadores aéreos –compuestas por

rapaces tales como el aguilucho común (*Geranoaetus polyosoma*) y el cernícalo (*Falco sparverius*)- solamente fueron registrados en el matorral arborescente y las plantaciones. Estas especies poseen muy baja representatividad, ya que el cernícalo apenas representa el 5% de todas las especies avistadas en el matorral arborescente, mientras que el aguilucho común comprende apenas el 15% de los registros en las plantaciones. Los carnívoros colectores de agua dulce y salada –integrado por especies piscívoras y/o que se alimentan de invertebrados acuáticos tales como el cuervo del pantano (*Plegadis chihi*), garza chica (*Egretta thula*), garza grande (*Ardea alba*), garza cuca (*Ardea cocoi*), playero de Baird (*Calidris bairdii*), siete colores (*Tachuris rubrigastra*), trabajador (*Phleocryptes melanops*), yeco (*Phalacrocorax brasilianus*), zarapito (*Numenius phaeopus*), entre otros- donde se concentran exclusivamente en los humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, playas, dunas y arenales, y matorral pradera. Si bien estas especies poseen una mayor representación que las aves rapaces en sus coberturas (fluctuando entre el 7% al 40% de las especies registradas), su distribución es muy acotada porque sólo se encuentran en tres de las 15 coberturas del área de estudio. La presencia de un carnívoro cazador de agua dulce y salada en la última cobertura mencionada se debe al registro de un trabajador (*Phleocryptes melanops*) en el punto PBJ (Península El Bajel). Por lo tanto, los carnívoros comprenden un gremio que resulta perjudicado por la urbanización.

A diferencia de los gremios anteriores, los insectívoros poseen una distribución errática en las diferentes coberturas de suelo debido a la respuesta diferenciada de sus especies en función de su sustrato de alimentación y técnica de forrajeo. Exceptuando al chercán (*Troglodytes aedon*), la representatividad de insectívoros colectores de follaje bajo y suelo –por ejemplo, el churrín del norte (*Scytalopus fuscus*), el trile (*Agelasticus thrilius*), entre otros- disminuye a medida que la cobertura posea una mayor densidad de infraestructura, oscilando entre un 38% en el matorral hasta un 5% en el tejido urbano continuo. Siguiendo la misma línea, los insectívoros colectores de follaje alto –conformado exclusivamente por el colilarga (*Sylviorthorhynchus desmursii*)- están restringidos solamente en el matorral, donde alcanza el 10% de todas las especies registradas en esta cobertura. Los insectívoros excavadores de corteza -representado solamente por el pitío (*Colaptes pitius*)- siguen la misma tendencia, ya que se restringe sólo a una cobertura en toda el área de estudio, donde apenas representa aproximadamente el 5% de las especies registradas en este ecosistema. Las especies correspondientes a los insectívoros colectores de suelo tales como el queltehue (*Vanellus chilensis*), colegial (*Lessonia rufa*), turca (*Pteroptochos megapodius*), minero (*Geositta cunicularia*), dormilona tontita (*Muscisaxicola maclovianus*) y garza boyera (*Bubulcus ibis*) tienden a poseer mayor representatividad tanto en coberturas naturales (humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, matorral arborescente y matorral pradera) y como en urbanas (aeródromo e instalaciones deportivas y de ocio), en donde superan el 10% de todas las especies encontradas en cada una de ellas. Por último, la proporción de los insectívoros cazadores aéreos –integrados por la golondrina chilena (*Tachycineta meyeri*), golondrina de dorso negro (*Pygochelidon cyanoleuca*) y el diucón (*Xolmis pyrope*) – aumenta levemente de un 5% a un 10% aproximadamente desde las coberturas naturales hasta las más urbanizadas.

La representatividad de los granívoros es directamente proporcional con el nivel de participación de la infraestructura en las coberturas, tanto para los que encuentran su alimento en el suelo y herbáceas –por ejemplo, la tórtola (*Zenaida auriculata*), tortolita cuyana (*Columbina picui*), diuca (*Diuca diuca*), entre otros- como en el follaje de los árboles –integrado solamente por el jilguero (*Carduelis barbata*)-. La proporción de granívoros en general aumenta alrededor de un 10% en las coberturas naturales a un 25% en las coberturas híbridas. En particular, este aumento también se observa al considerar el sustrato y técnica de alimentación, ya que la representatividad de los granívoros colectores tanto los de follaje como los de suelo y herbáceas aumentan al triple a medida que la cobertura sea más urbana.

Los herbívoros evidencian una reacción dual al crecimiento urbano debido a las tendencias opuestas que indican su sustrato de alimentación y técnica de forrajeo. Por una parte, los herbívoros colectores de agua dulce –como el cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*), pato real (*Mareca sibilatrix*), tagua común (*Fulica armillata*), tagua chica (*Fulica leucoptera*), tagua de frente roja (*Fulica rufifrons*), entre otros- mantienen una preferencia por las coberturas con menor grado de intervención antrópica tales como los humedales y cuerpos de agua (30%), playas, dunas y arenales (40%), y quebradas y cursos de agua (25%). Al contrario, los herbívoros colectores de follaje y suelo -representados por la rara (*Phytotoma rara*)- aumentan a medida que la cobertura se asocie cada vez más a las áreas urbanas –cuya proporción aumenta del 2% en los humedales y cuerpos de agua al 7% en los tejido urbano continuo y los terrenos abandonados-.

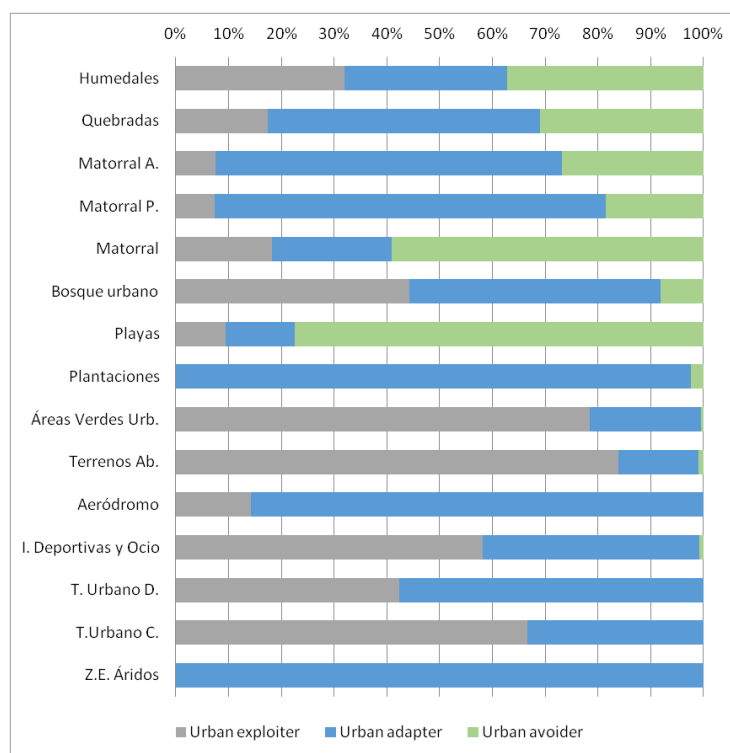
En cuanto a los nectarívoros, sus especies –tales como el picaflor chico (*Sephanoides sephaniodes*) y el picaflor gigante (*Patagona gigas*)- poseen una distribución relativamente pareja, ya que se encuentran en coberturas con diversas combinaciones entre la vegetación y la infraestructura. De hecho, la representatividad de estas especies fluctúa aproximadamente entre el 10% en las coberturas naturales y el 33% en las zonas de extracción de áridos. Por su parte, los carroñeros –representados por el jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*) y el jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*)- muestran una preferencia similar a los nectarívoros en coberturas de diversa composición pero de manera más restringida al localizarse en los humedales y cuerpos de agua (2%), las quebradas y cursos de agua (3%), y el tejido urbano discontinuo (6%).

4.2.4 Clasificación de la avifauna según su respuesta frente a la urbanización.

De un total de 2.368 individuos de avifauna en Pichilemu, la mayoría corresponde a *urban exploiters* (818 individuos), seguido de los *urban avoiders* (790 individuos). Por su parte, los individuos *urban adapters* representan la categoría menos numerosa (759 individuos) (Anexo 8).

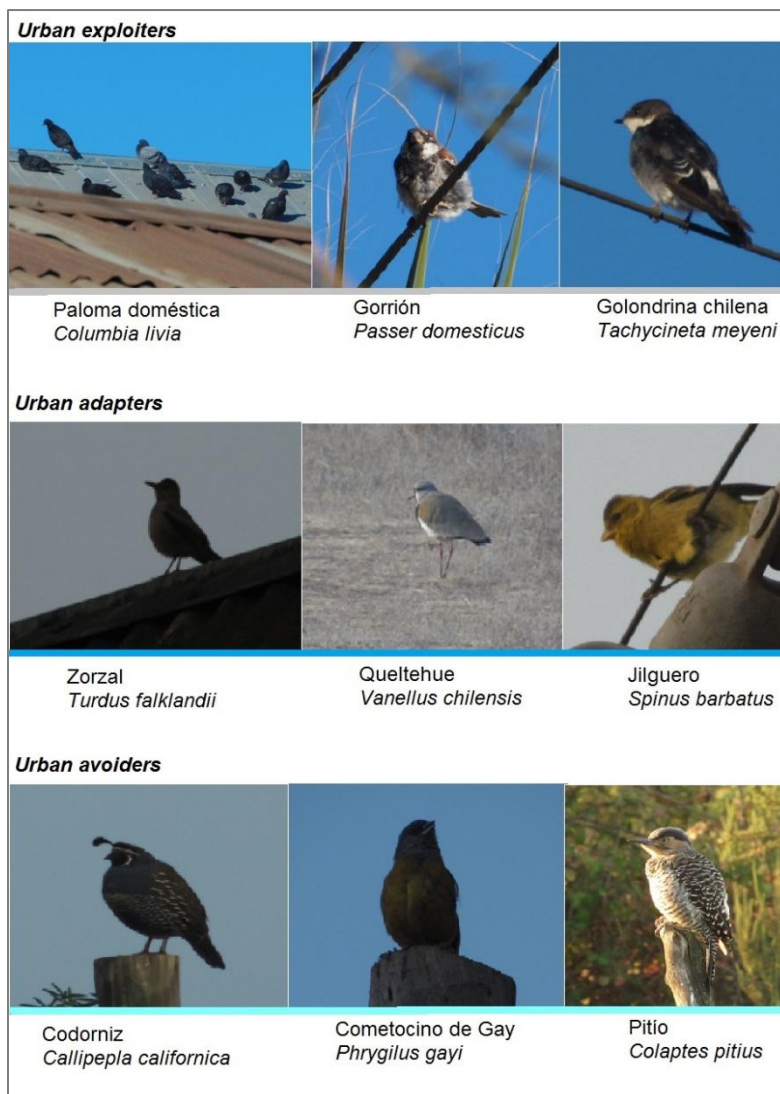
De acuerdo al Gráfico 7, los individuos de las especies *urban exploiters* (gorrión, paloma doméstica y golondrina chilena) tienden a concentrarse en las coberturas más intervenidas por el ser humano (a excepción de las zonas de extracción de áridos). Las coberturas donde la representatividad de los individuos *urban exploiters* supera la mitad de la abundancia total de la cobertura son los terrenos abandonados (84%), áreas verdes urbanas (78%) tejido urbano continuo (67%) y las instalaciones deportivas y de ocio (58%). Los terrenos abandonados y las áreas verdes urbanas obtuvieron altas cifras de representatividad de *urban exploiters* porque el gorrión (40%) y la paloma doméstica (45%) fueron las especies con mayor abundancia relativa respectivamente (Figura 8 y Anexo 4). Cabe destacar que el tejido urbano continuo exhibe una mayor representatividad de individuos *urban exploiter* (78%) que el tejido urbano discontinuo (42%), por lo que posiblemente puede ser influencia del aumento de la densidad de la infraestructura.

Gráfico 7. Categorías de adaptación de la avifauna a la urbanización según cobertura.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 8. Algunas especies *urban exploiters*, *urban adapters* y *urban avoiders* en Pichilemu.



Fuente: Elaboración propia.

Al contrario, las coberturas que señalan la menor proporción de individuos *urban exploiters* se caracterizan en general por tener una menor intervención antrópica. De este modo, las coberturas que exhiben los valores mínimos de abundancia relativa de especies *urban exploiters* son las plantaciones (0%), matorral arborescente (7%), matorral pradera (7%). La moderada proporción de *urban exploiters* en los humedales y cuerpos de agua se debe a la alta abundancia relativa de la golondrina chilena en esta cobertura (31%) (Anexo 4).

En general, las mayores proporciones de individuos *urban adapters* se concentran en coberturas con una baja intervención o que cuenten con una amplia extensión de espacios abiertos. En el primer caso las coberturas con las abundancias relativas más

altas de *urban adapters* son el matorral arborescente (67%) y las quebradas y cursos de agua (52%). En el segundo, las coberturas con mayor representatividad son las zonas de extracción de áridos (100%) y el aeródromo (86%).

El Gráfico 7 indica en general que menos intervenida está la cobertura, mayor es la representatividad de individuos *urban avoiders*. Considerando este patrón, las coberturas con mayor representatividad de especies sensibles a la urbanización son los humedales y cuerpos de agua (37%), quebradas y cursos de agua (31%), y el matorral arborescente (26%). No obstante, los valores máximos de los individuos de esta categoría en Pichilemu se encuentran en las playas, dunas y arenales (78%), seguido del matorral (59%). La alta concentración de individuos correspondientes a una especie *urban avoider* en las playas, dunas y arenales se debe a la considerable dominancia del playero de Baird cuya abundancia relativa en esta cobertura es del 67% (Anexo 4). En cuanto al matorral, la numerosa presencia de individuos *urban avoiders* en esta cobertura se explica principalmente por la alta abundancia relativa de la codorniz (46%) en conjunto con la del churrín del norte, colilarga y tijeral (4,5% para cada especie). Cabe mencionar que si bien la codorniz es considerada una especie exótica, solamente se registró en muy pocas coberturas con una baja perturbación antrópica (matorral arborescente, quebradas y cursos de agua, y, en menor medida, el bosque urbano) (Anexo 4). Por su parte, la proporción de individuos *urban avoiders* en las plantaciones (2%) estuvo representada principalmente por el aguilucho común, especie que se registró solamente en esta cobertura en Pichilemu.

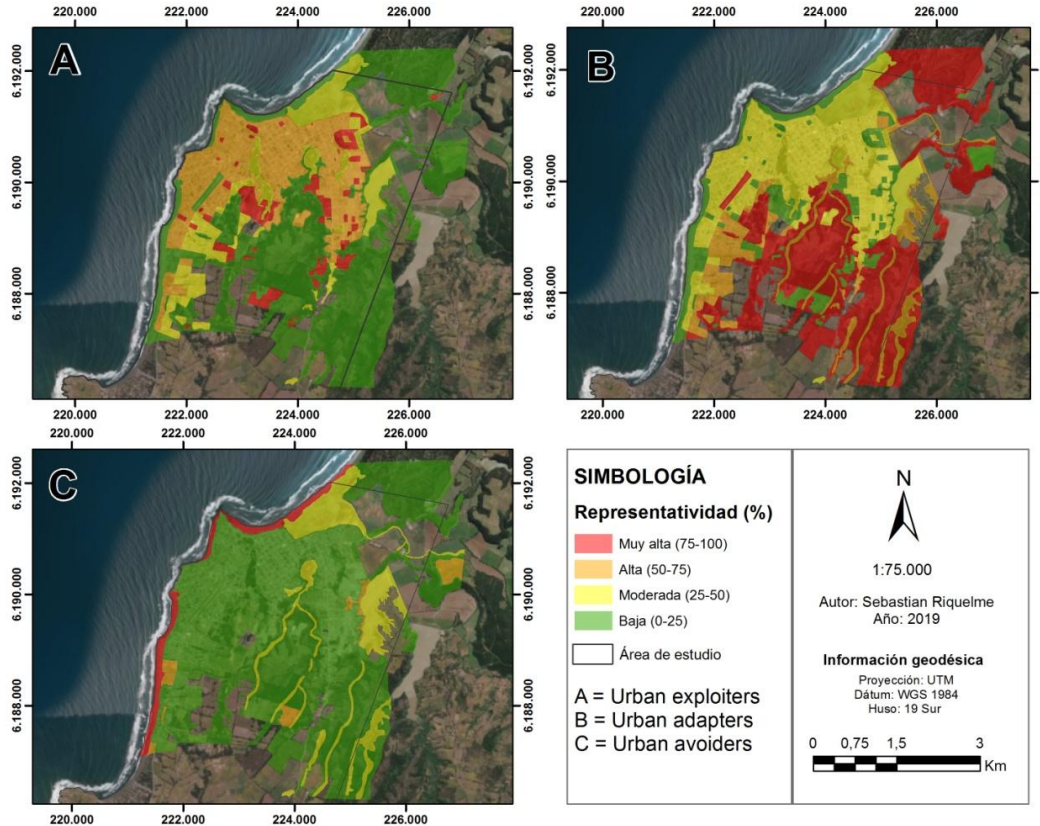
Si se compara la Tabla 12 con el Gráfico 7, se puede observar que las coberturas con mayor proporción de especies sensibles a la urbanización son las mismas en donde las cinco especies más abundantes de vegetación leñosa son de origen nativo y/o endémico. De este modo, se puede demostrar que las especies *urban avoiders* tienden a concentrarse en las coberturas con mayor abundancia de vegetación leñosa nativa y/o endémica. Así, a excepción de las playas, dunas y arenales, se evidencia que los individuos de las especies *urban avoiders* dependen de la vegetación nativa, más aún si pertenecen a gremios tróficos muy especializados (Gráfico 7).

Por el contrario, se observa la tendencia inversa al considerar los individuos de las especies *urban exploiters* cuyas máximas concentraciones están en las coberturas con una amplia abundancia de especies leñosas exóticas. Por lo tanto, se patentó que estas especies pueden aprovechar este alimento para su sobrevivencia al considerar que dos de ellas (gorrión y paloma doméstica) son omnívoras (Gráfico 6).

La Figura 9 espacializa los niveles de representatividad de los individuos de las especies *urban exploiters*, *urban adapters* y *urban avoiders* en cada cobertura. Los individuos correspondientes a las especies beneficiadas por la urbanización (*urban exploiters*) tienden a poseer una mayor representatividad en las coberturas asociadas a zonas altamente densificadas con infraestructura y que cuentan con un alto porcentaje de vegetación leñosa exótica (terrenos abandonados, áreas verdes urbanas, tejido urbano continuo, tejido urbano discontinuo, instalaciones deportivas y de ocio), las cuales se concentran en su mayoría en el área céntrica de Pichilemu y a lo largo de los principales

ejes de la red vial de la ciudad (Avenida Comercio, Avenida Aníbal Pinto, Avenida Cáhul y Avenida La Concepción) (Figura 9 y Figura 3). Por otro lado, estas especies evitan las zonas con baja densidad de infraestructura y proporciones ínfimas de vegetación exótica (salvo las plantaciones y las zonas de extracción de áridos), las cuales se distribuyen en las áreas periféricas de la ciudad.

Figura 9. Grado de representatividad de las especies *urban exploiters*, *urban adapters* y *urban avoiders* por cobertura.



Fuente: Elaboración propia.

Los individuos correspondientes a las especies con una capacidad moderada para tolerar la urbanización (*urban adapters*) poseen una representatividad equilibrada entre diversas coberturas de suelo. De este modo, al parecer los individuos de las especies *urban adapters* mantienen una preferencia marcada por coberturas con amplias extensiones de follaje arbóreo (plantaciones y matorral arborescente), áreas con mediana o muy baja densidad de infraestructura (quebradas y cursos de agua en conjunto con el matorral pradera y el tejido urbano discontinuo) y espacios abiertos (aeródromo y zonas de extracción de áridos), provocando que su representatividad sea superior al 50%. A su vez, exceptuando a los humedales y cuerpos de agua, los individuos de estas especies poseen una representatividad moderada (entre el 25% al 50%) en las coberturas más intervenidas por el ser humano tales como el tejido urbano continuo, bosques urbanos e

instalaciones deportivas y de ocio. De este modo, las coberturas con altas concentraciones de individuos *urban adapters* están relegadas al área periférica meridional, oriente y poniente de la ciudad. Aún así, quizás los individuos de esta categoría se desplacen desde las coberturas en donde su representatividad es muy alta a alta hacia las que poseen una representatividad moderada, generando un patrón de desplazamiento radial desde la zona céntrica a las áreas periféricas y viceversa.

Por su parte, los individuos de las especies sensibles a la urbanización (*urban avoiders*) tienen una mayor representatividad en coberturas con una baja intervención por el ser humano tales como las playas, dunas y arenales, matorral, humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, y matorral arborescente. A diferencia del patrón observado para los *urban exploiters*, la configuración espacial de las coberturas con mayor representatividad de *urban avoiders* está en función de la geomorfología, hidrología y formación vegetal del área de estudio, ya que están confinados a lo largo cursos de agua (Quebradas 1, El León, El Hoyo y Nuevo Reino) y playas arenosas (Playas Grande, Infiernillo y Hermosa), además de estar alrededor de los principales cuerpos de agua (Lagunas El Petrel, El Bajel y el Ancho). Resulta interesante la carencia de representatividad de los individuos de este tipo de especies en coberturas pertenecientes al área urbana de Pichilemu (tejido urbano continuo, tejido urbano discontinuo, áreas verdes urbanas, instalaciones deportivas y de ocio y bosques urbanos). Por lo tanto, los individuos *urban avoiders* tienden estar localizados en las zonas periféricas de Pichilemu y áreas con un grado de cercanía a un curso o cuerpo de agua. Cabe destacar que muchas coberturas de suelo con una alta representatividad de *urban avoiders* están rodeadas por zonas altamente densificadas como por ejemplo las lagunas El Bajel, Petrel y El Ancho, así como también los parches occidentales de matorral (con un nivel alto de representatividad entre el 50% al 75%), y los parches del matorral arborescente ubicados al oriente de la Laguna el Ancho y todas las playas analizadas en este estudio.

4.3 Comparación de la biodiversidad en las coberturas de suelo de Pichilemu.

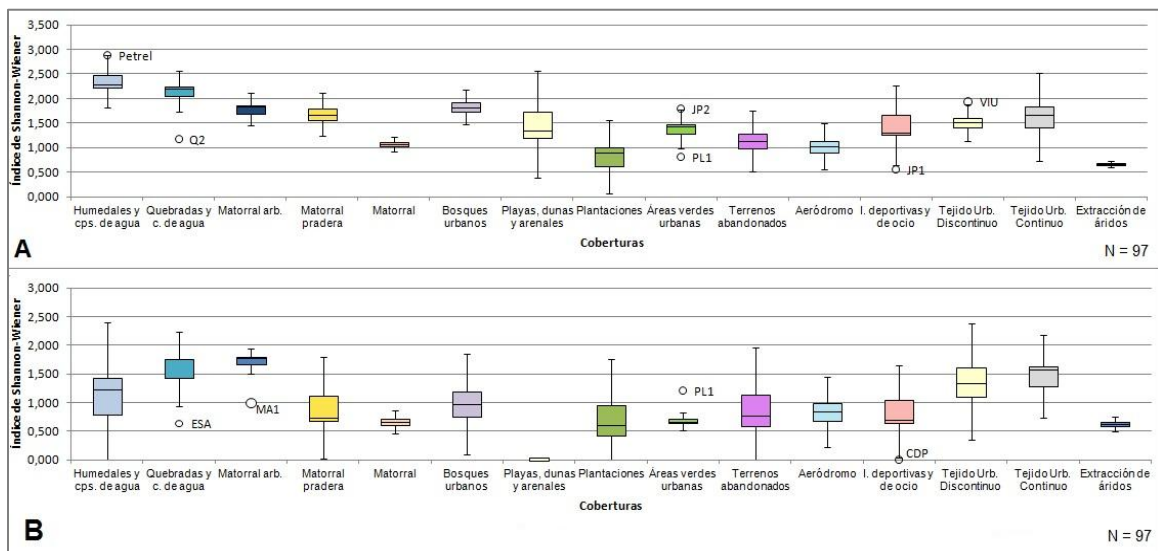
Con una aplicación de un intervalo de confianza del 95%, el test de Kruskal-Wallis señala diferencias estadísticamente significativas entre las coberturas de suelo en términos de las variables de biodiversidad analizadas.

A partir de la Figura 10, se puede observar que los valores de diversidad de la avifauna son superiores a los que exhibe la vegetación en todas las coberturas.

A pesar de que aparentemente las coberturas se vuelven más diversas en avifauna y vegetación leñosa a medida que la intervención antrópica disminuye, en realidad las figuras 10A y 10B evidencian un patrón bimodal de distribución donde existen dos agrupaciones que poseen los valores máximos del índice de Shannon. El primer grupo está compuesto por coberturas con bajas densidades de infraestructura caracterizadas por presentar valores superiores a $H' = 1,500$ (humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, matorral arborescente y bosque urbano). Por su parte, el segundo grupo

está conformado por ambos tejidos urbanos (continuo y discontinuo) cuyas medianas sobrepasan el valor de $H'=1,000$, por lo que tienen mayor diversidad en ambos taxones que las áreas verdes urbanas, instalaciones deportivas y de ocio, terrenos abandonados, aeródromo, y playas, dunas y arenales. Sumado al matorral y las zonas de extracción de áridos, estas últimas coberturas mencionadas se caracterizan por ser las menos diversas del área de estudio para ambas taxones, ya que las medianas del índice de Shannon son inferiores a $H'= 1,500$ en avifauna y $H'= 1,000$ en vegetación leñosa. De hecho, la distinción de estos grupos se sustenta además porque algunas de sus coberturas constituyentes poseen diferencias estadísticas de acuerdo al test de Dunn. Coberturas muy diversas en avifauna como por ejemplo los humedales y cuerpos de agua y las quebradas y cursos de agua –correspondientes al grupo más diverso de acuerdo a este patrón bimodal- son estadísticamente diferentes a las plantaciones y los terrenos abandonados, siendo coberturas que pertenecen al grupo con menor grado de diversidad (Anexo 9). Respecto a la diversidad en vegetación leñosa, las playas, dunas y arenales poseen diferencias significativas con las quebradas y cursos de agua –perteneciente al grupo más diverso- y los tejidos urbanos continuo y discontinuo – correspondiente al segundo grupo con mayor diversidad- (Anexo 9). De este modo, la concordancia que presentan las coberturas de un mismo grupo en este parámetro de diversidad refuerza el patrón bimodal.

Figura 10. Comparación del índice de diversidad de Shannon (H') para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre las coberturas de suelo.

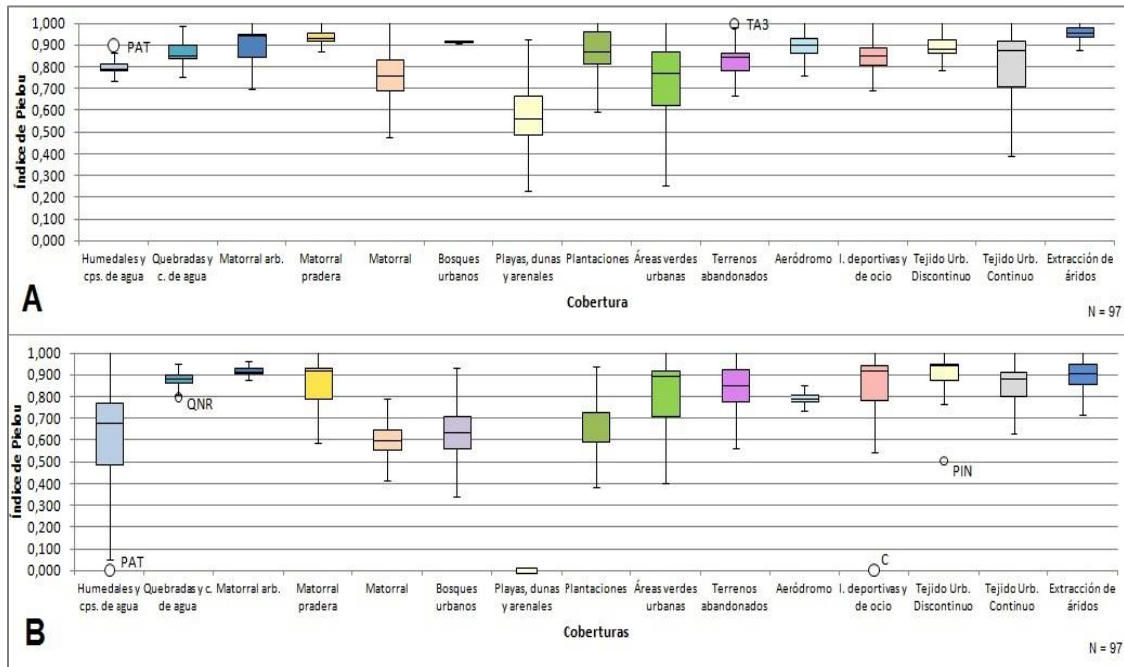


Fuente: Elaboración propia.

Las figuras 12 y 13 indican la comparación entre las coberturas de suelo en términos de equitatividad y dominancia para avifauna y vegetación leñosa. La prueba de Dunn revela la existencia de coberturas que difieren entre sí estadísticamente en dominancia en aves y vegetación leñosa (Anexo 10). Sin embargo, esta prueba no arrojó diferencias

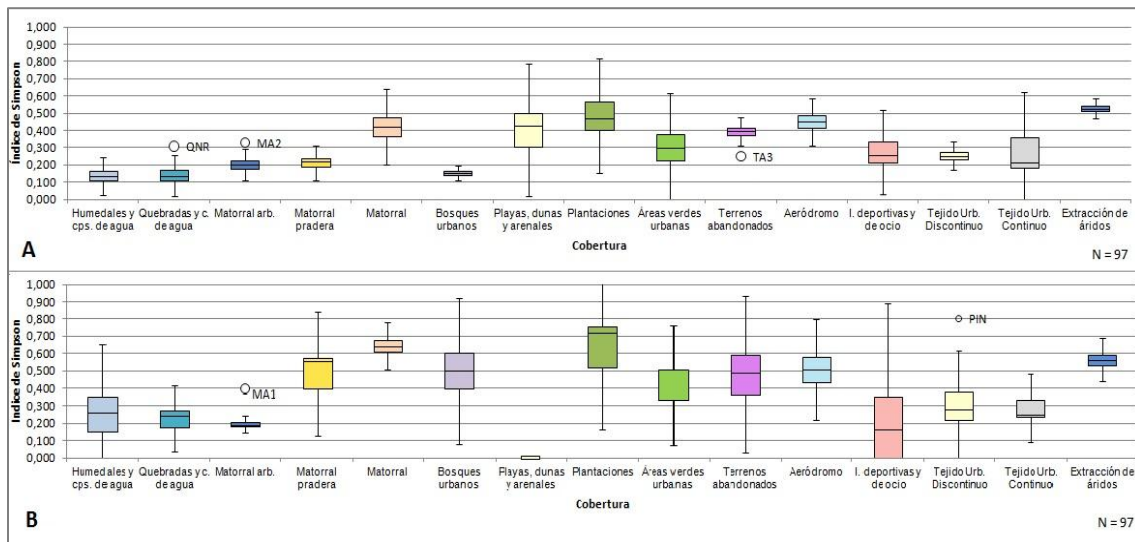
estadísticamente significativas entre todas coberturas de suelo en equitatividad para ambos taxones.

Figura 11. Comparación del índice de equitatividad de Pielou (E) para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre las coberturas de suelo.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 12. Comparación del índice de dominancia de Simpson (δ) para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre las coberturas de suelo.



Fuente: Elaboración propia.

En general, el patrón bimodal no sólo se observa en el índice de Shannon, sino que también esta tendencia se manifiesta en el índice de equitatividad de Pielou y el índice de dominancia de Simpson (Figura 11 y Figura 12).

El grupo de coberturas más diversas en avifauna y vegetación leñosa en el área de estudio (conformado por las quebradas y cursos de agua, el matorral arborescente, el matorral pradera y, en menor medida, los humedales y cuerpos de agua) son al mismo tiempo las que presentan la máxima equitatividad (superior a $E = 0,800$ en avifauna y vegetación leñosa salvo los humedales y cuerpos de agua en el último taxón) y la mínima dominancia en Pichilemu (con valores inferiores a $\delta = 0,300$ en ambos taxones excepto el matorral pradera en la vegetación leñosa). No obstante, a diferencia de su similitud con las quebradas y cursos de agua en equitatividad y dominancia en avifauna, los humedales y cuerpos de agua difieren en estos parámetros de diversidad en la vegetación leñosa. Tal vez la causa de esta distinción se podría deber a la considerable dispersión de los valores de ambas variables en los humedales y cuerpos de agua, ya que patenta el contraste entre puntos con alta equitatividad donde no hay especies dominantes (punto EB o Laguna El Bajel) y otros donde primó la ausencia de vegetación leñosa (punto PAT o Laguna Los Patos) (Anexo 12).

Tras las coberturas del primer grupo, los tejidos urbanos (continuo y discontinuo) se caracterizan por ser unas de las coberturas más equitativas y menos dominantes de toda el área de estudio. A pesar de tener diferentes grados de dispersión (especialmente en el índice de Simpson), la mayoría de sus puntos de muestreo siguen el mismo patrón que sus coberturas en general, por lo que sus medianas tienden a ubicarse en la sección superior del boxplot en equitatividad (cuyos valores exceden $E = 0,800$ en avifauna y vegetación leñosa) y en la inferior del mismo en dominancia (en donde sus valores apenas alcanzan $\delta = 0,400$ para ambos taxones). No obstante, a pesar de que los tejidos urbanos (continuo y discontinuo) son similarmente equitativos a los humedales y cuerpos de agua y quebradas y cursos de agua, su dominancia en avifauna y vegetación leñosa supera levemente a la que presentan estas coberturas poco intervenidas producto de que sólo una especie (correspondientes a los *urban exploiters* como la golondrina chilena, gorrión y paloma doméstica en el caso de la avifauna) domina cada uno de sus puntos de muestreo. Resulta interesante que ambos tejidos urbanos presenten una mayor equitatividad y menor dominancia que las áreas verdes urbanas y los terrenos abandonados, puesto que estas últimas coberturas están altamente dominadas por la paloma doméstica (*Columbia livia*) y el gorrión (*Passer domesticus*) respectivamente. Incluso por más que existan cantidades muy similares de gorriones entre el tejido urbano continuo (45 individuos) y terrenos abandonados (42 individuos), esta especie tiene mayor representatividad en la abundancia total de la segunda cobertura (112 individuos) que en la primera (162 individuos) (Anexo 4).

A diferencia de los dos grupos anteriores, el patrón bimodal muestra uno tercero conformado por coberturas que presentan, en general, una baja diversidad (cuyas medianas apenas alcanza $H' = 1,000$ en vegetación leñosa y avifauna), equitatividad (en donde los valores de sus medianas no sobrepasan en general $E = 0,900$ para ambos

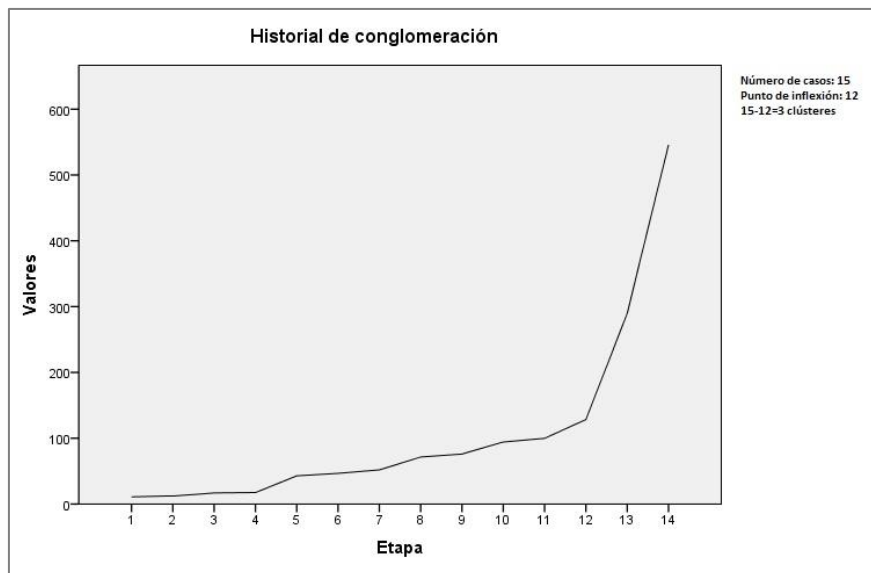
taxones) y alta dominancia (superior a $\delta = 0,350$) tanto en la vegetación como en la avifauna. Su composición es heterogénea porque está conformado tanto por coberturas intervenidas (plantaciones, bosques urbanos, áreas verdes urbanas, terrenos abandonados, aeródromo e instalaciones deportivas y de ocio) como naturales (matorral y playas, dunas y arenales). Sin embargo, las únicas excepciones la constituyen el aeródromo y las plantaciones, ya que son unas de las coberturas más equitativas en avifauna para toda el área de estudio (cuyas medianas son iguales a $E = 0,900$ y $E = 0,870$) (Figura 11A y Anexo 12). De acuerdo al test de Dunn, algunas de estas coberturas presentan diferencias significativas con las correspondientes a los grupos diversos. Las plantaciones forestales son estadísticamente diferentes en dominancia a las quebradas y cursos de agua en avifauna y a las playas, dunas y arenales en vegetación leñosa (Anexo 10). En este último caso, la repartición desigual en el número de individuos por especies de vegetación leñosa contrasta sustancialmente con la falta de información en las playas, dunas y arenales, ya que sólo se registró vegetación herbácea (Anexo 6), lo cual podría explicar la diferencia significativa entre ambas coberturas del mismo grupo. Las zonas de extracción de áridos simbolizan un caso particular por su alta pobreza en la complejidad de sus comunidades al presentar muy baja diversidad y una equitatividad y dominancia (que tienden a ser cercanos a $E = 0,000$ y $\delta = 0,500$ respectivamente) muy considerable en avifauna y vegetación leñosa. Esto es producto de que en esta cobertura existen muy pocas especies representadas por cantidades similares de individuos (Anexo 4).

La dispersión de los valores de estas coberturas en estos tres parámetros de la diversidad presenta diversos grados de variabilidad. Las coberturas que poseen un alto nivel de dispersión significan que los valores de sus parámetros de diversidad oscilan considerablemente entre sus diferentes puntos de muestreo. Por ejemplo, los humedales y cuerpos de agua, plantaciones y terrenos abandonados son unas de las coberturas que presentaron mayor variabilidad en el índice de Shannon, índice de Pielou e índice de Simpson en vegetación leñosa, por ende, estas coberturas presentan puntos de muestreo diversos, equitativos y poco dominantes que contrastan con otros que se caracterizan por presentar comunidades empobrecidas -poco diversas, equitativas y altamente dominadas por una especie- (Figura 10B, Figura 11B, Figura 12B y Anexo 12). Al contrario, las coberturas que presentan una baja dispersión demuestra que sus puntos de muestreo poseen valores semejantes entre sí en sus parámetros de diversidad. Para ejemplificar, las quebradas y cursos de agua, tejido urbano discontinuo, el aeródromo y las zonas de extracción de áridos se caracterizan por ser las coberturas con menor dispersión en los valores de los índices de Shannon, Pielou y Simpson en avifauna, lo que se traduce en que la mayoría de ellos poseen un grado similar de diversidad, equitatividad y dominancia respectivamente (Figura 10B, Figura 11B, Figura 12B y Anexo 12).

4.3.1 Análisis de clúster de las coberturas de suelo respecto a la biodiversidad.

La curva de la Figura 13 señala que el punto de inflexión para seleccionar el número de clústeres de coberturas se posiciona en la etapa 12. Como resultado se determinaron dos clústeres.

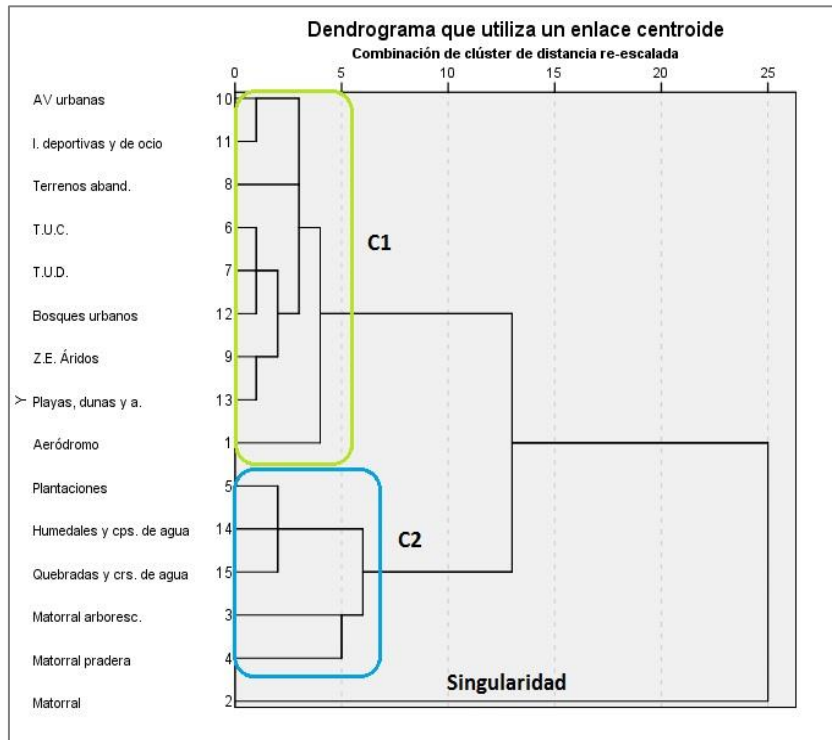
Figura 13. Punto de inflexión para el número de clústeres entre las coberturas de suelo.



Fuente: Elaboración propia.

El análisis de clúster de la Figura 14 agrupa a las coberturas de suelo similares entre sí en función sus atributos de biodiversidad en avifauna y vegetación leñosa. Estos atributos están representados por el índice de diversidad de Shannon, el índice de equitatividad de Pielou, el índice de dominancia de Simpson, y los porcentajes de especies amenazadas, endémicas y nativas.

Figura 14. Análisis de clúster entre las coberturas de Pichilemu.



Fuente: Elaboración propia.

Tal como lo señala la Figura 13, Figura 14 y la Tabla 13, se reconocieron un total de dos clústeres con atributos de biodiversidad similares y una singularidad. El primer conglomerado está compuesto por las áreas verdes urbanas, las instalaciones deportivas y de ocio, los terrenos abandonados, el tejido urbano continuo, el tejido urbano discontinuo, los bosques urbanos, las zonas de extracción de áridos, las playas, dunas y arenales, y el aeródromo. Por su parte, el segundo contiene a las plantaciones, humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, matorral arboreosc. y matorral pradera. La única singularidad identificada fue la cobertura matorral. Cabe mencionar que las plantaciones pertenecen al conglomerado 2 debido al predominio de especies de avifauna nativa (por ejemplo, el picaflor chico o *Sephanoides sephanioides*, tordo o *Curaeus curaeus*, chercán o *Troglodytes aedon*, diuca o *Diuca diuca*, aguilucho común o *Geranoaetus polyosoma* y el tiuque o *Milvago chimango*) en todos sus puntos de muestreo -llegando a componer la totalidad de las especies registradas en cada uno de ellos-, asemejándose a los valores obtenidos en las coberturas menos intervenidas (Gráfico 3 y Anexo 4). Además, esta es una de las coberturas que posee el mayor nivel de endemismo en vegetación leñosa para toda el área de estudio (representada por especies como el litre o *Lithraea caustica*, peumo o *Cryptocarya alba*, boldo o *Peumus boldus* y michay o *Berberis actinacantha*), ya que las especies de este origen alcanzan a representar más de la mitad de la composición de algunos de sus puntos de muestreo (puntos PL2 y PL7) (Gráfico 4 y Anexo 6). Otra característica de esta cobertura que vincula a las coberturas más naturales es que algunos puntos de muestreo de las

plantaciones (punto PL5, PL6 y PL7) se caracterizan por tener niveles de equitatividad en avifauna similares a los correspondientes a los humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, matorral arborescente y matorral pradera (Anexo 12).

Tabla 13. Conglomerados de pertenencia de las coberturas de suelo.

Conglomerado de pertenencia		
Conglomerado 1	Conglomerado 2	Singularidad
Áreas verdes urbanas	Plantaciones	Matorral
Instalaciones deportivas y de ocio	Humedales y cuerpos de agua	
Terrenos abandonados	Quebradas y cursos de agua	
Tejido urbano continuo	Matorral arborescente	
Tejido urbano discontinuo	Matorral pradera	
Bosques urbanos		
Zonas de extracción de áridos		
Playas, dunas y arenales		
Aeródromo		

Fuente: Elaboración propia.

Cada uno de los conglomerados posee características intrínsecas que las distinguen del otro y de la singularidad, las cuales se reflejan en la Tabla 14.

A partir de la Tabla 14, se puede apreciar que el conglomerado 2 es mucho más diverso, equitativo y con menor dominancia que el conglomerado 1 tanto en avifauna como en vegetación leñosa. Asimismo, las especies nativas, endémicas y amenazadas de avifauna y vegetación leñosa tienen una mayor representatividad en el conglomerado 2 que en el conglomerado 1. Esta tendencia se acentúa si se analizan ambos grupos en la vegetación leñosa, puesto que sus diferencias en los porcentajes de especies amenazadas, nativas y sobre todo endémicas son superiores en comparación con los presentados en la avifauna.

Respecto a la singularidad identificada, el matorral se caracteriza por tener comunidades de avifauna y vegetación leñosa más dominantes y mucho menos diversas y equitativas que los conglomerados 1 y 2. Es más, se constató que esta cobertura carece de especies amenazadas (0%) y las especies nativas poseen una representatividad muy variable en sus comunidades debido a que las aves ocupan más de la mitad de ellas (55%), mientras que no hubo ninguna especie correspondiente a la vegetación leñosa (0%). Sin embargo, esta cobertura posee las proporciones más altas de vegetación (66,7%) y avifauna (22,5%) endémica de toda el área de estudio, siendo superior a los valores obtenidos por los conglomerados 1 y 2. Por lo tanto, una posible razón por la que esta cobertura constituya una singularidad podría radicar en que sus comunidades de avifauna y vegetación leñosa están representadas por una especie exótica con una alta abundancia relativa (lo cual podría explicar los altos valores de dominancia y los bajos valores de diversidad y equitatividad) acompañada por muchas especies endémicas con pocos individuos cada una (Anexo 4 y Anexo 6).

Tabla 14. Aspectos principales del análisis de clúster de las coberturas de suelo en función de sus variables de biodiversidad.

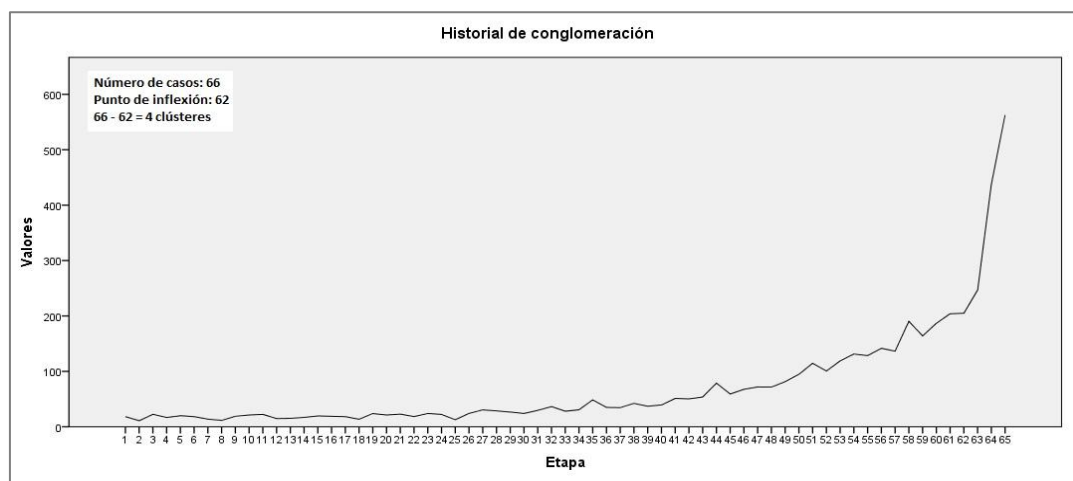
Variabes de biodiversidad	Conglomerado 1	Conglomerado 2	Singularidad
Índice de diversidad de Shannon de aves	1,322	1,732	1,125
Índice de equitatividad de Pielou de aves	0,836	0,884	0,762
Índice de dominancia de Simpson de aves	0,338	0,242	0,422
Especies de aves amenazadas (%)	0,5	1,7	0
Especies de aves endémicas (%)	0	4,4	22,5
Especies de aves nativas (%)	81,7	92,9	55,0
Índice de diversidad de Shannon de vegetación	0,836	1,134	0,661
Índice de equitatividad de Pielou de vegetación	0,718	0,776	0,601
Índice de dominancia de Simpson de vegetación	0,365	0,362	0,642
Especies vegetales amenazadas (%)	0,2	0,3	0
Especies vegetales endémicas (%)	1,7	39,4	66,7
Especies vegetales nativas (%)	6,1	13,6	0

Fuente: Elaboración propia.

4.3.2. Análisis de clúster de las coberturas y puntos de muestreo según la biodiversidad

La curva de la Figura 15 señala que el punto de inflexión para definir el número de clústeres entre las coberturas de suelo se ubica en la etapa 62. Como resultado, se seleccionaron cuatro clústeres.

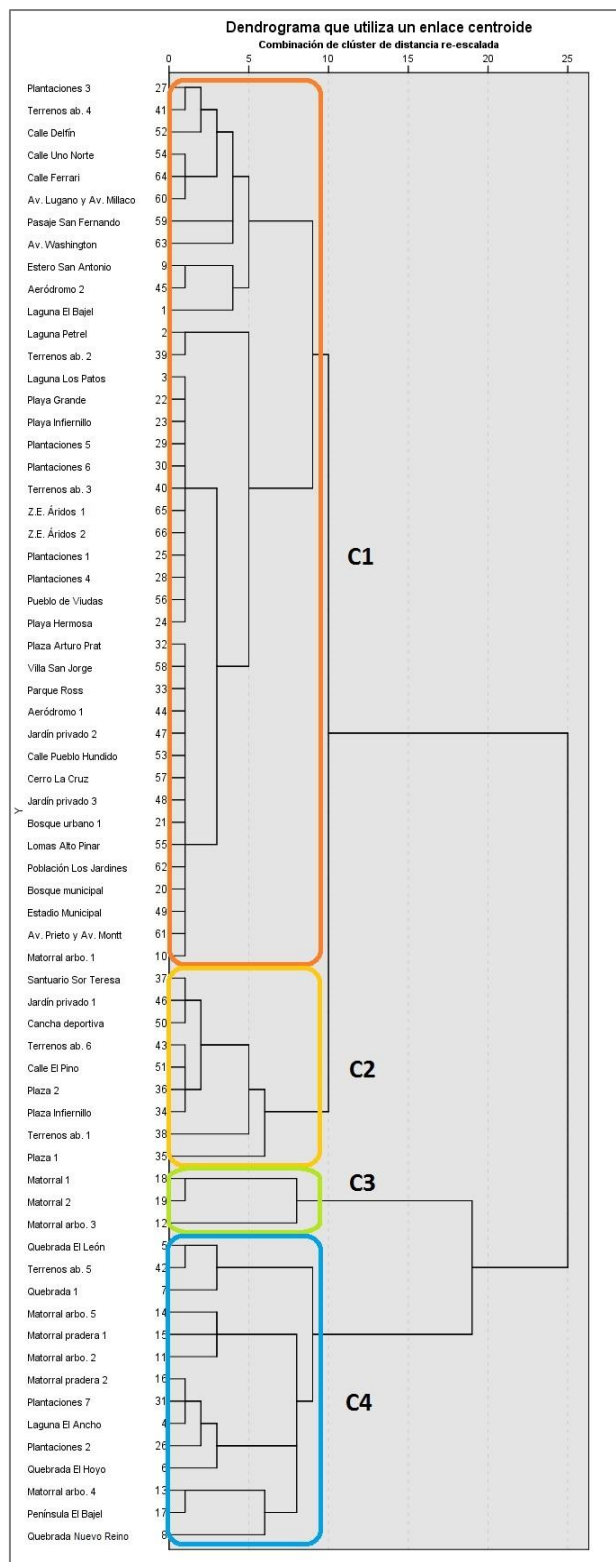
Figura 15. Punto de inflexión del número de clústeres entre los puntos de muestreo pertenecientes a las coberturas de suelo.



Fuente: Elaboración propia.

Al igual que en las coberturas, el análisis de clúster de la Figura 16 reúne a los puntos de muestreo similares entre sí en función sus atributos de biodiversidad en avifauna y vegetación leñosa. Estos atributos están representados por el índice de diversidad de Shannon, el índice de equitatividad de Pielou, el índice de dominancia de Simpson, y los porcentajes de especies amenazadas, endémicas y nativas.

Figura 16. Análisis de clúster entre los puntos de muestreo de las coberturas de Pichilemu.



Fuente: Elaboración propia.

Tanto la Figura 16 como el Anexo 11 muestran la conformación de cuatro clústeres en función de sus variables de biodiversidad. El conglomerado 1 está compuesto por 40 puntos de muestreo, el conglomerado 2 por nueve puntos de muestreo, el conglomerado 3 por tres puntos de muestreo y el conglomerado 4 por 14 puntos de muestreo. El conglomerado 1 está conformado por la totalidad de los puntos de muestreo pertenecientes al tejido urbano continuo, zonas de extracción de áridos, aeródromo, bosques urbanos, y playas, dunas y arenales. Además, contiene a la mayoría de los puntos de muestreo del tejido urbano continuo, plantaciones, humedales y cuerpos de agua, instalaciones deportivas y de ocio, y en menor medida, los terrenos abandonados. El conglomerado 2 está constituido por una combinación entre los puntos de muestreo correspondientes a las instalaciones deportivas y de ocio, áreas verdes urbanas y terrenos abandonados. Por su parte, el conglomerado 3 está conformado por todos los puntos de muestreo del matorral y uno del matorral arborescente. Por último, el conglomerado 4 agrupa a puntos de muestreo de quebradas y cursos de agua, matorral arborescente, matorral pradera, sólo algunos de las plantaciones y uno de los humedales y cuerpos de agua (Anexo 11).

Tabla 15. Aspectos principales del análisis de clúster de los puntos de muestreo en función de sus variables de biodiversidad.

Variables de biodiversidad	Conglomerado			
	1	2	3	4
Índice de diversidad de Shannon de aves	1,473	1,193	1,361	1,629
Índice de equitatividad de Pielou de aves	0,836	0,827	0,822	0,894
Índice de dominancia de Simpson de aves	0,308	0,338	0,341	0,265
Especies de aves amenazadas (%)	1,1	0	0	0,4
Especies de aves endémicas (%)	0,3	0	29,3	3,2
Especies de aves nativas (%)	88,8	54,4	55,7	92,5
Índice de diversidad de Shannon de vegetación	0,937	0,626	1,031	1,397
Índice de equitatividad de Pielou de vegetación	0,750	0,711	0,705	0,825
Índice de dominancia de Simpson de vegetación	0,357	0,436	0,490	0,321
Especies vegetales amenazadas (%)	0,3	0	0	0,5
Especies vegetales endémicas (%)	1,9	6,5	73,0	55,1
Especies vegetales nativas (%)	8,9	0	4,8	13,1

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 15 demuestra que el conglomerado 4 es mejor evaluado de toda el área de estudio porque posee los valores máximos de la mayoría de los atributos de biodiversidad. Este conglomerado se caracteriza por ser el más diverso, equitativo y con menor dominancia en avifauna y vegetación leñosa. Al contrario, los conglomerados 2 y 3 son los peores evaluados porque presentan los valores mínimos de diversidad y equitatividad, y los máximos en dominancia. El conglomerado 1 se encuentra en un nivel intermedio entre los otros clústeres porque combina los bajos valores de diversidad y dominancia con los altos de equitatividad en ambos taxones. Esta propiedad del

conglomerado 1 posiblemente tenga relación con la alta heterogeneidad de valores de diversidad en avifauna que contienen sus puntos de muestreo, ya que este clúster integra puntos tan diversos como la Laguna Petrel (PET) con otros con valores ínfimos como las zonas de extracción de áridos 1 y 2 (Z1 y Z2) (Anexo 12).

Respecto a las especies amenazadas, los conglomerados 1 y 4 son los que presentan los valores máximos tanto en avifauna como en vegetación. Estos altos valores tienen relación con las coberturas involucradas en cada clúster, puesto que el conglomerado 1 integra a varios humedales y playas, mientras que el cuarto grupo contiene a todas las quebradas y al matorral arborescente. Al contrario, los conglomerados 2 y 3 no presentan ninguna especie amenazada en sus puntos de muestreo, lo cual se relaciona quizás por un desequilibrio entre la infraestructura urbana y la vegetación (en donde el primer componente estructural del hábitat predomina) en el primer caso y la alta presencia de especies exóticas en el segundo.

Los cuatro conglomerados albergan al menos un 50% de especies de aves nativas, grupo que casi representa la totalidad (92,5%) de la avifauna del conglomerado 4. Las especies de vegetación leñosa nativa fluctúan entre el 0% (conglomerado 2) hasta más del 10% (conglomerado 4), generando una amplia variabilidad en la representación de sus puntos de muestreo. No obstante, las máximas diferencias se perciben al analizar las especies vegetales y de aves endémicas, porque el conglomerado 3 posee los máximos valores en ambos taxones. Al considerar que este conglomerado posee bajos valores de diversidad, los valores mínimos de equitatividad y los valores máximos de dominancia, refuerza la idea de que los puntos de muestreo de esta agrupación (mayoritariamente pertenecientes al matorral) están compuestos por pocos individuos de muchas especies endémicas que coexisten con un gran número de especímenes de una sola especie exótica (Anexo 4 y Anexo 6). Posiblemente estos valores de las variables de biodiversidad son los que permitan distinguir este conglomerado de los otros en este tipo de análisis, además de explicar la singularidad de la cobertura a la cual pertenece la mayoría de sus puntos de muestreo.

4.3.3 Análisis de correlación de la biodiversidad.

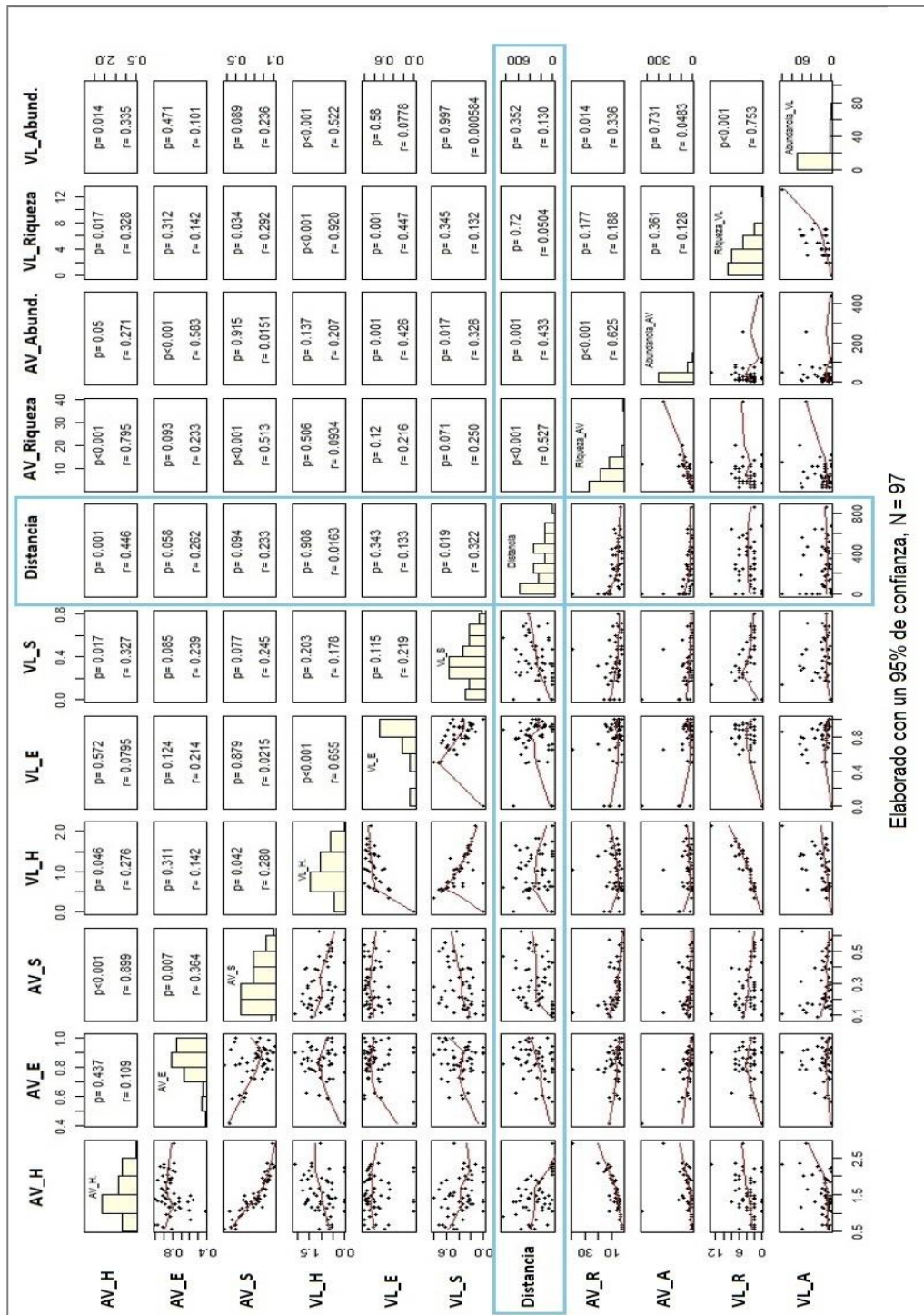
La Figura 17 señala el grado de correlación entre los diversos parámetros de diversidad alfa (riqueza, abundancia, índice de diversidad de Shannon, índice de equitatividad de Pielou e índice de dominancia de Simpson) de los taxones analizados y la distancia entre cada punto de muestreo hacia una cobertura correspondiente a un componente de infraestructura verde importante según Soto (2017). Este correlograma contiene por un lado los diagramas de dispersión y por otro los valores correspondientes al coeficiente de correlación de Spearman y los niveles de significancia. Por su parte, los gráficos de la distribución muestral se localizan en la intersección entre las mismas variables analizadas.

En la Figura 17 se aprecia que todos los parámetros de diversidad alfa no poseen una correlación alta con la distancia, lo que se traduce en la ausencia de una relación lineal en los gráficos. De hecho, solamente la riqueza ($r = -0,527$), abundancia ($r = -0,433$) y el índice de Shannon ($r = -0,446$) de avifauna muestran una correlación negativa media con la distancia. Por lo tanto, no se evidencia claramente la relación en que la disminución de la distancia implique un aumento de los valores de diversidad, equitatividad, riqueza y abundancia, y a su vez, la disminución de la dominancia de las especies. Sin embargo, por más que los coeficientes de correlación de la mayoría de las variables no posean la magnitud esperada, la Figura 17 muestra que muchos de ellos son significativos ($p < 0,05$). En particular, la riqueza ($p < 0,001$), abundancia ($p = 0,001$) y el índice de diversidad de Shannon ($p = 0,001$) en avifauna tienen una correlación significativa con la distancia, siendo las mismas variables que evidencian los valores más altos en la magnitud de la correlación. Por su parte, sólo el índice de dominancia de Simpson ($p = 0,019$) patenta esta tendencia para la vegetación. De este modo, si bien existe un predominio de correlaciones de débil y mediana magnitud entre las variables analizadas, la mayoría de ellas poseen un bajo margen de error.

Esta tendencia implica que la variabilidad de los parámetros de diversidad alfa no sólo está explicada por la distancia entre los puntos de muestreo y los componentes de infraestructura verde diversos, sino que también posiblemente por otros factores tales como el área del parche y la heterogeneidad estructural del hábitat.

Además, existe una correlación baja y muy baja entre la diversidad de vegetación leñosa y la diversidad de avifauna, lo que puede evidenciar distribuciones espaciales diferentes entre sí respecto a los componentes importantes de infraestructura verde.

Figura 17. Correlograma entre los parámetros de diversidad alfa y la distancia a un componente de infraestructura verde de alta diversidad.



Elaborado con un 95% de confianza, N = 97

Fuente: Elaboración propia.

CAPÍTULO 5: DISCUSIONES Y CONCLUSIONES.

5.1 Discusiones.

Pichilemu es una ciudad que está experimentando una acelerada expansión física producto de la vocación turística de la comuna (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). Por esta razón, la urbanización de este territorio ha configurado un paisaje diverso compuesto por coberturas de suelo con diferentes proporciones de vegetación, pavimento e infraestructura en su superficie. Las especies que componen la biodiversidad de esta zona presentan una respuesta distinta ante los efectos de la urbanización en el territorio, en donde sus patrones espaciales poseen similitudes y diferencias con los reportados en la literatura.

Si bien Soto (2017) evaluó la biodiversidad contenida en las coberturas correspondientes a los componentes de infraestructura verde en Pichilemu (parches verdes y azules), ella no evaluó otras coberturas que poseen zonas con vegetación o también denominados parches híbridos. De esta forma, los resultados de esta investigación complementan sus hallazgos para evaluar el mosaico urbano completo de esta área.

Patrón bimodal de biodiversidad e importancia de las coberturas urbanas.

El patrón bimodal de la riqueza e índices de Shannon en avifauna y en la vegetación leñosa integra las distribuciones unimodales de Blair (1996) y Clergeau et al. (1998) de estas variables. El estudio de Blair (1996) indica que los niveles máximos de riqueza y diversidad (medida a través del índice de Shannon) en avifauna se concentran en las áreas suburbanas, que al tener moderados niveles de urbanización, adquieren una mayor heterogeneidad del hábitat (compuesta por infraestructura de mediana a baja densidad y vegetación) capaces de satisfacer las necesidades de especies de diferentes nichos ecológicos. Por su parte, Clergeau et al. (1998) plantean que los parámetros de diversidad alfa aumentan a medida que el grado de urbanización disminuye (expresado en una reducción de la superficie pavimentada y construida, número de edificios y el incremento de la cobertura vegetal), por ende, sus valores máximos se encuentran en las zonas periféricas constituidas principalmente por áreas naturales. De este modo, este estudio concilia los diferentes hallazgos al evidenciar que Pichilemu posee dos agrupaciones de coberturas con los valores máximos de riqueza y diversidad de Shannon: el grupo más diverso compuesto por coberturas con un bajo grado de intervención humana - concordando con el patrón unimodal de Clergeau (1998)- y el segundo grupo más diverso en donde una de sus coberturas es el tejido urbano discontinuo -equivalente a un área suburbana, por ende, coincide con el otro patrón unimodal de Blair (1996)-. Aunque estos estudios indican que las áreas con mayor densidad de urbanización son las que poseen los niveles mínimos de diversidad y riqueza en avifauna y vegetación leñosa, el tejido

urbano continuo de Pichilemu no refleja esta condición, ya que es una cobertura diversa y enriquecida. Esta situación se podría deber a la configuración espacial de esta cobertura en Pichilemu, puesto que tiene una densidad de infraestructura inferior a los núcleos urbanos de las ciudades donde se realizaron estos estudios –Palo Alto (Estados Unidos) en la investigación de Blair (1996) y Quebec (Canadá) en conjunto con Rennes (Francia) en el estudio de Clergeau et al. (1998)-, además de las urbes de mayor población y extensión en Chile (ATS & Paisaje FAU, 2016).

El predominio de especies de avifauna nativa en Pichilemu (aproximadamente un 84% de todas las especies encontradas de acuerdo al Anexo 7) es un patrón recurrente en diversas ciudades del mundo, ya que concuerda con los resultados de Blair (1996), Leveau & Leveau (2004), Juri & Chani (2005), Oreja et al. (2007), Imai & Nakashisuka (2010), Paker et al. (2013) y Leveau & Leveau (2015) en donde todas estas investigaciones señalan que las especies de avifauna nativa comprenden más del 50% de la riqueza total de sus respectivas áreas de estudio. Por lo tanto, se demuestra que la avifauna nativa también puede sobrevivir en los diversos hábitats del ecosistema urbano (Chace & Walsh, 2005). En cuanto a la vegetación, el predominio de vegetación exótica (alrededor de un 70%) en Pichilemu es superior al encontrado por Walker et al. (2009) en diversas metrópolis del suroeste de Estados Unidos, ya que estas especies representan entre el 30% a 50% de todas las registradas en aquella región.

La mayoría de las especies de avifauna en ambos tejidos urbanos son de origen nativo, ya que en Pichilemu representan alrededor del 75% de todas las especies registradas en el tejido urbano continuo y el 83% en el tejido urbano discontinuo (Anexo 7). Estas cifras poseen correspondencia con el estudio de Díaz & Armesto (2003) en los barrios residenciales de Santiago, ya que las especies de avifauna nativa representan el 76% de la totalidad de las especies avistadas en este territorio de la capital. Probablemente esta elevada preponderancia de especies de avifauna nativa se explique por la alta heterogeneidad del hábitat encontrada en estas coberturas –áreas provistas de una gran variedad de infraestructura y numerosos estratos de vegetación-, brindándoles una amplia gama de recursos que incrementa sus probabilidades de sobrevivencia en las zonas urbanas (Emlen, 1974; Blair, 1996; Blair & Johnson, 2008). No obstante, a pesar de que ambos tejidos urbanos poseen pocas especies exóticas (apenas dos especies como la paloma doméstica o *Columbia livia* y el gorrión o *Passer domesticus*), su abundancia relativa, es decir, el número de individuos de una especie respecto a la cantidad total de individuos de todas las especies en una cobertura (Moreno, 2001), aumenta sustancialmente en estas coberturas, concordando con los hallazgos de Blair (1996), Clergeau et al. (1998), Leveau & Leveau (2004), Juri & Chani (2005), Paker et al. (2013) y Leveau & Leveau (2015). De hecho, la suma de las abundancias relativas de la paloma doméstica (*Columbia livia*) y del gorrión (*Passer domesticus*) en el tejido urbano continuo (41%) se asemeja a la calculada por Blair (1996) en el distrito financiero de Palo Alto (49%) - zona con la mayor densidad de infraestructura y superficie pavimentada de aquella área de estudio-. Adicionalmente, la abundancia relativa del gorrión en el tejido urbano continuo (26%) es muy similar a la existente en los barrios residenciales de Santiago (24%) de acuerdo con el estudio de Díaz & Armesto (2003).

Las coberturas con una alta presencia de especies de vegetación endémica (matorral, matorral arborescente y en menor medida el matorral pradera en conjunto con las quebradas y cursos de agua) condicionan la presencia de especies de avifauna del mismo origen. Esta tendencia se sustenta tal vez con el hecho de las especies de aves endémicas tienen una preferencia marcada por este tipo de vegetación porque están altamente especializadas en ocupar sus recursos alimenticios o espacios para obtener refugio o confeccionar sus nidos (Marzluff, 2001; VanHeezik et al., 2008). De ahí que la eliminación de las especies leñosas endémicas podría conllevar una disminución de la presencia de especies de avifauna especialistas del hábitat.

Gremios tróficos de la avifauna.

Respecto a los gremios tróficos, las coberturas con una mayor diversidad funcional de avifauna están agrupadas en dos grupos. El primero está compuesto por coberturas poco intervenidas por el ser humano con una amplia extensión de vegetación o superficies acuáticas (humedales y cuerpos de agua con 15, quebradas y cursos de agua con 12 y el matorral arborescente con 11 gremios). La segunda agrupación está conformada fundamentalmente por coberturas con una alta densidad de infraestructura (tejido urbano discontinuo con nueve gremios y el tejido urbano continuo con ocho gremios). Este patrón de distribución bimodal en la concentración de los gremios tróficos de la avifauna concuerda con los resultados de Reynaud & Thioulouse (2000) y Blair & Johnson (2008) cuyas áreas de estudio muestran que las áreas suburbanas son las que albergan la mayor variedad de gremios tróficos después de las coberturas naturales de cuatro ecorregiones diferentes del mundo -la selva ecuatorial en el estudio de Reynaud & Thioulouse (2000) y el matorral mediterráneo, pradera y bosque caducifolio en la investigación de Blair & Johnson (2008).- Resulta interesante que el tejido urbano discontinuo posea múltiples gremios tróficos, lo que puede ser explicado tal vez su mediano grado de urbanización caracterizado por el equilibrio entre la cobertura vegetal y la infraestructura (lo que se traduce en una mayor heterogeneidad estructural del hábitat), la alta diversidad de especies de vegetación leñosa en Shannon y la provisión continua de alimento de origen antrópico (Reynaud & Thioulouse, 2000; Blair & Johnson, 2008; Van Heezik et al., 2008). Como las zonas suburbanas constituyen hábitats donde coexisten especies de avifauna nativa y exótica con diversas historias naturales, estas áreas conforman territorios donde convergen dietas y técnicas de alimentación muy diferentes entre sí (Blair & Johnson, 2008). Por lo tanto, además de las coberturas con una baja intervención humana, las coberturas suburbanas podrían poseer una alta diversidad funcional de avifauna.

De acuerdo con Chace & Walsh (2005), los omnívoros son uno de los gremios tróficos más favorecidos por la urbanización, lo cual tiene correspondencia en este estudio porque la proporción de especies correspondiente a este gremio –independiente de su estrato y técnica de alimentación- tiende a aumentar a medida que la cobertura tiene una mayor densidad de infraestructura. La mayoría de estas especies (especialmente la paloma doméstica, gorrión, tordo y la gaviota dominicana) poseen un carácter oportunista para

obtener su alimento y tienen la capacidad de alimentarse a partir de algunos residuos de las actividades humanas (Leveau & Leveau, 2004; Martínez & González, 2017). Como una especie omnívora colectora de suelo, el zorzal prospera en las áreas urbanas posiblemente debido que selecciona áreas vegetadas inmersas en estructuras humanas donde la persistente perturbación antrópica ahuyenta a sus depredadores naturales (Díaz & Armesto, 2003; Martínez & González, 2017).

A excepción del chercán (*Troglodytes aedon*), la proporción de insectívoros de follaje bajo y suelo –por ejemplo, el churrín del norte (*Scytalopus fuscus*), el trile (*Agelasticus thrilius*), entre otros- disminuye a medida que la cobertura tenga una mayor densidad de infraestructura y menor proporción de vegetación arbustiva (Martínez & González, 2017). En el mismo sentido, los insectívoros colectores de follaje alto –integrado solamente por el colilarga (*Sylviorthorhynchus desmursii*)- están restringidos solamente en el matorral, ya que requieren de arbustos densos y ambientes húmedos para buscar su alimento y evita los espacios abiertos de extensiones superiores a 15 metros (Martínez & González, 2017). Lo mismo ocurre con los insectívoros excavadores de corteza -representado solamente por el pitío (*Colaptes pitius*)- cuyos hábitats están circunscritos en el matorral arborescente, uno de los hábitats donde más se observan estas especies (Martínez & González, 2017). Por su parte, los insectívoros colectores de suelo –tales como el queltehue (*Vanellus chilensis*), colegial (*Lessonia rufa*), turca (*Pteroptochos megapodius*), minero (*Geositta cunicularia*), dormilona tontita (*Muscisaxicola maclovianus*) y garza boyera (*Bubulcus ibis*)- muestran una preferencia por localizarse en coberturas con un bajo o mediano grado del desarrollo del estrato arbóreo tales como el matorral pradera, el matorral arborescente, las playas, dunas y arenales, las instalaciones deportivas y de ocio, y el aeródromo (Martínez & González, 2017). Su distribución relativamente amplia podría deberse a presencia del queltehue en múltiples coberturas de suelo (Anexo 4). Finalmente, los insectívoros cazadores aéreos –comprendidos por la golondrina chilena (*Tachycineta meyeni*), golondrina de dorso negro (*Pygochelidon cyanoleuca*) y el diucón (*Xolmis pyrope*) –adquieren ventaja en coberturas naturales e híbridas que poseen una amplia disponibilidad de espacio para maniobrar en el aire al momento de captar insectos voladores (Cornell University, 2017).

Como insectívoro de follaje bajo y suelo, el chercán (*Troglodytes aedon*) es una especie cuyo género se caracteriza por ocupar las coberturas con mayor predominancia de vegetación porque existe una amplia variedad de vegetación arbustiva con follaje denso, permitiéndole realizar sus actividades cotidianas (alimentación, reclamación territorial y nidificación) al resguardo de sus depredadores (Martínez & González, 2017). No obstante, Reynaud & Thioulouse (2000) señalan que las especies del género *Troglodytes* están altamente adaptadas a la vegetación antrópica, la cual es muy abundante en los jardines de las áreas residenciales, parques y estadios. Esta podría ser una posible razón por la que esta especie es la que se registró en la mayoría de las coberturas de suelo en Pichilemu (13 coberturas de las 15 en total).

Al igual que los omnívoros, los granívoros son otro de los gremios más beneficiados por la urbanización (Leveau & Leveau, 2004; Chace & Walsh, 2005; Blair & Johnson,

2008). En este estudio se pudo constatar el incremento de las especies correspondientes a este gremio trófico (aproximadamente desde un 10% en las coberturas naturales a un 25% en las coberturas híbridas). Las especies del gremio de los granívoros colectores de suelo y herbáceas -como la tórtola (*Zenaida auriculata*), tortolita cuyana (*Columbina picui*), diuca (*Diuca diuca*)- se ven beneficiadas por aprovechar los espacios abiertos de las ciudades y tolerar la presencia humana, mientras que la única especie granívora colectora de follaje -el jilguero (*Carduelis barbata*)- está especializada en habitar las plazas y parques de las áreas urbanas (Martínez & González, 2017).

Los nectarívoros constituyen un gremio adaptado a múltiples coberturas de suelo con diferentes combinaciones entre infraestructura y vegetación, que van desde las más naturales a las que poseen niveles intermedios de urbanización, lo que concuerda con los resultados de Raynaud & Thioulouse (2000). Sin embargo, el patrón de distribución espacial de los nectarívoros en Pichilemu difiere al encontrado por Lim & Sodhi (2003) para las especies del mismo gremio en Singapur, debido a la alta densidad de edificaciones en la ciudad asiática. Cabe destacar la alta presencia del picaflor chico (*Sephanoides sephaniodes*) en las plantaciones y zonas de extracción de áridos por la alta presencia de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) cuyas flores son un sustento importante para la alimentación de poblaciones migrantes de la Zona Sur al final del período estival e inicio del invernal (Martínez & González, 2017).

A pesar de que los carroñeros no conforman un gremio favorecido por la urbanización (Chace & Walsh, 2005), la presencia de un jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*) en el tejido urbano discontinuo se explica porque esta especie se caracteriza por habitar las ciudades litorales y tener ámbitos de hogar amplios (Martínez y González, 2017).

La baja presencia de especies carnívoras cazadoras aéreas (aves rapaces) en coberturas con baja densidad de infraestructura -el cernícalo en el matorral arborescente y el aguilucho común en las plantaciones forestales- contradice el postulado de Chace & Walsh (2005). Este postulado indica que las especies carnívoras cazadoras aéreas prosperan en las áreas urbanas debido a su capacidad para ocupar su infraestructura para anidar y porque estas áreas poseen una oferta alimenticia superior a las áreas menos intervenidas (Chace & Walsh, 2005). No obstante, la baja cantidad de especies de este gremio trófico en Pichilemu coincide con los hallazgos de Lim & Sodhi (2003) y Leveau & Leveau (2004), al indicar que no todas las especies de este gremio poseen las mismas facilidades para adaptarse a las zonas urbanas. Por su parte, en Pichilemu los carnívoros colectores de agua dulce y salada también son perjudicados por la urbanización, confirmando lo planteado por Chace & Walsh (2005) que las aves cuyos recursos alimenticios están en superficies acuáticas son altamente sensibles a las perturbaciones antrópicas (presencia humana, fauna doméstica, remoción de suelo, ruido, entre otros).

Por su parte, las especies herbívoras colectoras de agua dulce -cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*), pato real (*Mareca sibilatrix*), tagua común (*Fulica armillata*), tagua chica (*Fulica leucoptera*), tagua de frente roja (*Fulica rufifrons*), entre otros- prefieren coberturas poco intervenidas tales como los

humedales y cuerpos de agua, playas, dunas y arenales, y quebradas y cursos de agua debido a que la mayoría depende de la vegetación que crece exclusivamente en el agua y son tímidos a la presencia humana. El aumento de la representatividad de la única especie herbívora colectora de follaje y suelo – la rara (*Phytotoma rara*)- se debe a su alto grado de adaptación a las áreas con vegetación al interior de las ciudades (Martínez & González, 2017).

Coberturas de suelo

Los humedales y diversos cuerpos de agua tienen una elevada riqueza, diversidad y abundancia de aves, y por lo tanto, obtuvieron los valores más altos en los tres parámetros de diversidad alfa en las tres variables, lo que coincide con las observaciones de Hails (1997). Esta alta riqueza, diversidad y abundancia demuestra que los humedales y cuerpos de agua de Pichilemu son áreas de convergencia de muchas especies que pertenecen a gremios tróficos caracterizados por utilizar las superficies de agua dulce y salobre como sustrato de alimentación, donde poseen considerables valores de representatividad (Sweenen & Spaans, 1985; Petracci et al., 2005). Además, se cumple la afirmación del IUCN (2000) al indicar que los humedales constituyen ecosistemas capaces de albergar especies amenazadas, ya que en este estudio se constató la presencia del cuervo del pantano (*Plegadis chihi*) (EN), cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) (EN), torcaza (*Patagioenas araucana*) (EN) y cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) (VU). Por más que Hails (1997) manifiesta que los humedales son ecosistemas que contienen especies de avifauna endémica, no se registró la presencia de alguna especie de este origen en el área de estudio. Cabe destacar que la torcaza es la única especie frugívora registrada en toda el área de estudio, lo que indica la importancia de los humedales para la sobrevivencia de especies que no están adaptadas a las condiciones bióticas y abióticas del ambiente urbano. De este modo, la presencia de especies que utilizan sustratos de alimentación peculiares, dietas altamente especializadas y poseen categorías de conservación preocupantes indica que los humedales constituyen un refugio de aves especialistas que no poseen la capacidad para afrontar la urbanización, es decir, es un área que alberga una amplia cantidad y variedad de *urban avoiders*.

Sin embargo, los parámetros de diversidad no mostraron el mismo comportamiento para la vegetación leñosa, puesto que conforman comunidades de diversidad media, baja equitatividad y alta dominancia debido a la alta abundancia relativa del eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y altramuz (*Lupinus arboreus*), especies que se caracterizan por ser exóticas e invasoras. Por esta razón, la mayoría de sus puntos de muestreo están en el mismo conglomerado que los correspondientes a ambos tejidos urbanos, plantaciones, aeródromo y las zonas de extracción de áridos. Este resultado puede estar influenciado por las limitantes metodológicas de este estudio ya que no se incorporaron a las especies herbáceas en el análisis (además de especies de baja capacidad de locomoción o endémicas como los reptiles, anfibios e insectos). Si se hubiesen integrado estas especies, es muy probable que los puntos de muestreo de los humedales y cuerpos de

agua se hubieran agrupado con los de las quebradas o cursos de agua y del matorral arborescente, por ende, el dendrograma (Figura 16) adquiriría otra ramificación.

Las quebradas y cursos de agua tienen unos de los niveles más altos de riqueza, abundancia, endemismo y cantidad de especies en categorías de conservación para la avifauna en Pichilemu, por lo que se replican los hallazgos de casos de estudio internacionales (Greer, 1978; Nilson et al., 1988; Granados et al., 2006; Molina et al., 2012; Schunk et al., 2012). Con este tipo de avifauna registrada en su territorio, es posible confirmar que las quebradas y cursos de agua constituyen un refugio fundamental para las especies *urban avoiders* en el área de estudio (churrín del norte, tenca, minero, dormilona tontita, colegial, jote de cabeza negra, gaviotín piquerito y garza grande), debido a las propiedades de la estructura y composición de la vegetación riparia (Granados et al., 2006). El alto número de especies nativas del bosque nativo sumado a la compleja heterogeneidad del hábitat generada por la interspersión entre la cobertura herbácea, arbustiva y arbórea favorece el establecimiento de especies de avifauna especialistas que no podrían sobrevivir en otros ecosistemas (Chace & Walsh, 2005; Granados et al., 2006). No obstante, aunque las quebradas y cursos de agua posean importantes poblaciones de vegetación leñosa endémica correspondiente al bosque nativo (40%) (Anexo 6), se observan resultados similares a Schlatter (1977) y Cornejo (2015) al constatar la predominancia de especies exóticas invasoras como el pino radiata y el eucalipto en Pichilemu, lo cual es producto de la influencia de terrenos circundantes convertidos en plantaciones forestales. Por dicho motivo, esta cobertura presenta un elevado número de individuos de vegetación exótica (35%), lo que demuestra que estas son áreas óptimas para la propagación y colonización de este tipo de especies a expensas de la vegetación nativa y endémica (Nebel & Porcile, 2006). La presencia de especies de aves pertenecientes a los gremios de los granívoros colectores de follaje (jilguero), nectarívoros (picaflor chico), carroñeros (jote de cabeza negra), omnívoros colectores arbóreos (tordo, fío-fío y chincol) y algunos omnívoros de suelo (zorzal, chirihue, cometocino de Gay, tenca y tiuque) confirman que la avifauna posiblemente está adaptándose a esta nueva configuración de la comunidad vegetal en las quebradas y cursos de agua.

Las propiedades en los parámetros de diversidad alfa para la avifauna y vegetación leñosa en el matorral arborescente de Pichilemu –representada por sus altos valores de riqueza, diversidad y equitatividad y bajos niveles de dominancia- concuerdan con los resultados de Van Heezik et al. (2008) y Njoroge et al. (2013). La alta proporción de especies de vegetación leñosa nativa y endémica (del estrato arbustivo y arbóreo) ha condicionado el establecimiento de múltiples especies del mismo origen, lo cual ha aumentado el valor de su riqueza y diversidad en Shannon, ocurriendo el mismo fenómeno reportado en Nueva Zelanda (Van Heezik et al., 2008). Van Heezik et al. (2008) plantean que las concentraciones máximas de especies de vegetación endémica y nativa coinciden con los valores de riqueza más altos de aves del mismo origen. Por lo tanto, esto podría demostrar que las especies vegetales endémicas y nativas conforman una serie de recursos de alimentación, descanso y nidificación para aves del mismo origen que poseen nichos ecológicos muy específicos (Van Heezik et al., 2008). De hecho, tal como lo

plantea Njoroge et al. (2013) en su investigación en Kenia, el matorral arborescente tiene la capacidad para albergar algunas especies de avifauna provenientes de vegetación riparia y boscosa como por ejemplo en este caso el pitío (*Colaptes pitius*), el churrín del norte (*Scytalopus fuscus*), picaflor gigante (*Patagona gigas*), picaflor chico (*Sephanoides sephanioides*) y el cernícalo (*Falco sparverius*). Esto podría estar influenciado porque el parche más extenso del matorral arborescente en Pichilemu (localizado al oriente del área de estudio) colinda con la laguna El Ancho, cuerpo de agua que constituye la desembocadura de la quebrada Nuevo Reino y de talwegs de activación estacional en los meses de máxima precipitación (Figura 18). La alta cantidad de gremios tróficos de avifauna en el matorral arborescente se condice con las observaciones de Raynaud & Thioulouse (2000) en Cayena, ya que esta cobertura alberga a numerosas especies omnívoras, insectívoras, carnívoras, granívoras y nectarívoras. De hecho, fue la única cobertura de suelo donde se encontró una especie insectívora excavadora de corteza (pitío), y una de las pocas donde se registró una especie carnívora cazadora de aire (cernícalo) en el área de estudio. Además, se registraron numerosas especies insectívoras colectoras de suelo (colegial y turca) e insectívoras colectoras de follaje bajo (churrín del norte), siendo los mismos gremios que son unos de los más vulnerables por la urbanización según Chace & Walsh (2005). Por lo tanto, se deduce que el matorral arborescente es un “hotspot” de especies *urban avoiders* que tienen menores capacidades para tolerar la urbanización.

Figura 18. Matorral arborescente colindante con la laguna El Ancho y quebradas secundarias.



Fuente Elaboración propia.

Se demostró que el matorral pradera también posee altos valores de diversidad y equitatividad (y, por ende, bajos en dominancia) en avifauna al igual que los hallazgos de Berget (2006) y Blair & Johnson (2008). Incluso la mediana de la equitatividad del matorral pradera de Pichilemu ($E = 0,950$) es superior al valor obtenido por Blair & Johnson para la pradera de Minnesota ($E = 0,850$), no así su valor de diversidad en donde el caso de estudio en Estados Unidos alcanza el máximo valor ($E = 2,700$ en Minnesota y $E = 1,667$ en Pichilemu). No obstante, la vegetación leñosa exhibió un patrón diferente a estos casos de estudio porque posee un moderado nivel de diversidad, mediano grado de equitatividad y alto nivel de dominancia por la preponderancia del romerillo (*Baccharis linearis*). La alta abundancia relativa de esta especie podría estar asociada a que estos territorios se encuentran degradados por la tala e incendios forestales (Riedemann et al.,

2014). En consecuencia, tras este tipo de perturbaciones, el matorral pradera representa las primeras fases de sucesión ecológica protagonizada por la vegetación herbácea y arbustos de alta resistencia a los factores abióticos (Bonthoux et al., 2014), lo que atrae un amplio número de especies de avifauna asociadas a los hábitats abiertos (Meffert et al., 2012). Esta podría ser la razón por la que la avifauna esta cobertura alcanza elevados niveles de equitatividad y altos valores de diversidad en Shannon. La alta cantidad de especies e individuos nativos y endémicos tanto en avifauna y vegetación leñosa concuerdan con el planteamiento de CONAMA & PNUD (2005) al indicar que el matorral pradera es una cobertura caracterizada por su alto endemismo y altos niveles de diversidad en ambos taxones.

A diferencia de los hallazgos de Blair & Johnson (2008) en el chaparral de California y Sorace & Gustin (2010) en la maquia mediterránea, el matorral de esta ciudad costera se caracteriza por presentar bajos valores de riqueza, abundancia, diversidad y equitatividad, y altos valores en dominancia tanto en vegetación leñosa como en avifauna. Incluso el valor del índice de equitatividad de Pielou de esta cobertura en avifauna ($E = 0,650$) dista considerablemente del obtenido por Blair & Johnson (2008) en Estados Unidos ($E = 0,900$). Este patrón se puede atribuir a la presencia del altramuz (*Lupinus arboreus*), especie exótica invasora (EEI) con gran capacidad para colonizar suelos arenosos como los que poseen las dunas con un cierto grado de consolidación (Fuentes et al., 2014). De este modo, como el matorral se encuentra adyacente a las playas, dunas y arenales (Figura 4), esta cobertura presenta condiciones favorables para la colonización de esta especie invasora. La preponderancia del altramuz facilita la sobrevivencia de la codorniz (*Callipepla californica*) -la especie de avifauna predominante de esta cobertura- porque es una de las múltiples especies arbustivas que le brinda espacios frondosos donde puede elaborar sus nidos a salvo de potenciales depredadores, además de proporcionales semillas que son parte de su alimentación (González & Martínez, 2017). A pesar de la alta dominancia de estos individuos exóticos en ambos taxones, el matorral presenta los máximos niveles de endemismo en Pichilemu tanto en avifauna como en vegetación leñosa, corroborando con las observaciones de CONAMA & PNUD (2005) y Sorace & Gustin (2010) al indicar que esta cobertura posee un gran número de especies endémicas en varios taxones. La alta representatividad de especies vegetales leñosas de origen endémico –como el boldo (*Peumus boldus*), litre (*Lithraea caustica*), molle (*Schinus latifolius*) y peumo (*Cryptocarya alba*)- podrían posibilitar la presencia de especies de avifauna endémicas como por ejemplo el churrín del norte (*Scytalopus fuscus*) y colilarga (*Sylviorthorhynchus desmursii*) (González & Martínez, 2017). Los gremios tróficos más comunes de esta cobertura son los insectívoros colectores de follaje bajo (representados por el churrín del norte, chercán y el tijeral), insectívoros cazadores aéreos de follaje (integrado solamente por el colilarga) y los granívoros colectores de suelo y herbáceas (cuyo único representante es la codorniz), los cuales son muy similares (insectívoros y granívoros de suelo) a los reportados por Sorace & Gustin (2010) en la maquia de Italia. A partir de la estructura y composición de la comunidad vegetal del matorral se podría plantear que si esta cobertura no tuviese un amplio número de altramuces, probablemente seguiría una tendencia similar a las coberturas matorral arborescente y matorral pradera,

en donde todos sus puntos de muestreo estarían en el conglomerado 4 (caracterizado por su alta diversidad, riqueza, equitatividad y baja dominancia tanto en avifauna como en vegetación leñosa).

Las playas, dunas y arenales de Pichilemu poseen comunidades de avifauna compuestas mayoritariamente por gaviotas y playeros, en donde el playero de Baird (*Calidris bairdii*) resultó ser la especie más abundante de la cobertura y la segunda de esta ciudad costera (441 individuos), mientras que las gaviotas obtuvieron una alta abundancia con 76 individuos, de manera que se cumple con lo planteado por Dugan et al. (2015) al indicar que ambos taxones de la avifauna son numerosas en esta cobertura del borde costero. A pesar de tener una abundancia similar a la golondrina chilena (455 individuos), el playero de Baird no puede ser considerado de ninguna manera un *urban exploiter* porque se ha registrado principalmente en esta cobertura y consume invertebrados exclusivamente en playas arenosas y humedales tras su migración del hemisferio norte (Martínez & González, 2017). Por lo tanto, si el crecimiento urbano (y sus perturbaciones como por ejemplo la presencia de perros, el empleo de vehículos motorizados, la contaminación del sustrato) altera los litorales arenosos, es muy probable que esta especie se vea seriamente afectada.

Adicionalmente, la presencia de especies de avifauna con categoría de conservación preocupante tales como el pelícano (*Pelecanus thagus*) y el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) en esta cobertura del borde costero corroboran lo planteado por Dirzo & Raven (2003). Estos autores manifiestan que la amplia variedad de hábitats puede contener una gran diversidad de avifauna, aunque esta condición no se pudo corroborar debido a las limitantes metodológicas de este estudio. Al igual que en los humedales y cuerpos de agua, habría resultado de gran interés haber integrado a la vegetación herbácea en el análisis, ya que podría haber explicado los altos valores de riqueza, abundancia, cantidad de especies e individuos nativos en avifauna (muchas de sus especies siendo *urban avoiders* como el cisne coscoroba, gaviota de Franklin, gaviota garuma, gaviotín piquerito, pelícano de Humboldt, pilpilén, piquero, playero de Baird, yeco y zarapito). Además, se podría haber constatado si la presencia de alguna de estas especies *urban avoiders* habría sido favorecida por la vegetación herbácea para su nidificación como lo señala Coastal Care (2017).

Los valores moderados en diversidad, bajos en equitatividad y elevados en dominancia que se han registrado en las plantaciones en Pichilemu reflejan la simplificación de la complejidad del hábitat al remover especies arbustivas nativas para habilitar estos espacios, tal como Cowling et al. (1976) lo plantea para una plantación de pinos (*Pinus* spp.) en Sudáfrica. No obstante, al momento de compararlo con el bosque urbano, las plantaciones poseen levemente mayores valores de diversidad, equitatividad y menores en dominancia en avifauna y vegetación leñosa. Esto podría ser el resultado de que aún se conservan algunas especies endémicas que han podido persistir a la alteración del hábitat en las plantaciones (Figura 19) (Carrascal & Tellería, 1990), los cuales ya no se podrían encontrar en coberturas de alta perturbación como los bosques urbanos.

Figura 19. Vegetación nativa (*Lithraea caustica*) en el punto PL2 (Plantaciones 2).



Fuente: Elaboración propia.

Si bien las plantaciones constituyen las coberturas con mayor superficie vegetada en el área de estudio (Figura 3), la riqueza de su avifauna es muy baja (6 especies), patentando que la extensión superficial de la cobertura vegetal no refleja su calidad (Fuscalli & Loures-Ribeiro, 2013). La ausencia de especies de avifauna correspondiente al gremio de los frugívoros replica los hallazgos de Clout & Gaze (1984) en Nueva Zelanda. Sin embargo, las comunidades de las plantaciones poseen una gran representatividad de insectívoros (15%), granívoros (15%), carnívoros (18%) y nectarívoros (18%), por lo que refuta el planteamiento de estos autores al considerar estas coberturas como zonas carentes para sostener los insectívoros. Resulta interesante la alta presencia de carnívoros y nectarívoros en esta cobertura, los cuales están representados por el aguilucho común (*Geranoaetus polyosoma*) y el picaflor chico (*Sephanoides sephaniodes*) respectivamente. De acuerdo González & Martínez (2017) los aguiluchos comunes se ven favorecidos por la alta presencia de árboles para acechar a sus presas. Además, el chercán también es una especie abundante en las plantaciones debido a que ocupa al romerillo (*Baccharis linearis*) para buscar alimento, anidar y establecer su territorio (Martínez & González, 2017). De esta manera, los remanentes del estrato arbustivo compuesto por especies nativas facilita la sobrevivencia de esta especie.

Este estudio demostró que el aeródromo posee unos de los valores más bajos de diversidad, riqueza y abundancia en avifauna y vegetación leñosa, lo cual dista con las observaciones de Weitz (1999) y Wright & Tuberville (2017). Además, esta cobertura no está dotada de especies endémicas, amenazadas ni migratorias como lo señala Trainor (1999) y nuevamente Wright & Tuberville (2017). Esta cobertura poco diversa, enriquecida y abundante en Pichilemu puede estar inducida por el Decreto N°173 (2005) que establece el espacio aéreo alrededor de la pista de aterrizaje debe estar lo más despejado posible de todo tipo de obstáculos (incluyendo árboles y arbustos). En efecto, sólo predomina la vegetación herbácea (Figura 20), lo que configura una reducida heterogeneidad estructural del hábitat incapaz de promover el establecimiento de una amplia variedad de especies de avifauna, diferenciándose del aeródromo de Santa Rosa (Florida, Estados Unidos) en donde existen áreas boscosas lejos de las pistas de aterrizaje (Wright & Tuberville, 2017). De todas formas, la equitatividad de aves (muchas

de ellas *urban adapters*) en esta cobertura es alta en comparación con la de los humedales y cuerpos de agua, áreas verdes urbanas e instalaciones deportivas y de ocio debido posiblemente a la repartición equitativa del número de especies granívoras, omnívoras e insectívoras (Gráfico 6, Gráfico 7, Figura 9 y Anexo 4). Respecto a la vegetación, el aeródromo es una cobertura poco diversa, equitativa y altamente dominante por la presencia del Ciprés de Monterrey (*Cupressus macrocarpa*). No obstante, esta tendencia habría sido mucho más abrupta si se hubiese considerado a la vegetación herbácea dentro de la evaluación de diversidad al constatar la amplia extensión que abarca en esta cobertura (Figura 20).

Figura 20. Aeródromo de Pichilemu.



Fuente: Elaboración propia.

Los moderados valores de diversidad en avifauna y vegetación leñosa encontrados en los terrenos abandonados coinciden con las observaciones de Meffert (2017) en Berlín (Alemania). Este autor plantea adicionalmente que los terrenos abandonados albergan especies de avifauna nativa de baja abundancia relativa, lo cual se replica en Pichilemu debido a la presencia de poblaciones poco numerosas de especies nativas y endémicas (Anexo 4 y Anexo 6). La alta variabilidad de todos los índices de diversidad alfa en la vegetación leñosa puede estar explicada porque estos parches representan diferentes fases de la sucesión ecológica, en donde en algunos casos existen comunidades compuestas predominantemente por especies herbáceas (por ende, se revela una baja presencia de especies leñosas) que contrastan con otras donde prepondera el equilibrio entre especies de todos los estratos (con una alta presencia de especies leñosas) (Bonthoux et al., 2007). Además, se pudo observar que el número de especies e individuos *urban exploiters* (gorrión, paloma común y golondrina chilena) tiende a aumentar en los terrenos abandonados que están rodeados parcial o totalmente por el tejido urbano continuo (Gráfico 3, Figura 4 y Anexo 12), cumpliéndose con lo planteado por Meffert (2017). De todas formas, habría sido interesante si este estudio hubiese incorporado el factor tiempo para analizar el desarrollo de la heterogeneidad estructural del hábitat en los terrenos abandonados (en función de sus diferentes fases de la sucesión ecológica) y ver si posibilita la coexistencia entre especies de avifauna *urban exploiters* y *urban adapters*. Finalmente, se pudo comprobar que esta cobertura posee similares niveles de diversidad de Shannon en avifauna que las áreas verdes urbanas al

considerar que posee levemente una mayor proporción de especies de vegetación nativa y endémica, mismo patrón postulado por Meffert (2017).

Los tejidos urbanos continuo y discontinuo constituyen coberturas que poseen un alto grado de diversidad tanto en avifauna como en vegetación leñosa ($H' > 1,000$). Asimismo, estas coberturas son las que poseen mayor riqueza en vegetación leñosa para toda el área de estudio y una de las máximas en avifauna (sólo superadas por los humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, playas, dunas y arenales, y matorral arborescente). Los altos valores de diversidad y riqueza de ambas coberturas podrían ser el resultado de su condición de parches híbridos, ya que la ciudad de Pichilemu no es tan densamente urbanizada (ATS & Grupo Paisaje FAU, 2016). Esto se manifiesta en la considerable cantidad de antejardines cuyas especies de vegetación ornamental proveen una amplia gama de recursos para múltiples especies de aves (Cameron et al., 2012), lo que sumado a la presencia de infraestructura (edificaciones de toda índole, postes de electricidad y telefónicos, postes lumínicos, cables, antenas, entre otros), la heterogeneidad estructural del hábitat se vuelve más compleja (Emlen, 1974; Blair, 1996; Blair & Johnson, 2008; McGregor-Fors & Schondube, 2011). De este modo, esta configuración del espacio permite la formación de diversos hábitats que favorecen tanto a *urban exploiters* como a *urban adapters* (Blair, 1996; Blair & Johnson, 2008), como se registró en este estudio en la presencia de ejemplares del primer grupo (gorrión, paloma doméstica y golondrina chilena) y del segundo (tordo, gaviota dominicana, chercán, zorzal, gaviota cáhuil, jilguero y diuca) (Figura 8 y Anexo 4). Por este motivo, estas coberturas presentan valores de diversidad ($H' = 1,673$ como mediana del tejido urbano continuo y $H' = 1,517$ para el tejido urbano discontinuo) superiores a las de áreas verdes urbanas ($H' = 1,441$) e instalaciones deportivas y de ocio ($H' = 1,295$), las cuales poseen una menor heterogeneidad del hábitat, y por ende, menor variedad de especies con diferentes nichos ecológicos.

No obstante, estas coberturas no poseen una representatividad equilibrada entre especies exóticas y nativas, ya que el tejido urbano continuo posee una proporción mayor de gorriones y palomas domésticas que el tejido urbano discontinuo. En consecuencia, se demostraría el fenómeno de la “oportunidad de nicho”, ya que además de ser beneficiadas por la infraestructura y la alimentación por parte de la población humana, las aves rapaces del área de estudio están relegadas a las coberturas con menor intervención –se registró al cernícalo solamente en el matorral arborescente, mientras que el aguilucho común fue reconocido en las plantaciones– (Shea & Cheson, 2002, en McKinney, 2006). De este modo, la alta preponderancia de los individuos de estas especies sinantrópicas podrían indicar procesos de homogeneización biótica en Pichilemu porque no sólo es similar a otras ciudades de Chile, sino que también se asemeja a diversas ciudades del mundo (Blair, 1996; McKinney & Lockwood, 1999; McKinney, 2002; Leveau & Leveau, 2004; Olden, 2005; Chase & Walsh, 2006; Blair & Johnson, 2008). En efecto, se podría plantear que la homogeneización biótica en avifauna es mayor a medida que el punto de muestreo se localice más al centro de Pichilemu, donde las fronteras difusas de este fenómeno se encuentran en el tejido urbano discontinuo (por tener un cierto equilibrio en la abundancia relativa de especies exóticas y nativas). No obstante,

aunque existan algunos indicios que patenten la existencia de homogeneización biótica en la avifauna, se recalca la necesidad de realizar estudios de gradientes de urbanización y de análisis multitemporal.

La amplia variedad de gremios tróficos en el tejido urbano discontinuo (siendo la tercera cobertura con el mayor número de estos grupos) concuerda con los resultados de Leveau & Leveau (2004) en Argentina, ya que posee una amplia presencia de omnívoros (gorrión, paloma doméstica, zorzal, tordo, entre otros), granívoros (tórtola, tortolita cuyana, jilguero) e insectívoros aéreos (golondrina chilena y golondrina de dorso negro). Algunas de estas especies (tordo, chercán y zorzal) son icónicas en constatar que las coberturas constituyen parches híbridos porque a pesar de ser omnívoras, ellas depende exclusivamente de los árboles para realizar sus actividades cotidianas (nidificar, reclamar territorio, reposar y alimentarse). En palabras de Díaz & Armesto (2003), son especies de árboles-suelo, por ende, habitan en coberturas que de por sí se pensaban que eran una matriz urbana inerte, demostrando que estas áreas tienen la capacidad de albergar biodiversidad.

Tanto el tejido urbano continuo como el discontinuo favorecen la presencia de *urban exploiters* como la paloma doméstica, el gorrión y la golondrina chilena que se caracterizan por ser especies gregarias y con habilidades simplificadas para confeccionar sus nidos en las edificaciones o postes eléctricos (Martínez & González, 2017). No obstante, el tejido urbano discontinuo tiene una mayor proporción de especies *urban adapters* (chercán y zorzal) territoriales que poseen habilidades complejas para elaborar sus nidos y, además, obtener su alimento. Este patrón espacial concuerda con los resultados de Blair & Johnson (2008) en tres ciudades de ecorregiones distintas en Estados Unidos. Cabe mencionar que a pesar de ser de origen nativo, la golondrina chilena (*Tachycineta meyeri*) constituye una especie *urban exploiter* al igual que la miná común (*Acridotheres tristis*) en ciudades de Asia (Lim & Sodhi, 2003; Paker et al., 2013; Sengupta et al., 2013) o la urraca de Hudson (*Pica hudsonia*) en Norteamérica (Maestas et al., 2003). Es más, Marzluff (1997), McKinney (2002) y Chace & Walsh (2005) manifiestan que la mayoría de las especies de la familia *Hirundinidae* (golondrinas) son favorecidas por la urbanización por el aumento de la densidad de las edificaciones y la alta presencia de insectos voladores provenientes de cuerpos de agua que se sienten atraídos a los focos de luces artificiales, condiciones ambientales que se observan en Pichilemu (Figura 3).

Tal como lo manifiesta Godreau et al. (1999) y Krynski & Golawski (2019), los resultados de este estudio arrojaron que las zonas de extracción de áridos son las coberturas menos diversas tanto en vegetación como en avifauna. Ahora bien, a diferencia de la investigación de Godreau et al. (1999) (la cual no registró ninguna especie de los taxones analizados), esta cobertura sí presenta especies de avifauna y vegetación leñosa, en donde todas son de origen nativo y exótico respectivamente. Se constató que la persistente remoción de casi todos los estratos de vegetación conlleva a la monotonía de las comunidades de avifauna de las zonas de extracción de áridos expresada en el bajo número de gremios tróficos registrados (Gráfico 6 y Anexo 6) (Krynski & Golawski,

2019). De hecho, estas especies pertenecientes a pocos gremios hacen que esta cobertura posea una mediana del índice de diversidad de Shannon inferior ($H' = 0,665$) al registrado por Krynski & Golawski (2019) ($H' = 0,740$). De este modo, estas zonas constituyen “desiertos” de biodiversidad al presentar comunidades compuestas por pocas especies nativas (en el caso de la avifauna) y exóticas (en el caso de la vegetación leñosa) que tienen la capacidad de tolerar estas intensas y persistentes perturbaciones abióticas.

Finalmente, los resultados de esta investigación reportan que la correlación entre la distancia a componentes de infraestructura verde diversos y algunos parámetros de diversidad alfa de la avifauna y vegetación así como entre la diversidad de avifauna y de vegetación poseen una magnitud menor a la esperada, por lo que la biodiversidad puede estar influenciada por otros factores tales como el tamaño del parche y su heterogeneidad del hábitat, variables que no pudieron ser cuantificadas debido a las limitantes temporales del estudio. No obstante, esta relación causal es abordada con baja frecuencia en la literatura, pues sólo se encontraron cuatro estudios especializados en analizar esta influencia del territorio en la biodiversidad (Berget, 2006; Cursach & Rau, 2008; Knapp et al., 2008; Imai & Nakashizuka, 2010). Aún así, la relación significativa entre el índice de diversidad de Shannon y la riqueza de avifauna con la distancia entre los puntos de muestreo y los componentes importantes de infraestructura verde concuerdan con los hallazgos de estas investigaciones. Por ejemplo, la correlación entre el índice de Shannon en avifauna y la distancia que guardan los puntos de muestreo hacia los cursos de agua en este estudio es tan significativa ($p = 0,001$) como la correlación de estas mismas variables plasmadas en el estudio de Imai & Nakashizuka (2010) ($p < 0,05$). El alto grado de incertidumbre en las correlaciones refleja lo expuesto por Faeth et al. (2012) al manifestar que si bien las investigaciones han descubierto patrones de distribución de biodiversidad urbana, muchos de los mecanismos que les dan forma siguen siendo incógnitos porque son multicausales y multiescalares. Por ejemplo, en el mismo estudio de Knapp et al. (2008) la distancia a los cursos y cuerpos de agua no es el único factor que explica el comportamiento de la riqueza de la avifauna en Halle (Alemania), sino que también influye -en menor medida- el tamaño del parche y el tipo de cobertura de los parches circundantes al punto de muestreo, en donde la riqueza tiende a aumentar si está rodeado por una mayor cantidad de zonas agrícolas que de zonas urbanas de alta densidad.

5.2 Conclusiones y Recomendaciones.

Este estudio surgió de la necesidad de explorar la capacidad de las ciudades para albergar biodiversidad, para lo cual se usó la óptica del mosaico urbano y de los parches híbridos que son representados por las diferentes coberturas de suelo. Así, este estudio evaluó la diversidad de avifauna y vegetación leñosa en las coberturas de suelo en Pichilemu.

La distribución espacial de los parámetros de diversidad de vegetación leñosa y avifauna así como el número de grupos funcionales de avifauna presentan un patrón bimodal, el cual señala la existencia de dos grupos con coberturas caracterizadas por ser enriquecidas, diversas, equitativas, poco dominantes y dotadas de una amplia cantidad de grupos funcionales en avifauna. El primero de ellos coincide casi en su totalidad con el conglomerado 2 del análisis de clúster respecto a las coberturas involucradas (humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, matorral arborescente y matorral pradera) y la magnitud de los valores indican que las comunidades de avifauna y vegetación leñosa que las habitan son las de mayor variedad y complejidad en Pichilemu. Por su parte, el segundo grupo del patrón bimodal con los máximos valores de riqueza, diversidad, equitatividad, cantidad de gremios tróficos (sólo en avifauna) y los mínimos en dominancia en avifauna y vegetación leñosa, está conformado por los tejidos urbanos continuo y discontinuo. Esto último demuestra que las zonas urbanas tienen una capacidad importante para albergar biodiversidad, refutando la concepción de estas zonas como una matriz carente de formas de vida. De este modo, los tejidos urbanos constituyen territorios sustanciales para la sobrevivencia de una cantidad no menor de especies de avifauna y vegetación leñosa. Por otro lado, existen coberturas (zonas de extracción de áridos, bosques urbanos, áreas verdes urbanas, instalaciones deportivas y de ocio, aeródromo y terrenos abandonados) caracterizadas por ser poco enriquecidas, diversas y altamente dominantes tanto en vegetación leñosa como en avifauna. También este grupo de coberturas poseen una pobre diversidad funcional en avifauna al albergar a muy pocos gremios tróficos.

En Pichilemu los objetos de estudio de biodiversidad marcaron tendencias opuestas porque se constató que la avifauna es diversa y predominantemente nativa, mientras que la vegetación leñosa se caracteriza por ser poco diversa y en gran parte exótica. Esta tendencia se replica principalmente en las coberturas más urbanizadas, incluso si algunas de ellas poseen un alto grado de diversidad, riqueza, equitatividad y bajo nivel de dominancia. Por ejemplo, esta discordancia entre la diversidad y la composición en las comunidades vegetales se evidencia en el tejido urbano continuo y en el tejido urbano discontinuo, ya que a pesar de ser altamente ricas y diversas, muchas de sus especies son de origen exótico. Además, estas coberturas son las que tienen la mayor proporción de individuos de especies *urban exploiters* (gorrión, paloma doméstica y golondrina chilena). Con el fin de balancear las cantidades de *urban exploiters* y *urban adapters* en estos territorios, se recomienda a los futuros proyectos inmobiliarios y turísticos de la comuna que tengan una menor densidad de sus edificaciones (a través de la creación de jardines o antejardines privados más extensos, plazas y calles arboladas provistas de vegetación nativa) para aumentar la heterogeneidad estructural del hábitat. Esto permitiría que estos proyectos sustenten comunidades enriquecidas, diversas, equitativas y poco dominantes en avifauna y vegetación como las zonas suburbanas de Estados Unidos reportadas por Blair (1996) y Blair & Johnson (2008). De esta forma, al igual que estas zonas de mediano grado de urbanización en Estados Unidos, se configuraría un hábitat donde las especies *urban adapters* y *urban exploiters* puedan coexistir, y ser objeto de conocimiento por parte de la sociedad civil que habite o circule por estas zonas.

A pesar de ser una cobertura con uno de los valores más bajos en riqueza, abundancia, diversidad, equitatividad y el máximo en dominancia en vegetación leñosa y avifauna, el matorral posee el mayor grado de endemismo en ambos taxones para toda el área de estudio. De hecho, esta configuración en las comunidades vegetales leñosas y de avifauna explica el motivo por el cual esta es la única cobertura de Pichilemu que conforma una singularidad en el análisis de clúster. No obstante, la predominancia del altramuz (*Lupinus arboreous*), una especie exótica invasora, puede amenazar la persistencia de la vegetación endémica, por lo que puede alterar potencialmente el hábitat para muchas especies de avifauna *urban avoider* y *urban adapter* nativas que residen en esta cobertura. Para amortiguar este escenario, se recomienda la creación de planes de manejo y restauración ecológica para evitar la pérdida absoluta de unos de los pocos remanentes de matorral en esta ciudad costera.

Además de las quebradas y cursos de agua en conjunto con los humedales y cuerpos de agua, Pichilemu cuenta con coberturas de alto valor ecológico como el matorral arborescente y el matorral pradera. Al ser comunidades de avifauna y vegetación leñosa diversas y con una alta representatividad de especies nativas y endémicas -incluyendo a un alto número de *urban avoiders* en avifauna-, es urgentemente necesaria la creación y aplicación de planes de manejo que resguarden estas zonas o una planificación ecológica para amortiguar los impactos de la urbanización.

Este estudio patentó la existencia en Pichilemu de especies de avifauna y vegetación leñosa amenazadas con diversas categorías de conservación. Al comparar entre ambos taxones, la cantidad de avifauna amenazada es superior a las de vegetación leñosa con problemas de conservación. La distribución espacial de las especies de aves amenazadas –en donde todas son *urban avoiders*– es muy definida, ya que la mayoría de ellas se registraron en coberturas con una baja proporción de infraestructura (humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua y playas, dunas y arenales) cuyos parches se ubican en las zonas periféricas de la ciudad de Pichilemu. Esto enfatiza la necesidad de establecer medidas para su protección en esta ciudad costera. En cambio, la única especie vegetal leñosa amenazada (arrayancillo) en el área de estudio se registró en coberturas con diferentes niveles de densidad de infraestructura (quebradas y cursos de agua y tejido urbano continuo), pero que pertenecen a los grupos más diversos del patrón bimodal.

Respecto a la clasificación de la avifauna según su respuesta a la urbanización, los individuos de especies *urban exploiter* tienden a ser más numerosos en las coberturas con mayor densidad de infraestructura del área urbana de Pichilemu (tejido urbano continuo y tejido urbano discontinuo) y porcentaje de vegetación exótica (terrenos abandonados, áreas verdes urbanas e instalaciones deportivas y de ocio), por lo que sus máximas concentraciones están en las áreas urbanas circundantes a la red vial y la zona céntrica de Pichilemu. Por su parte, la máxima cantidad de individuos correspondientes a especies *urban adapters* se concentran en coberturas cuyos parches se localizan en el área periférica meridional, oriente y poniente de la ciudad (plantaciones, matorral arborescente, quebradas y cursos de agua, matorral pradera y el tejido urbano

discontinuo, aeródromo y zonas de extracción de áridos). Como los individuos de las especies *urban avoiders* tienden a concentrarse en coberturas muy poco intervenidas (playas, dunas y arenales, matorral, humedales y cuerpos de agua, quebradas y cursos de agua, y matorral pradera), ellos se localizan exclusivamente en las zonas periféricas de Pichilemu y áreas con un grado de cercanía a un curso o cuerpo de agua, evitando las coberturas más urbanizadas.

A modo de recomendación, sería interesante levantar las especies herbáceas para ver si condicionan la diversidad de avifauna en los humedales y cuerpos de agua, matorral pradera, playas, dunas y arenales, terrenos abandonados y aeródromo. Además, se recomienda levantar información sobre anfibios en coberturas con superficies acuáticas de diversa morfología como los humedales y cuerpos de agua y humedales y cursos de agua; reptiles en las playas, dunas y arenales y terrenos abandonados; e insectos en todas las coberturas analizadas en este estudio. De esta forma, se podría analizar el efecto de la urbanización en diversos taxones de la biodiversidad de Pichilemu. También, sería recomendable realizar un levantamiento del grado de participación de cada estrato de vegetación en todas las coberturas de suelo y contabilizar la densidad de los componentes de la infraestructura (postes eléctricos, cables, viviendas, cercos, paraderos de transporte, entre otros) con el fin de cuantificar la heterogeneidad estructural del hábitat y vincularla con los parámetros de diversidad alfa en avifauna. Del mismo modo, a pesar de que el tejido urbano continuo de Pichilemu posea un alto número de individuos de especies *urban exploiter*, sería ideal realizar un estudio de gradiente de urbanización para constatar la existencia de la homogeneización biótica en esta ciudad. Por último, sería conveniente replicar este tipo de estudio en otras ciudades intermedias y costeras en la Zona Central de Chile, y compararlo con investigaciones internacionales efectuadas en urbes de similar población y extensión en hotspots de biodiversidad pertenecientes al bioma mediterráneo (Cuenca del Mediterráneo, Provincia florística de California y Suroeste de Australia).

Este estudio contribuye información que puede ser utilidad para la generación de propuestas de planificación territorial sustentable en Pichilemu e informar a las diversas esferas de la población (sociedad civil, sector público y sector privado) de la importancia de la biodiversidad para el funcionamiento del ecosistema urbano.

BIBLIOGRAFÍA.

Adger, W., Hughes, T., Folke, C., Carpenter, S., & Rockström, J. (2005). Social-ecological resilience to coastal disasters. *Science*, 309(5737), 1036-1039.

Aguilera, M., & Silva, J. F. (1997). Especies y biodiversidad. *Interciencia*, 22(6), 299-306.

Aguirre, Z. (2013). Guía de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Nacional de Soja. 82 p.

Alberti, M., Botsford, E., & Cohen, A. (2001). Quantifying the urban gradient: linking urban planning and ecology. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (pp. 89-115). Springer, Boston, MA.

Alvarado, A., Baldini, A., & Guajardo, F. (2013). *Árboles urbanos de Chile. Guía de reconocimiento*. (Segunda edición. ed.). Santiago de Chile: Maval Ltda.

Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña A., & Villarreal, H. (2006). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Amaya, C. (2005). El ecosistema urbano: simbiosis espacial entre lo natural y lo artificial. *Revista forestal latinoamericana*, 37, 1-16.

Anderson, D., Sweeney, D., & Williams, T. (2008). *Estadística para administración y economía*. (Décima edición ed.). México D.F.: Cengage Learning.

Araujo, D., & Pereira, M. (2008). Sandy coastal vegetation. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. Pp. 1-17.

Arita, H., & Rodríguez, P. (2001). Ecología geográfica y macroecología. En Llorente-Bousquets J., & Morrone, J., *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. (1ª ed., págs. 63-80). México D.F.: Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM.

Armesto, J., Arroyo, M., Hinojosa, L. (2007). The Mediterranean environment of Central Chile. En Velben, T., Young, K., Orme, A. (Eds.) *The Physical Geography of South America*. Oxford University Press. Nueva York, EEUU. pp. 184-199.

Aronson, M., Handel, S., La Puma, I., & Clemants, S. (2015). Urbanization promotes non-native woody species and diverse plant assemblages in the New York metropolitan region. *Urban Ecosystems*, 18(1), 31-45.

Arroyo, M., Marquet, P., Marticorena, C., Cavieres, L., Squeo, F., Simonetti, J., Rozzi, R. & Massardo, F. (2006). El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. *Diversidad de ecosistemas, ecosistemas terrestres*.

Askins, R., Philbrick, M., & Sugeno, D. (1987). Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation*, 39, 129-152.

Association Territories Solidaires & Grupo Paisaje FAU de la Universidad de Chile (2016). *Estudio Diagnóstico Territorial Pichilemu*. Santiago

Avery, M., & R. Leslie. (1990). *Birds and Forestry*. London: Academic Press.

Azócar, G., Sanhueza, R., & Henríquez, C. (2003). Cambio en los patrones de crecimiento en una ciudad intermedia: el caso de Chillan en Chile Central. *Revista EURE*, 29(89), 79-92

Barragán, J. M., & Andrés, M. D. (2016). Aspectos básicos para una gestión integrada de las áreas litorales de España: conceptos, terminología, contexto y criterios de delimitación. *Revista de GESTÃO COSTEIRA integrada*, 16(2), 171-183.

Barrientos, R., & Medina, S. (2004). La prueba de Kruskal-Wallis como herramienta para evaluar las diferencias en la distribución de tallas de las poblaciones de peces. *Revista de la Universidad Autónoma de Yucatán*. (228), 47-49.

Becerra, P. (2008). Invasión de plantas exóticas en Chile. En Lazzo I., Ginocchio, R., Cofré, H., Vilina, Y., & Iriarte, A., *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos*. (2ª ed., pág. 315). Santiago: CONAMA.

Benayas, J. (2009). La rareza de las especies. *Investigación y ciencia*, 392, 63.

Berget, C. (2006). Efecto del tamaño y de la cobertura vegetal de parques urbanos en la riqueza y diversidad de la avifauna de Bogotá, Colombia. *Gestión y Ambiente*, 9(2), 45-60.

Bino, G., Levis, N., Darawshi, N., Van Der Hal, N., Reich-Solomon, A., & Kark, S. (2008). Accurate prediction of bird species richness patterns in an urban environment using Landsat-derived NDVI and spectral unmixing. *International Journal of Remote Sensing*, 29(13), 3675–3700.

Blair, R. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological applications*, 6(2), 506-519.

Blair, R., & Johnson, E. (2008). Suburban habitats and their role for birds in the urban-rural habitat network: points of local invasion and extinction? *Landscape Ecology*, 23(10), 1157-1169.

Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., & Bouché-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and urban planning*, 132, 79-88.

Bradley, B., Blumenthal, D., Wilcove, D., & Ziska, L. (2010). Predicting plant invasions in an era of global change. *Trends in ecology & evolution*, 25(5), 310-318.

Brito, D., Brossard, N., Bueno, M., Díaz, S., Herrera, A., & Villegas, A. (2017). Riqueza y diversidad de aves en la ciudad de Rancagua. *Revista de Investigaciones Escolares*, 1, 13-17.

Brockerhoff, E., Jactel, H., Parrotta, J., Quine, C., Sayer, J., & Hawksworth, D. (Eds.) (2009). *Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity?* 286 p.

- Calvo, P. (2008). Infraestructuras de soporte de la biodiversidad: Planificando el ecosistema urbano. 167-188 p.
- Cameron, R., Blanus, T., Taylor, J., Salisbury, A., Halstead, T., Henricot, B., & Thompson, K. (2012). The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(2), 129–137.
- Capdevila-Argüelles, L., Zilletti, B., & Suárez-Álvarez, V. (2013). Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. *Memorias Real Sociedad Española de Historia Natural. 2a. época*, 10.
- Carrascal, L., & Tellería, J. (1990). De *Pinus radiata* sobre avifauna. *Ardeola*, 37(2), 247-266.
- Carrera, B., & Kucharz, T. (2006). La insostenibilidad de los monocultivos agro industriales mayoritariamente destinados a la exportación como la palma de aceite. 25 p.
- Caula, S., Giner, S., & De Nóbrega, J. (2010). Aves urbanas: un estudio comparativo en dos parques tropicales con diferente grado de intervención humana (Valencia, Venezuela). *FARAUTE Ciencias y Tecnología*, 5(2), 1-13.
- Caviedes, C. (1999). Manual de métodos y procedimientos estadísticos. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 67 p.
- Ceccon, E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencia*, 72, 46-53.
- Chace, J., & Walsh, J. (2005). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban planning*, 46-69.
- Chang, H., & Lee, Y. (2016). Effects of area size, heterogeneity, isolation, and disturbances on urban park avifauna in a highly populated tropical city. *Urban ecosystems*, 19(1), 257-274.
- Clergeau, P., Savard, J., Mennechez, G., & Falardeau, G. (1998). Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor*, 100(3), 413-425.
- Clout, M. & Gaze, P. (1984). Effects of plantation forestry on birds in New Zealand. *Journal of Applied Ecology*, 21, 795-816.
- Coastal Care. (2017). Flora and fauna. [En línea] <http://coastalcare.org/educate/flora-andfauna/> [Consultado: 20 de enero de 2019]
- Colding, J., Elmqvist, T., Lundberg, J., Ahrne´, K., Andersson, E., Barthel, S., Borgström, S., Duit, A., Ernstsson, H., & Tengö, M. (2003). The Stockholm Urban Assessment (SUASweden). Millennium Ecosystem Assessment Sub-Global Summary Report, Stockholm.
- Collaborative Partnership on Sustainable Wildlife Management & International Union of Forests Research Organizations (2016). *Glossary of Wildlife Management. Terms and Definitions*. Viena: CPW & IUFRO.

Colwell, M., & Sundeen, K. (2000). Shorebird distributions on ocean beaches of northern California. *Journal of Field Ornithology*, 71, 1–15.

Comisión Nacional del Medio Ambiente. (2009). *Especies Amenazadas de Chile* (Vol. 1). Santiago de Chile: CONAMA.

Comisión Nacional del Medio Ambiente, & Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2005). Estrategia y plan de acción para la conservación de la diversidad biológica, Región de Valparaíso (p. 225).

Cornejo, R. (2015). Plantaciones forestales versus el bosque nativo. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, 3(2), 33-34

Cornelis, J., & Hermy, M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning*, 69., 385–401.

Cornell, B. (2016). *Bioninja. Biodiversity*. Recuperado el 10 de Mayo de 2019, de: <https://ib.bioninja.com.au/options/option-c-ecology-and-conser/c4-conservation-of-biodiver/biodiversity.html>

Cornell University (2017). All about birds. Tree Swallow. Recuperado el 22 de marzo de 2019, a partir de https://www.allaboutbirds.org/guide/Tree_Swallow

Corporación Nacional Forestal CONAF. (2013). Catastro de usos de suelo y vegetación. Sección Catastro Vegetacional.

Cowling, R., Moll, E. & Campbell, B. (1976). The ecological status of the understory communities of pine forest on Table Mountain. *South Africa Forestry Journal*, 99, 13-23.

Croci, S., Butet, A., & Clergeau, P. (2008). Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits. *The Condor*, 110(2), 223-240.

Cursach, J., & Rau, J. (2008). Avifauna presente en dos parques urbanos de la ciudad de Osorno, sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología*, 14(2), 98-103.

Davis, R., & Wilcox, J. (2013). Adapting to suburbia: bird ecology on an urban-bushland interface in Perth, Western Australia. *Pacific Conservation Biology*, 19(2), 110-120.

Decreto N° 173. Aprueba reglamento de aeródromos. Ministerio de Defensa Nacional, Subsecretaría de Aviación. Diario Oficial de la República de Chile, Santiago, Chile, 15 marzo de 2005

Decreto N° 29. Aprueba reglamento para la clasificación de las especies silvestres según estado de conservación. Ministerio de Medio Ambiente Diario Oficial de la República de Chile, Santiago, Chile, 27 abril de 2012.

Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C., & Williamson, M. (2007). The Horticultural Trade and Ornamental Plant Invasions in Britain». *Conservation Biology*, 1(21), 224-231.

DeLong, D. (1996). Defining biodiversity. *Wildlife Society Bulletin*, 24(4), 738-749.

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

- Dirzo, R., & Raven, P. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 137–167.
- Dugan, J., Hubbard, D., Martin, D., Engle, J., Rihards, D., Davis, G., Lafferty, K. & Ambrose, R. (2000). Macrofauna communities of exposed sandy beaches on the Southern California mainland and Channel Islands. *Fifth California Islands Symposium*. 339-346 p.
- Durán, E., Galicia, L., Pérez, E., & Zambrano, L. (2002). El paisaje en la Ecología. *Ciencias*, 67, 44-50.
- Elmqvist, T. Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K., & Wilkinson, C. (Eds.) (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assesment*. Springer.
- Emlen, J. (1974). An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *The Condor*, 76(2), 184-197.
- Escobedo-Echeverría, V., & Ray, C. (2013). Catálogo de la flora y fauna invasora de Chile continental e insular oceánico. En Jaksic, F., Castro, S., Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales. (Primera edición ed., p. 491-508). Santiago: Ediciones UC.
- Estades, C., & Temple, S. (1999). Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9(2), 573–585.
- European Environmental Agency. (1995). CORINE Land Cover Part Two Nomenclature: illustrations. 68 p.
- European Environmental Agency. (2011). Green infrastructure and territorial cohesion. The concept of Green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems. European Environmental Agency. 142 p.
- Faggi, A., & Martínez, E. (2013). Argentina. En: MacGregor, I. y Ortega, R. (eds). *Ecología urbana. Experiencias en América Latina*. 130 p.
- Faeth, S., Bang, C., & Saari, S. (2012). Urban biodiversity: patterns, processes and implications for conservation. *John Wiley & Sons*, 1-12.
- Fernández-Juricic, E. (2000). Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: The role of age, size and isolation. *Ecological research*, 15, 373-383.
- Fernández-Juricic, E., & Jokimäki, J. (2001). A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity & Conservation*, 10(12), 2023-2043.
- Ferriol, M. y Merle, H. (s.a.). Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. Universidad Politécnica de Valencia. 10 p.
- Fontana, C., Burger, M., & Magnusson, W. (2011). Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems*, 14(3), 341-360.

- Forman, R., & Godron, M. (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 31(10), 733-740.
- Franklin, J. (1988). Structural and functional diversity in temperate forests. 166-175 p.
- Fuentes, N., Cavieres, L., Marticorena, A., Pauchard, A., Sánchez, P., & Urrutia, J. (2014). *Plantas invasoras del Centro-Sur de Chile: Una guía de campo*. Concepción: Laboratorio de Investigaciones Biológicas.
- Fuscaldi, R., & Loures-Ribeiro, A. (2008). A avifauna de uma área urbana do município de Ipatinga. *Biotemas*, 21(3), 125-133.
- Garden, J., Mcalpine, C., Peterson, A., Jones, D., & Possingham, H. (2006). Review of the ecology of Australian urban fauna: a focus on spatially explicit processes. *Austral Ecology*, 31(2), 126-148.
- Gaston, K., Warren, P., Thompson, K., & Smith, R. (2005). Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3327-3349.
- Godreau, V., Bornette, G., Frochot, B., Amoros, C., Castella, E., Oertli, B., & Craney, E. (1999). Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. *Biodiversity & Conservation*, 8(6), 839-864.
- Goldstein, E., Gross, M. & DeGraaf, R. (1986). Breeding birds and vegetation: A quantitative assessment. *Urban Ecology*, 9, 377-385.
- Gómez, M. Danglot, C., & Vega, L. (2003). Sinopsis de pruebas estadísticas no paramétricas. Cuándo usarlas. *Revista Mexicana de Pediatría*, 70(2), 91-99.
- González, C., Martínez, E., & López, G. (2014). A hierarchical classification of trophic guilds for North American birds and mammals. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(3), 931-941.
- González García, F., & Gómez de Silva, H. (2003). Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. En H. Gómez de Silva & A. Oliveras de Ita (Eds.), *Conservación de Aves. Experiencias en México*. (1ª ed., pp. 150–194). México: Cipamex.
- Granados, D., Hernández, M. & López, G. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 12(1), 55-69.
- Greer, C. (1978). *River management in modern China*. Westview Press. Boulder, Colorado, USA.
- Gregory, R., Gibbons, D., & Donald, P. (2004). Chapter 2. Bird census and survey techniques. En Sutherland, W., Newton, I. Green, R. *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Techniques in Ecology & Conservation Series* (págs. 17-55). Oxford: Oxford.
- Grimm, N., Faeth, S., Golubiewski, N., Redman, C., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756-760.

- Güneralp, B., McDonald, R. I., Fragkias, M., Goodness, J., Marcotullio, P. J., & Seto, K. C. (2013). Urbanization forecasts, effects on land use, biodiversity, and ecosystem services. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 437-452). Springer, Dordrecht.
- Güneralp, B., & Seto, K. (2013). Sub-regional assessment of China: urbanization in biodiversity hotspots. In *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (pp. 57-63). Springer, Dordrecht.
- Gurrutxaga, M., & Lozano, P. (2008). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios geográficos*, 69(265), 519-543.
- Halffter, G. (1998). A strategy for measuring landscape biodiversity. En Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México. 80 p.
- Halffter, G., & Moreno, C. (2005) Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. 5-17 p. En Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P., & Melic, A. (eds.) *Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). Zaragoza.
- Hails, A. (1997). Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention: The Role of the Convention on Wetlands in the Conservation and Wise Use of Biodiversity. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland.
- Harper, J., & Hawksworth, D. (1994). Biodiversity: measurement and estimation. Preface. London: The Royal Society.
- Hauenstein, E., González, M., Peña-Cortés, F. & Muñoz-Pedrerros, A. (2002). Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Toltén (IX Región, Chile) *Gayana. Botánica*, 59(2), 87-100.
- Hoffmann, A. (1998). *El árbol urbano en Chile*. Santiago: Fundación Claudio Gay.
- Hoffmann, A. (1998). *Flora silvestre de Chile Zona Central*. Santiago: Fundación Claudio Gay.
- Hong, A., & Mohd-Azlan, J. (2018). The Urban Avifauna of Kuching, Borneo, and the possible impact of cats on its structure. *KUKILA The Journal of Indonesian Ornithology*, 21, 1-12.
- Ilustre Municipalidad de Pichilemu. (2010). *Plan de Desarrollo Comunal de Pichilemu. Tomo I. Caracterización Diagnóstico Técnico Comunal*. Pichilemu.
- Instituto Nacional de Estadísticas. (1982). *Censo de Población y Vivienda 1982*. Santiago de Chile: Instituto Nacional de Estadísticas.
- Instituto Nacional de Estadísticas (2002). *Estadísticas demográficas y vitales, Proyecciones de población: País y regiones por área urbana-rural. Población total e indicadores*. Recuperado el 2 de octubre de 2018, de <http://www.ine.cl/estadisticas/demograficas-y-vitales>

Instituto Nacional de Estadísticas. (2007). *División político-administrativa y censal 2007*. Santiago de Chile.

Instituto Nacional de Estadísticas. (2017). *CENSO 2017. Descargue aquí resultados de comunas*. Recuperado el 7 de Mayo de 2019, de: <http://www.censo2017.cl/descargue-aqui-resultados-de-comunas/>

International Union for Conservation of Nature. (s.a.). *The IUCN red list of threatened species*. Recuperado el 20 de diciembre del 2018, de <http://www.iucnredlist.org/>

Imai, H., Nakashizuka, T. (2010). Environmental factors affecting the composition and diversity of avian community in mid-to late breeding season in urban parks and green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 96(3), 183-194.

Jaramillo, A. (2005). *Aves de Chile*. Barcelona, España: Lynx Edicions.

Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. (2012). The role of residential habitat type on the temporal variation of wintering bird assemblages in northern Finland. *Ornis Fennica*, 89(1), 20-33.

Juri, M., & Chani, J. (2005). Variación en la composición de comunidades de aves a lo largo de un gradiente urbano (Tucumán, Argentina). *Acta zoológica lilloana*, 49(2), 49-57.

Kefford, B., Marchant, R., Schäfer, R., Metzeling, L., Dunlop, J., Choy, S., & Goonan, P. (2011). The definition of species richness used by species sensitivity distributions approximates observed effects of salinity on stream macroinvertebrates. *Environmental Pollution*, 159(1), 302-310.

Knapp, S., Kühn, I., Mosbrugger, V., & Klotz, S. (2008). Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodiversity and Conservation*, 17(7), 1595-1612.

Koleff, P., Soberón, J., Arita, H. T., Dávila, P., Flores-Villela, Halffter, G., Lira-Noriega, A., Moreno, C., Moreno, E., Munguía, M., Munguía, M., Navarro-Singüeza, A., Téllez, O., Ochoa-Ochoa, L., Townsend Peterson, A., & Rodríguez, P. (2008). Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. *Capital natural de México*, 1, 323-364.

Krynski, K., & Golawski, A. (2019). Effects of habitat type and intensity of use on the breeding birds of gravel pits in Poland. *Ecological Engineering*, 130, 110-116.

Lafferty, K. Rodriguez, D., & Chapman, A. (2013). Temporal and spatial variation in bird and human use of beaches in southern California. *SpringerPlus*, 2(1), 38.

Lazzo, I., Ginocchio, R., Cofré, H., Vilina, Y., & Iriarte, A. (2008). Introducción. En CONAMA (Ed.), *Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos* (2a ed., pp. 49–55). Santiago, Chile: Ocho Libros Editores Ltda.

Lehmann, I., Mathey, J., Rößler, S., Bräuer, A., & Goldberg, V. (2014). Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services—Application to the analysis of micro-climatic effects. *Ecological Indicators*, 42, 58-72.

Leuschner, C. (2005). Vegetation and ecosystems. En: *Vegetation ecology* (van der Maarel, E., ed.) Blackwell Science, Oxford. 85-105 p.

- Leveau, L., & Leveau, C. (2004). Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar de Plata, Argentina. *El hornero*, 19(1), 13-21.
- Lim, H., & Sodhi, N. (2004). Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 199-215.
- Llorente-Bousquets, J. & Morrone, J. (2001). Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: Teorías, concepto, métodos y aplicaciones. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias UNAM. México DF.
- Luniak, M. (1996). Inventory of the avifauna of Warsaw-species: composition, abundance, and habitat distribution. *Acta Ornithologica*, 31(1), 67-80.
- Maestas, J., Knight, R., & Gilgert, W. (2003). Biodiversity across a Rural Land-Use Gradient. *Conservation biology*, 17(5), 1425-1434.
- Magurran, A. (1998). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 p.
- Maine Sea Grant. (2017). Plant native dune vegetation. Recuperado el 7 de marzo de 2019, a partir de <http://www.seagrants.umaine.edu/coastal-hazards-guide/beaches-and-dunes/plantvegetation>
- Martínez, M., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P., & Landgrave, R. (2007). The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63(3), 254-272.
- Martínez, E. (2010). The synanthropic flora in the Mendoza (Argentina) urban area. *Urban Ecosystem*, 13, 237–242.
- Martínez, D., & González, G. (2017). *Guía de campo y breve historia natural. Aves de Chile*. Santiago: Ediciones del Naturalista.
- Marzluff, J. (1997). Effects of urbanization and recreation on songbirds. En Block W., & Finch, D., *Songbird Ecology in Southwestern Ponderosa Pine Forests: A Literature Review*. (págs. 89–102). Fort Collins: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Marzluff, J. M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (pp. 19-47). Springer, Boston, MA.
- Maurer, U., Peschel, T., & Schmitz, S. (2000). The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. *Landscape Urban Planning*, 46, 209 –215.
- Mayr, E. (1969). Principles of systematic zoology. New York, McGraw-Hill.
- McCrary M. y Pierson M. (2000). Influence of human activity on shorebird beach use in Ventura County, California. In: Brown D., Mitchell K., Chang H., editors. *Fifth California Islands Symposium*. 424–427 p.

McDonald, R., Marcotullio, P., & Güneralp, B. (2013). Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 31-52). Springer, Dordrecht.

McDonnell, M., & Hahs, A. (2015). Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 46, 261-280.

McGranahan, G., & Satterthwaite, D. (2003). Urban centers: an assessment of sustainability. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 243-274.

McGregor-Fors, I., & Schondube, J. (2011). Gray vs. green urbanization: relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 372-381.

McKinney, M. & Lockwood, J. (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 14 (11). Pp. 450–453

McKinney, M. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, 52(10), 883-890.

McKinney, M. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127 (3), 247-260.

Meffert, P. (2017). Birds on urban wastelands. In *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments* (pp. 399-411). Springer, Cham.

Melles, S. (2005). Urban bird diversity as an indicator of human social diversity and economic inequality in Vancouver, British Columbia. *Urban Habitats*, 3(1), 25-48.

Merlotto, A., Piccolo, M., & Bértola, G. (2012). Crecimiento urbano y cambios del uso/cobertura del suelo en las ciudades de Necochea y Quequén, Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande*, 53, 159-176.

Ministerio del Medio Ambiente. (2014). Quinto informe nacional de biodiversidad de Chile (p. 140). Santiago, Chile. Recuperado a partir de http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2015/01/Libro_Convenio_sobre_diversidad_Biologica.pdf

Ministerio del Medio Ambiente. (2016). *Información Procesos de Clasificación de Especies*. Recuperado el 20 de diciembre del 2018, a partir de <http://www.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/Default.aspx>

Ministerio de Medio Ambiente. (2017) Especies en Chile. Recuperado el 15 de enero, a partir de <http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/especies.aspx>

Ministerio del Medio Ambiente. (s.a.). *Especies endémicas*. Recuperado el 18 de enero de 2019, a partir de <http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/pagina.aspx?id=89>

Ministerio del Medio Ambiente. (s.a.). *Inventario Nacional de Especies de Chile*. Recuperado el 20 de diciembre de 2018, de <http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/Default.aspx>

Mitsch, W. & Gosselink, J. (2000). *Wetlands*, 3ª ed. Wiley Inc, New York.

Molina, D., Torres, J. & Avelarde, M. (2012). Riqueza de aves del Área Natural Protegida Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco, México. *Huitzil*, 13 (1), 22-33.

Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T - Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe, UNESCO. GORFI (ed.) Zaragoza.

Morimoto, T., Katoh, K., Yamaura, Y., & Watanabe, S. (2006). Can surrounding land cover influence the avifauna in urban/suburban woodlands in Japan? *Landscape and Urban Planning*, 75(2), 143-154.

Morlans, M.C. (s.a.) Estructura del paisaje (matriz, parches, bordes, corredores), sus funciones. Fragmentación del hábitat y su efecto borde. Editorial Científica Universitaria: Catamarca (Argentina).

Mostacedo, B., & Fredericksen, T. (2000). Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal (p.87). Bolivia. Recuperado el 6 de enero del 2018 a partir de <http://www.bio-nica.info/biblioteca/mostacedo2000ecologiavegetal.pdf>

Muratet, A., Lorrillière, R., Clergeau, P., & Fontaine, C. (2013). Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI. *Landscape Ecology*, 28, 95–105.

Murgui, E. (2005). València. In: Kelcey J., Rheinwald, G. (eds). *Birds in European cities*. St. Katharinen: Ginster. 335–358 p.

Nebel, J. & Porcile, J. (2006). La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 27 p.

Neilson, B., & Riquelme, C. (2016). *Transformaciones socio-espaciales en territorios de expansión forestal: Comuna de Pichilemu, 1974-2015*. Licenciatura de historia. Facultad de Filosofía y Humanidades, Departamento de historia. Universidad de Chile.

Nilson, C., Grelsson, G., Johansson, M. & Sperens, U. (1988). Can rarity and diversity be predicted in vegetation along river banks? *Biological Conservation*, 44(3), 201-212.

Njoroge, J., Kariuki NdaNg'ang'a, P., & Natuhara, Y. (2014). The pattern of distribution and diversity of avifauna over an urbanizing tropical landscape. *Urban ecosystems*, 17(1), 61-75.

Noss, R.(1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), 355-364.

Noss, R., & Cooperrider, A. (1994). *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Island Press.

- Núñez, I., González-Gaudiano, E., & Barahona, A. (2003). La biodiversidad: Historia y contexto de un concepto, *28*(7), 387-393.
- Odum, E. (1985). Trends expected in stressed ecosystems. *Bioscience*, *35*(7), 419-422.
- Olden, J. (2006). Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, *33*(12), 2027-2039.
- Organización de las Naciones Unidas. (1992). Convenio sobre la diversidad biológica (p. 30). Recuperado a partir de <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- Organización de las Naciones Unidas, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, División de población. (2018). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, Online Edition*. Recuperado el 8 de octubre de 2018, de <https://population.un.org/wup/Download/>
- Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2011). Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning*, *101*(1), 1-10.
- 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.
- Park, C., & Lee, W. (2000). Relationships between species composition and area breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape and urban planning*, *51*, 29-36.
- 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*(3), 272-281.
- Pauchard, A., & Barbosa, O. (2013). Regional assessment of Latin America: rapid urban development and social economic inequity threaten biodiversity hotspots. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 589-608). Springer, Dordrecht.
- Petracci, P., Caneravi, M. & Bremer, E. (2005). Guía de las aves playeras y marinas migratorias del sur de América del Sur. Fundación Vida Silvestre Argentina. 44 p.
- Pickett, S., & Cadenasso, M. (1995). Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science*, *269*(5222), 331-334.
- Pickett, S., Cadenasso, M., Childers, D., McDonnell, M., & Zhou, W. (2016). Evolution and future of urban ecological science: ecology in, of and for the city. *Ecosystem health and sustainability*, *2*(7), 1-16.
- Piersma, T., & Lindström, Å. (2004). Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis*, *146*, 61-69.
- Piñero, D., Caballero-Mellado, J., Cabrera-Toledo, D., Canteros, C., Casas, A., & Castañeda-Sortibrán, A. (2008). La diversidad genética como instrumento para la conservación y el aprovechamiento de la biodiversidad: estudios en especies mexicanas. *Capital natural de México*, *1*, 437-494.

Portland State University. (2010). La diversidad biológica. Recuperado el 22 de enero de 2019, a partir de <http://ecoplexity.org/?q=node/659>

Reynaud, P., & Thioulouse, J. (2000). Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana) using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management*, 59(2), 121-140.

Riedemann, P., Teillier, S., & Aldunate, G. (2014). Arbustos nativos ornamentales del centro sur de Chile. Concepción, Chile: Corporación Chilena de la Madera.

Romero, H., Ordenes, F., & Vásquez, A. (2003). Ordenamiento territorial y desarrollo sustentable a escala regional, ciudad de Santiago y ciudades intermedias en Chile. *Desafíos de la Biodiversidad en Chile*, Eugenio Figueroa y Javier Simonetti, Editores, Editorial Universitaria, Santiago de Chile, 167-207.

Romero, H., & Ordenes, F. (2004). Emerging urbanization in the Southern Andes. *Mountain Research and Development*, 24(3), 197-202.

Romero, F., Cozano, M., Gangas, R., & Naulin, P. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Revista Bosque*, 35(1), 3-12.

Rozzi, R., Armesto, J., & Figueroa, J. (1994). Biodiversidad y conservación de los bosques nativos de Chile: una aproximación jerárquica. *Bosque*, 15(2), 55-64.

Saltonstall, K. (2002). Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 99. 2445–2449 p.

Sancho, C. (2014). *Grupo InnovaMIDE. Universitat de València. PSPP. Correlación bivariada. Coeficiente de Pearson*. Recuperado el 9 de Mayo de 2019, de: <https://www.uv.es/innovamide/l4u/PSPP/pspp09/pspp09.wiki>

Sanz, L. (2003). *"Mortalidad De Fauna En Las Autovías De Navarra". Implicaciones en la seguridad vial y orientaciones para el diseño y la evaluación ambiental de nuevas vías*. Memoria para optar al grado de Doctor en Ciencias. Pamplona: Universidad de Navarra.

Sasvari, L., (1984). Bird abundance and species diversity in the parks and squares of Budapest. *Folia Zoologica*, 33, 249- 262.

Savard, J., Clergeau, P., & Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and urban planning*, 48, 131-142.

Schlatter, J. (1977). La relación entre suelo y plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile central. Análisis de la situación actual y planteamientos para su futuro manejo. *Bosque*, 2(1), 12-31.

Schunck, F., Piacentini, V., Arantes, E., Barreto, A., Sousa, A., Rego, M., Albano, C., Conti, M., Lima, F., Simão, I., Freitas, E., Mendes, D., Guedes, F., Costa, R. & Fonseca, F. (2012). Birds of the Lower Middle São Francisco River. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20(3), 350-364.

Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica. (2012). *Perspectiva de las ciudades y la diversidad biológica. Resumen ejecutivo*. Montreal: CBD.

Sengupta, S., Mondal, M., & Basu, P. (2014). Bird species assemblages across a rural urban gradient around Kolkata, India. *Urban ecosystem*, 17, 585-596.

Serey, I., Ricci, M., & Smith-Ramírez, C. (2007). *Libro Rojo de la Región del Libertador Bernardo O'Higgins*. CONAF. Rancagua.

Servicio Agrícola y Ganadero. (2015). *La Ley de Caza y su reglamento. Legislación sobre fauna silvestre*. Santiago de Chile: Ministerio de Agricultura.

Seto, K., Parnell, S., & Elmqvist, T. (2013). A global outlook on urbanization. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 1-12). Springer, Dordrecht.

Silva, C., García, C., Estay, S., & Barbosa, O. (2015). Bird Richness and Abundance in Response to Urban Form in a Latin American City: Valdivia, Chile as a Case Study. *PLoS ONE*, 10(9), 1-16.

Slattery, B., Reshetiloff, K. & Zwicker, S. (2003). Native Plants for Wildlife Habitat and Conservation Landscaping: Chesapeake Bay Watershed. U.S. Fish & Wildlife Service, Chesapeake Bay Field Office, Annapolis, MD. 82 p.

Smith, R., Thompson, K., Hodgson, J., Warren, P., & Gaston, K. (2006). Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation*, 129(3), 312- 322.

Sorace, A., & Gustin, M. (2010). Bird species of conservation concern along urban gradients in Italy. *Biodiversity and conservation*, 19(1), 205-221.

Soto, R. (2014). *Efectos del grado de urbanización sobre la comunidad de aves en la ciudad de Concepción, VIII Región, Chile*. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias mención Zoología. Concepción: Universidad de Concepción.

Soto, C. (2017). *Evaluación de la biodiversidad en los componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu, región del Libertador General Bernardo O'Higgins*. Memoria para optar al título de Geógrafa. Santiago:Universidad de Chile.

Spiegel, M., & Stephens, L. (2009). *Estadística. Serie Schaum*. (Cuarta edición ed.). México D.F.: Mc Graw Hill.

Squeo, F., Estades, C., Bahamonde, N., Cavieres, L., Rojas, G., Benoit, I., Parada, E., Fuentes, A., Avilés, R., Palma, A., Solís, R., Guerrero, S., Montenegro, G., & Torres, J. (2010). Revisión de la clasificación de especies en categorías de amenaza en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83, 511-529.

Stebbins, G. (1987). Species concepts: semantics and actual situations. *Biology and Philosophy*, 2, 198-203.

Stoll, A., Sepúlveda, C., & San Martín, J. (2006). Patrón florístico-estructural de la vegetación nativa remanente en el límite norte del Bosque Templado Costero de Chile: el caso de la quebrada Cayurranquil (VII Región, Chile). *Bosque*, 27(1), 64-71.

- Subirós, J., Linde, D., Pascual, A., Palom, A.. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'anàlisi geogràfica*, (48), 151-166.
- Sullivan, O., & Wilson, J. (2008). Ireland's garden birds. How to identify, attract and garden for birds. 14 p.
- Swennen, C., & Spaans, A. (1985). Habitat use of feeding migratory and local Ciconiiform, Anseriform and Charadriiform birds in coastal wetlands of Surinam. *Le Gerfaut*, 75, 225-251.
- Swingland, I. (2001). Biodiversity, definition of. *Encyclopedia of biodiversity*, 1, 377-391.
- Tessario, S., & González, C. (Eds.). (2011). Manual de técnicas para el estudio de la fauna (Vol. 1). Querétaro, México.
- Thompson, K., & Head, S. (s.a.). Gardens as a resource for wildlife. 8 p.
- Tilghman, N. (1987). Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban Planning*, 14, 481-495.
- Trainor, C. R. (2003). The birds of Lembata (Lomblen), Lesser Sundas, Indonesia. *Kukila*, 12, 39-53.
- Troll, C. (1971). Landscape ecology (geoecology) and biogeocenology—A terminological study. *Geoforum*, 2(4), 43-46.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2008). *IUCN Definitions - English*. Gland, Suiza: UICN.
- Van Heezik, Y., Smyth, A., & Mathieu, R. (2008). Diversity of native and exotic birds across an urban gradient in a New Zealand city. *Landscape and urban planning*, 87(3), 223-232.
- Vásquez, A. (2002). *Ecología de paisaje: una aplicación al estudio de la vegetación urbana en la ciudad de Quillota*. Memoria para optar al título de Geógrafo. Santiago: Universidad de Chile.
- Vásquez, A. (2016). Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: el caso del corredor ribereño del río Mapocho en Santiago de Chile. *Revista Geografía Norte Grande*. Vol. 63.
- Vélez, L., & Herrera, M. (2015). Jardines ornamentales urbanos contemporáneos: Transnacionalización, paisajismo y biodiversidad. Un estudio exploratorio en Medellín, Colombia. *Rev. Fac. Nat. Agr. Medellín*, 68(1), 7557-7568.
- Villegas, M., Garitano-Zavala, Á. (2010). Bird community responses to different urban conditions in La Paz, Bolivia. *Urban Ecosystems*, 13(3), 375-391.
- Vides, G., Velado, M., Pablo, J., Carmona, V. (2017). Patrones de riqueza y diversidad de aves en áreas verdes del centro urbano de San Salvador, El Salvador. *Huitzil*, 18(2), 272-280.

- Vilá, M. & Ibáñez, I. (2011) Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology*, 26., 461-472.
- Walker, J., Grimm, N., Briggs, J., Gries, C., & Dugan, L. (2009). Effects of urbanization on plant species diversity in central Arizona. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(9), 465-470.
- Water Research Commission, (2001). State of the Rivers Report- Crocodile, Sabie Sand & Olifants River System. 39 p.
- Weitz, H. (1999). Bird Strike Risk Analysis on Aktion Airfield (Greece) and Recommendations for Improvements in Bird Strike Prevention. *1999 Bird Strike Committee-USA/Canada, First Joint Annual Meeting, Vancouver, Canada*.
- West, N. (1993). Biodiversity of rangelands. *Journal of Range Management*, 46(1), 2-13.
- Whittaker, R. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 279-338.
- Whittaker, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity, *Taxon*, 21, 213-251.
- Whittaker, R. (1977). Evolution of species diversity in land communities. *Evolutionary Biology*, 10, 1-67.
- White, K. N., & Tuberville, T. D. (2017). Birds and Burrows: Avifauna Use and Visitation of Burrows of Gopher Tortoises At Two Military Sites In the Florida Panhandle. *The Wilson Journal of Ornithology*, 129(4), 792-803.
- Williams, N., Hahs, A., & Vesk, P. (2015). Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(1), 78-86.
- Wilson, E. (2010). Making space for biodiversity in urban areas“The larger the pie, the greater number of possible slices big enough to sustain the lives of individual species. 10p.
- Wu, C., Lin, Y., & Lin, S. (2011). A hybrid scheme for comparing the effects of bird diversity conservation approaches on landscape patterns and biodiversity in the Shangan sub-watershed in Taiwan. *Journal of environmental management*, 92(7), 1809-1820.
- Zerbe, S., Maurer, U., Schmitz, S., & Sukopp, H. (2003). Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape and urban planning*, 62(3), 139-148.
- Zedler, J. & Kercher, S. (2004). Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25, 431-452.

ANEXOS.

Anexo 1. Puntos de muestreo.

N	Coordenada X	Coordenada Y	Cobertura de suelo	Nombre de los lugares	Acrónimo
1	224281	6190473	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Bajel	EB1
2	224328	6190168	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Bajel	EB2
3	224222	6190084	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Bajel	EB3
4	225002	6191279	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Petrel	PET1
5	224699	6191281	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Petrel	PET2
6	224415	6191155	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Petrel	PET3
7	224150	6191078	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Petrel	PET4
8	223958	6191221	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Petrel	PET5
9	224249	6191546	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Petrel	PET6
10	224440	6191690	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Petrel	PET7
11	223937	6186343	Humedales y cuerpos de agua	Laguna Los Patos	PAT
12	225599	6189989	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Ancho	AC1
13	225237	6189707	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Ancho	AC2
14	225247	6189377	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Ancho	AC3
15	225377	6189278	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Ancho	AC4
16.1	224018	6189837	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 1.1	QEL1.1
16.2	224068	6189852	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 1.2	QEL1.2
16.3	224061	6189789	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 1.3	QEL1.3
16.4	224085	6189756	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 1.4	QEL1.4
17.1	223799	6189255	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 2.1	QEL2.1
17.2	223774	6189293	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 2.2	QEL2.2
17.3	223795	6189330	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 2.3	QEL2.3
17.4	223843	6189326	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 2.4	QEL2.4
18.1	223636	6189127	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 3.1	QEL3.1
18.2	223700	6189130	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 3.2	QEL3.2
18.3	223733	6189157	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 3.3	QEL3.3
18.4	223757	6189191	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León 3.4	QEL3.4
19.1	224356	6189144	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo 1.1	QH1.1
19.2	224313	6189155	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo 1.2	QH1.2
19.3	224289	6189217	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo 1.3	QH1.3
19.4	224339	6189267	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo 1.4	QH1.4
20.1	224385	6188938	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo 2.1	QH2.1
20.2	224336	6188913	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo 2.2	QH2.2
20.3	224301	6188858	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo 2.3	QH2.3
20.4	224308	6188791	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo 2.4	QH2.4
21.1	224362	6187116	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1.1	QU1.1
21.2	224400	6187106	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1.2	QU1.2
21.3	224425	6187063	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1.3	QU1.3
21.4	224391	6187024	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1.4	QU1.4
22.1	224162	6186648	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 2.1	QU2.1
22.2	224173	6186698	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 2.2	QU2.2
22.3	224212	6186725	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 2.3	QU2.3
22.4	224244	6186702	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 2.4	QU2.4
23.1	224667	6187226	Quebradas y cursos de agua	Quebrada Nuevo Reino 1	QNR1
23.2	224681	6187278	Quebradas y cursos de agua	Quebrada Nuevo Reino 2	QNR2
23.3	224625	6187191	Quebradas y cursos de agua	Quebrada Nuevo Reino 3	QNR3
23.4	224619	6187139	Quebradas y cursos de agua	Quebrada Nuevo Reino 4	QNR4
24	225300	6191156	Quebradas y cursos de agua	Estero San Antonio	ESA1
25	225660	6191154	Quebradas y cursos de agua	Estero San Antonio	ESA2
26	223889	6190022	Matorral Arborescente	Matorral arborescente 1.1	MA1.1
27.1	225834	6189863	Matorral arborescente	Matorral arborescente 1.2	MA1.2
27.2	225799	6189870	Matorral arborescente	Matorral arborescente 1.3	MA1.3
27.3	225829	6189828	Matorral arborescente	Matorral arborescente 1.4	MA1.4
27.4	225860	6189898	Matorral arborescente	Matorral arborescente 2.1	MA2.1
28.1	225516	6189838	Matorral arborescente	Matorral arborescente 2.2	MA2.2
28.2	225507	6189868	Matorral arborescente	Matorral arborescente 2.3	MA2.3
28.3	225491	6189820	Matorral arborescente	Matorral arborescente 2.4	MA2.4
28.4	225517	6189806	Matorral arborescente	Matorral arborescente 3.1	MA3.1
29.1	225561	6189690	Matorral arborescente	Matorral arborescente 3.2	MA3.2
29.2	225575	6189666	Matorral arborescente	Matorral arborescente 3.3	MA3.3
29.3	225599	6189638	Matorral arborescente	Matorral arborescente 3.4	MA3.4
29.4	225526	6189698	Matorral arborescente	Matorral arborescente 4.1	MA4.1
30.1	225460	6189414	Matorral arborescente	Matorral arborescente 4.2	MA4.2
30.2	225474	6189388	Matorral arborescente	Matorral arborescente 4.3	MA4.3
30.3	225446	6189438	Matorral arborescente	Matorral arborescente 4.4	MA4.4

30.4	225482	6189443	Matorral arborescente	Matorral arborescente 5	MA5
31	222128	6188643	Matorral Pradera	Matorral pradera 1	MP1
32	221923	6188738	Matorral Pradera	Matorral pradera 2	MP2
33	224352	6190324	Matorral Pradera	Península El Bajel	PBJ
34	221739	6188504	Matorral	Matorral 1	M1
35	221700	6188666	Matorral	Matorral 2	M2
36	223481	6189799	Bosques Urbanos	Bosque municipal	BM1
37	223209	6190166	Bosques Urbanos	Bosque municipal	BM2
38	223302	6190305	Bosques Urbanos	Bosque municipal	BM3
39	223271	6190661	Bosques Urbanos	Bosque municipal	BM4
40	224895	6190550	Bosques Urbanos	Bosques urbano 1	BU1
41	224815	6190261	Bosques Urbanos	Bosques urbano 1	BU2
42	224734	6190082	Bosques Urbanos	Bosques urbano 1	BU3
43	224073	6191522	Playas, dunas y arenales	Playa Grande	PG1
44	223487	6191179	Playas, dunas y arenales	Playa Grande	PG2
45	222938	6191318	Playas, dunas y arenales	Playa Grande	PG3
46	222479	6190811	Playas, dunas y arenales	Playa Infiernillo	PI1
47	222312	6190607	Playas, dunas y arenales	Playa Infiernillo	PI2
48	221855	6189960	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa	PH1
49	221825	6189770	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa	PH2
50	221605	6189165	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa	PH3
51	221515	6188931	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa	PH4
52	221553	6188529	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa	PH5
53	222937	6189698	Plantaciones	Plantaciones 1	PL1
54	224765	6188320	Plantaciones	Plantaciones 2	PL2
55	223793	6188814	Plantaciones	Plantaciones 3	PL3
56	223488	6188527	Plantaciones	Plantaciones 4	PL4
57	223767	6188302	Plantaciones	Plantaciones 5	PL5
58	224116	6188785	Plantaciones	Plantaciones 6	PL6
59	223012	6188974	Plantaciones	Plantaciones 7	PL7
60	223716	6191043	Áreas verdes urbanas	Plaza Arturo Prat	PRA
61	223260	6190906	Áreas verdes urbanas	Parque Ross	RO1
62	223114	6191030	Áreas verdes urbanas	Parque Ross	RO2
63	222563	6190430	Áreas verdes urbanas	Plaza Infiernillo	PLI
64	222900	6190339	Áreas verdes urbanas	Plaza 1	PZ1
65	224576	6190007	Áreas verdes urbanas	Plaza 2	PZ2
66	224258	6191029	Áreas verdes urbanas	Santuario Sor Teresa	TER
67	225051	6190026	Terrenos Abandonados	Terrenos Abandonados 1	TA1
68	224990	6190424	Terrenos Abandonados	Terrenos Abandonados 2	TA2
69	224854	6188609	Terrenos Abandonados	Terrenos Abandonados 3	TA3
70	223114	6189581	Terrenos Abandonados	Terrenos Abandonados 4	TA4
71	224216	6189885	Terrenos Abandonados	Terrenos Abandonados 5	TA5
72	224910	6190674	Terrenos Abandonados	Terrenos Abandonados 6	TA6
73	222393	6189893	Aeródromo	Aeródromo 1	A1
74	222342	6189706	Aeródromo	Aeródromo 2	A2
75	224720	6188939	Instalaciones deportivas y de ocio	Jardín privado 1	JP1
76	223906	6190606	Instalaciones deportivas y de ocio	Jardín privado 2	JP2
77	224217	6190741	Instalaciones deportivas y de ocio	Jardín privado 3	JP3
78	223457	6190118	Instalaciones deportivas y de ocio	Estadio municipal	ST
79	223362	6190116	Instalaciones deportivas y de ocio	Cancha deportiva	C1
80	223419	6190031	Instalaciones deportivas y de ocio	Cancha deportiva	C2
81	224627	6190207	Instalaciones deportivas y de ocio	Cancha deportiva	C3
82	222126	6189074	Tejido Urbano Discontinuo	Calle El Pino	PIN
83	222346	6189135	Tejido Urbano Discontinuo	Calle Delfín	DEL
84	221851	6188290	Tejido Urbano Discontinuo	Calle Pueblo Hundido	PUE
85	221907	6188482	Tejido Urbano Discontinuo	Calle Uno Norte	UNO
86	221723	6187834	Tejido Urbano Discontinuo	Lomas Alto Pinar	ALP
87	224443	6187853	Tejido Urbano Discontinuo	Pueblo de Viudas	VIU
88	223001	6189308	Tejido Urbano Discontinuo	Cerro La Cruz	CRU
89	224754	6189667	Tejido Urbano Continuo	Villa San Jorge	VSJ
90	222462	6189524	Tejido Urbano Continuo	Pasaje San Fernando	SF
91	222134	6190397	Tejido Urbano Continuo	Av. Lugano-Av. Millaco	LU
92	223526	6190686	Tejido Urbano Continuo	Av. J.J.Prieto- Av. Montt	PRI
93	224887	6190995	Tejido Urbano Continuo	Población Los Jardines	JAR
94	222771	6190934	Tejido Urbano Continuo	Av. Washington	WS
95	221988	6189457	Tejido Urbano Continuo	Calle Ferrari	FER
96	224664	6188604	Zonas de Extracción de Áridos	Z.E.A. 1	Z1
97	224706	6188562	Zonas de Extracción de Áridos	Z.E.A. 2	Z2

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 2. Ficha de muestreo para registrar aves y vegetación leñosa en terreno.

Censo de avifauna

Nombres:	
Coordenada X:	Día:
Coordenada Y:	Hora:
Tipo hábitat:	Lugar/Punto:

Nombre común	Cantidad	Nombre común	Cantidad
Aguilucho común		Loica	
Cachudito		Minero	
Carpinterito		Mirlo	
Cernícalo		Paloma	
Chercán		Perdiz chilena	
Chincol		Picaflor	
Chirihue		Picaflor gigante	
Codorniz		Pitío	
Diuca		Queltehue	
Diucón		Rara	
Fio fio		Tenca	
Gaviota cáhuil		Tiuque	
Gaviota dominicana		Tordo	
Golondrina chilena		Tórtola	
Golondrina de dorso negro		Tortolita Cuyana	
Gorrión		Zorzal	
Jilguero			
Jote de cabeza roja			
Jote de cabeza negra			
Lista de especies (fuera del transecto)			
Observaciones			

Inventario florístico

Antecedentes

Hora:	Exposición:
Altitud:	Pendiente:

Estrato	Altura media (m)	Cobertura (%)
Arbóreo		
Arbustivo		
Herbáceo		

Antecedentes

Especie	Cantidad (N)	Cobertura (%)

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 3. Clasificación taxonómica de las especies de avifauna detectadas en terreno.

Orden	Familia	Nombre común	Nombre científico
Accipitriformes	Accipitridae	Aguilucho común	<i>Geranoaetus polyosoma</i>
	Cathartidae	Jote de cabeza colorada	<i>Cathartes aura</i>
Jote de cabeza negra		<i>Coragyps atratus</i>	
Anseriformes	Anatidae	Cisne coscoroba	<i>Coscoroba coscoroba</i>
		Cisne de cuello negro	<i>Cygnus melancoryphus</i>
		Pato cuchara	<i>Anas platalea</i>
		Pato jergón chico	<i>Anas flavirostris</i>
		Pato jergón grande	<i>Anas georgica</i>
		Pato rana de pico ancho	<i>Oxyura ferruginea</i>
		Pato rana de pico delgado	<i>Oxyura vitata</i>
		Pato real	<i>Mareca sibilatrix</i>
Apodiformes	Trochilidae	Picaflor chico	<i>Sephanoides sephaniodes</i>
		Picaflor gigante	<i>Patagona gigas</i>
Charadriiformes	Charadriidae	Queltehue	<i>Vanellus chilensis</i>
	Haematopodidae	Pilpilén	<i>Haematopus palliatus</i>
	Laridae	Gaviota cáhuil	<i>Larus maculipennis</i>
		Gaviota de Franklin	<i>Larus pipixcan</i>
		Gaviota dominicana	<i>Larus dominicanus</i>
		Gaviota garuma	<i>Larus modestus</i>
	Recurvirostridae	Gaviotín piquerito	<i>Sterna trudeaui</i>
		Perrito	<i>Himantopus himantopus</i>
Scolopacidae	Pitotoy chico	<i>Tringa flavipes</i>	
	Playero de Baird	<i>Calidris bairdii</i>	
	Zarapito	<i>Numenius phaeopus</i>	
Columbiformes	Columbidae	Paloma doméstica	<i>Columba livia</i>
		Torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>
		Tórtola	<i>Zenaida auriculata</i>
		Tortolita cuyana	<i>Columbina picui</i>
Falconiformes	Falconidae	Cernícalo	<i>Falco sparverius</i>
		Tiuque	<i>Milvago chimango</i>
Galliformes	Odontophoridae	Codorniz	<i>Callipepla californica</i>
Gruiformes	Rallidae	Tagua	<i>Fulica armillata</i>
		Tagua chica	<i>Fulica leucoptera</i>
		Tagua de frente roja	<i>Fulica rufifrons</i>
		Tagüita	<i>Gallinula melanops</i>

Passeriformes	Cotingidae	Rara	<i>Phytotoma rara</i>	
	Emberizidae	Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	
	Fringillidae	Jilguero	<i>Carduelis barbata</i>	
	Furnariidae	Canastero		<i>Pseudasthenes humicola</i>
		Colilarga		<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>
		Minero		<i>Geositta cunicularia</i>
		Tijeral		<i>Leptasthenura aegithaloides</i>
		Trabajador		<i>Phleocryptes melanops</i>
	Hirundinidae	Golondrina chilena		<i>Tachycineta meyeri</i>
		Golondrina de dorso negro		<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>
	Icteridae	Loica		<i>Sturnella loyca</i>
		Mirlo		<i>Molothrus bonariensis</i>
		Tordo		<i>Curaeus curaeus</i>
		Trile		<i>Agelasticus thrilius</i>
	Mimidae	Tenca		<i>Mimus thenca</i>
	Passeridae	Gorrión		<i>Passer domesticus</i>
	Rhinocryptidae	Churrín del norte		<i>Scytalopus fuscus</i>
		Turca		<i>Pteroptochos megapodius</i>
	Thraupidae	Chirigue		<i>Sicalis luteola</i>
		Cometocino de Gay		<i>Phrygilus gayi</i>
Diuca			<i>Diuca diuca</i>	
Platero			<i>Phrygilus alaudinus</i>	
Troglodytidae	Chercán		<i>Troglodytes musculus</i>	
Turdidae	Zorzal		<i>Turdus falcklandii</i>	
Tyrannidae	Cachudito		<i>Anairetes parulus</i>	
	Colegial		<i>Lessonia rufa</i>	
	Diucón		<i>Xolmis pyrope</i>	
	Dormilona tontita		<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	
	Fío-fío		<i>Elaenia albiceps</i>	
	Siete colores		<i>Tachuris rubrigastra</i>	
Pelecaniformes	Ardeidae	Garza boyera	<i>Bubulcus ibis</i>	
		Garza chica	<i>Egretta thula</i>	
		Garza cuca	<i>Ardea cocoi</i>	
		Garza grande	<i>Ardea alba</i>	
		Huairavillo	<i>Ixobrychus involucris</i>	
		Huairavo	<i>Nycticorax nycticorax</i>	
	Pelecanidae	Pelícano de Humboldt	<i>Pelecanus thagus</i>	
Threskiornithidae	Cuervo del pantano	<i>Plegadis chihi</i>		
Piciformes	Picidae	Pitio	<i>Colaptes pitius</i>	
Podicipediformes	Podicipedidae	Huala	<i>Podiceps major</i>	
		Pimpollo	<i>Rollandia rolland</i>	
Suliformes	Phalacrocoracidae	Yeco	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	
	Sulidae	Piquero de Humboldt	<i>Sula variegata</i>	

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 4. Abundancia de las especies de aves por cobertura de suelo.

Nombre común	Nombre Científico	Coberturas IV														Abundancia por especie	Porcentaje		
		AE	M	MA	MP	PT	TUC	TUD	TA	ZEA	AV	IDP	BU	PLY	H			Q	
Aguilucho común	<i>Geranoaetus polyosoma</i>					1											1	0,04	
Cachudito	<i>Anairates parulus</i>				1				1	3							8	0,34	
Canastero	<i>Pseudasthenes humicola</i>			3									2				3	0,13	
Cernicalo	<i>Falco sparverius</i>			1													1	0,04	
Chercán	<i>Troglodytes musculus</i>	1	4	5	1	9	6	3	2		6	4	3		15	17	76	3,21	
Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>											7	3				24	1,01	
Chirihue	<i>Sicalis luteola</i>									2					10	3	15	0,63	
Churrin del norte	<i>Scytalopus fuscus</i>		1	1												8	10	0,42	
Cisne coscoroba	<i>Coscoroba coscoroba</i>													9	9	6	24	1,01	
Cisne de cuello negro	<i>Cygnus melancoryphus</i>														3		3	0,13	
Codorniz	<i>Callipepla californica</i>		10	1									5			4	20	0,84	
Colegial	<i>Lessonia rufa</i>			1										11	3	8	23	0,97	
Colilarga	<i>Sylviorhynchus desmursii</i>		1														1	0,04	
Cometocino de Gay	<i>Phrygilus gayi</i>									1						2	4	0,30	
Cuervo del pantano	<i>Plegadis chihi</i>															2	2	0,08	
Diuca	<i>Diuca diuca</i>	3		3		3	9	17			2					1	13	51	2,15
Diucón	<i>Xolmis pyrope</i>			3	3				1								9	0,38	
Dormilona tontita	<i>Muscisaxicola maclovianus</i>															1		1	0,04
Fio fio	<i>Elaenia albiceps</i>			3			1				5		3			2	9	23	0,97
Garza boyera	<i>Bubulcus ibis</i>											9						9	0,38
Garza chica	<i>Egretta thula</i>										1				4	4	9	0,38	
Garza cuca	<i>Ardea cocoi</i>															1		1	0,04
Garza grande	<i>Ardea alba</i>														3	3	6	0,25	
Gaviota cáhuil	<i>Larus maculipennis</i>						1	2	1					31	27		62	2,62	
Gaviota de Franklin	<i>Larus pipixcan</i>														1	1		2	0,08
Gaviota dominicana	<i>Larus dominicanus</i>			2	1		4	3	1		6			43	5	14	79	3,34	
Gaviota garuma	<i>Larus modestus</i>														1			1	0,04
Gaviotín piquerito	<i>Sterna trudeaui</i>													6		2	8	0,34	
Golondrina chilena	<i>Tachycineta meyeni</i>		3	4	2		41	34	25		54	48	12	56	134	42	455	19,21	
Golondrina de dorso negro	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>											5		4				9	0,38
Gorrión	<i>Passer domesticus</i>			1			42	15	45		31	24	5	2	4		169	7,14	
Huairavillo	<i>Ixobrychus involucris</i>															1		1	0,04
Huairavo	<i>Nycticorax nycticorax</i>															2		2	0,08
Huala	<i>Podiceps major</i>															2		2	0,08
Jilguero	<i>Carduelis barbata</i>			5			12	4	3		7	6			1	18	56	2,36	
Jote de cabeza colorada	<i>Cathartes aura</i>						1									1		2	0,08
Jote de cabeza negra	<i>Coragyps atratus</i>															2		2	0,08
Loica	<i>Sturnella loyca</i>	1			2		1	3	3		3				4	5	22	0,93	
Minero	<i>Geositta cunicularia</i>															2		2	0,08
Mirlo	<i>Molothrus bonariensis</i>			8				2			5	6				1		22	0,93
Paloma doméstica	<i>Columba livia</i>	2	1				25	6	24		115	7	10	4			194	8,19	
Pato cuchara	<i>Anas platalea</i>														3		3	0,13	
Pato jergón chico	<i>Anas flavirostris</i>														2		2	0,08	
Pato jergón grande	<i>Anas georgica</i>														3		3	0,13	
Pato rana de pico ancho	<i>Oxyura ferruginea</i>															2		2	0,08
Pato rana de pico delgado	<i>Oxyura vitata</i>														20	6	26	1,10	
Pato real	<i>Mareca sibilatrix</i>														7		7	0,30	
Pato rinconero	<i>Heteronetta atricapilla</i>														1		1	0,04	
Pelicano de Humboldt	<i>Pelecanus thagus</i>													10			10	0,42	
Perrito	<i>Himantopus himantopus</i>														9		9	0,38	
Picaflor chico	<i>Sephanoides sephaniodes</i>		1	2	2	17		1		1					1	2	27	1,14	
Picaflor gigante	<i>Patagona gigas</i>			4			1									8		13	0,55
Pilpilén	<i>Haematopus palliatus</i>													4			4	0,17	
Pimpollo	<i>Rollandia rolland</i>														11	1	12	0,51	
Piquero	<i>Sula variegata</i>													2	1		3	0,13	
Pitío	<i>Colaptes pitius</i>			1													1	0,04	
Pitotoy chico	<i>Tringa flavipes</i>														7		7	0,30	
Platero	<i>Phrygilus alaudinus</i>			2													2	0,08	
Playero de Baird	<i>Calidris bairdii</i>													441	1		442	18,67	
Queitehue	<i>Vanellus chilensis</i>	5		6	3		7				5			7	13	23	69	2,91	
Rara	<i>Phytotoma rara</i>						2		2						3		7	0,30	
Siete colores	<i>Tachuris rubrigastra</i>														2		2	0,08	
Tagua común	<i>Fulica armillata</i>														11	17	28	1,18	
Tagua chica	<i>Fulica leucoptera</i>														24		24	1,01	
Tagua de frente roja	<i>Fulica ruffifrons</i>														2		2	0,08	
Tagüita	<i>Gallinula melanops</i>														8		8	0,34	
Tenca	<i>Mimus thenca</i>			3	1											4		8	0,34
Tijeral	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>		1														1	0,04	
Tiuque	<i>Milvago chimango</i>					1	1	2	2			4	2		1	4	17	0,72	
Torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>														2		2	0,08	
Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	2		1	3	10	1	16		5	1	5	11		20	3	78	3,29	
Tórtola	<i>Zenaidura macroura</i>			2	6			5			1				3	2	19	0,80	
Tortolita cuyana	<i>Columbina picui</i>						2	1			1	1			3		8	0,34	
Trabajador	<i>Phleocryptes melanops</i>				1										7		8	0,34	
Trile	<i>Agelasticus thilius</i>														2		2	0,08	
Turca	<i>Pteroptochos megapodius</i>			2													2	0,08	
Yeco	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>													16	2	1	19	0,80	
Zarapito	<i>Numenius phaeopus</i>													9		1	10	0,42	
Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>			3	1		13	8	2		8	8	8		2	10	63	2,66	
Riqueza: 79 especies	Abundancia por cobertura	14	22	67	27	41	162	130	112	9	255	136	61	658	432	242	2368	100,00	
	Riqueza por cobertura	6	8	24	13	6	16	18	13	3	17	15	10	19	57	32			

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 5. Clasificación taxonómica de las especies de vegetación leñosa encontradas en terreno.

Orden	Familia	Nombre común	Nombre científico
Arecales	Arecaceae	Palmera de las Canarias	<i>Phoenix canaris</i>
		Palmera de Washington	<i>Washingtonia filifera</i>
Asparagales	Asparagaceae	Dracena	<i>Dracaena marginata</i>
Asterales	Asteraceae	Chilca	<i>Baccharis marginalis</i>
		Mitique	<i>Podanthus mitiqui</i>
		Romerillo	<i>Baccharis linearis</i>
		Salvia macho	<i>Eupatorium salvia</i>
		Vautro	<i>Baccharis concava</i>
	Campanulaceae	Tabaco del diablo	<i>Lobelia excelsa</i>
Boraginales	Boraginaceae	Orgullo de Madeira	<i>Echium candicans</i>
Brassicales	Caricaceae	Papayo	<i>Carica papaya</i>
Caryophyllales	Nyctaginaceae	Buganvilia	<i>Bougainvillea spectabilis</i>
Celastrales	Celastraceae	Maitén	<i>Maytenus boaria</i>
Cyperales	Poaceae	Quila	<i>Chusquea cumingii</i>
Fabales	Fabaceae	Altramuz	<i>Lupinus arboreus</i>
		Aromo del país	<i>Acacia dealbata</i>
		Aromo negro	<i>Acacia melanoxylon</i>
		Mayu	<i>Sophora macrocarpa</i>
		Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>
	Quillajaceae	Quillay	<i>Quillaja saponaria</i>
Fagales	Betulaceae	Abedul	<i>Betula pendula</i>
	Fagaceae	Encina	<i>Quercus ilex</i>
Lamiales	Lamiaceae	Romero	<i>Rosmarinus officinalis</i>
	Oleaceae	Fresno europeo	<i>Fraxinus excelsior</i>
		Ligustrina	<i>Ligustrum sinense</i>
		Ligustro	<i>Ligustrum lucidum</i>
	Plantaginaceae	Verónica	<i>Hebe buxifolia</i>
Scrophulariaceae	Mióspero	<i>Myoporum laetum</i>	
Laurales	Lauraceae	Peumo	<i>Cryptocarya alba</i>
	Monimiaceae	Boldo	<i>Peumus boldus</i>
Malpighiales	Euphorbiaceae	Colliguay	<i>Colliguaja odorifera</i>
		Corona de Cristo	<i>Euphorbia milii</i>

Myrtales	Myrtaceae	Arrayán	<i>Luma chequen</i>
		Arrayancillo	<i>Myrceugenia lanceolata</i>
		Eucalipto	<i>Eucalyptus globulus</i>
Oxalidales	Elaeocarpaceae	Maqui	<i>Aristotelia chilensis</i>
Pinales	Araucariaceae	Pino de Paraná	<i>Araucaria angustifolia</i>
	Cupressaceae	Ciprés de Monterrey	<i>Cupressus macrocarpa</i>
		Ciprés mediterráneo	<i>Cupressus sempervirens</i>
	Pinaceae	Pino azul	<i>Cedrus atlantica</i>
		Pino Oregon	<i>Pseudotsuga menziesii</i>
Pino radiata		<i>Pinus radiata</i>	
Proteales	Proteaceae	Notro	<i>Embothrium coccineum</i>
Ranunculales	Berberidaceae	Berberis	<i>Berberis grevilleana</i>
		Michay	<i>Berberis actinacantha</i>
Rosales	Elaeagnaceae	Olivo de Bohemia	<i>Elaeagnus angustifolia</i>
	Escalloniaceae	Corontillo	<i>Escallonia pulverulenta</i>
	Rhamnaceae	Trevo	<i>Trevoa trinerva</i>
	Rosaceae	Ciruelo de flor	<i>Prunus cerasifera</i>
		Damasco	<i>Prunus armeniaca</i>
		Duraznero	<i>Prunus persica</i>
		Manzano en flor	<i>Malus baccata</i>
		Níspero	<i>Eriobotrya japonica</i>
Zarzamora	<i>Rubus ulmifolius</i>		
Salicales	Salicaceae	Álamo musolino	<i>Populus deltoides</i>
		Álamo negro	<i>Populus nigra</i>
		Sauce chileno	<i>Salix humboldtiana</i>
		Sauce llorón	<i>Salix babylonica</i>
Sapindales	Hippocastanaceae	Castaño de la India	<i>Aesculus hippocastanum</i>
	Anacardiaceae	Litre	<i>Lithraea caustica</i>
		Molle	<i>Schinus latifolius</i>
		Pimiento	<i>Schinus molle</i>
Sapindaceae	Arce	<i>Acer pseudoplatanus</i>	
Vitales	Vitaceae	Vid	<i>Vitis vinifera</i>

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 6. Abundancia de las especies de vegetación leñosa por cobertura de suelo.

Especie		Coberturas														Abundancia relativa	Porcentaje		
Nombre común	Nombre científico	AE	M	MA	MP	PT	TUC	TUD	TA	ZEA	AV	IDP	BU	PLY	H	Q			
Abedul	<i>Betula pendula</i>						1											1	0,09
Álamo musolino	<i>Populus deltoides</i>						1											1	0,09
Álamo negro	<i>Populus nigra</i>	2						3			4	7						16	1,47
Altramuz	<i>Lupinus arboreus</i>	6	26						1						34			67	6,17
Arce	<i>Acer pseudoplatanus</i>						8											8	0,74
Aromo del país	<i>Acacia dealbata</i>						4	13									5	22	2,03
Aromo negro	<i>Acacia melanoxylon</i>					3	1		1		1	4	4		2	15		31	2,85
Arrayán	<i>Luma chequen</i>			3							4							7	0,64
Arrayancillo	<i>Myrceugenia lanceolata</i>						11										6	17	1,57
Berberis	<i>Berberis grevilleana</i>																5	5	0,46
Boldo	<i>Peumus baldus</i>		1	7	2	1			2						8	31		52	4,79
Buganvilla	<i>Bougainvillea spectabilis</i>							2										2	0,18
Castaña de India	<i>Aesculus hippocastanum</i>											1						1	0,09
Chilca	<i>Baccharis marginalis</i>																1	1	0,09
Ciprés de Monterrey	<i>Cupressus macrocarpa</i>	15				8	14	5	3		5		4			2	56	5,16	
Ciprés mediterráneo	<i>Cupressus sempervirens</i>														5			5	0,46
Ciruelo de flor	<i>Prunus cerasifera</i>						5											5	0,46
Colliguay	<i>Colliguaja odorifera</i>	2		7														9	0,83
Corona de Cristo	<i>Euphorbia mili</i>														3			3	0,28
Corontillo	<i>Escallonia pulverulenta</i>															6		6	0,55
Damasco	<i>Prunus armeniaca</i>							1										1	0,09
Dracena	<i>Dracaena marginata</i>										1							1	0,09
Duraznero	<i>Prunus persica</i>							2										2	0,18
Encina	<i>Quercus ilex</i>							1										1	0,09
Eucaliptus	<i>Eucalyptus globulus</i>			5	1	35			4	4		2	65		38	41	195	17,96	
Fresno europeo	<i>Fraxinus excelsior</i>						1											1	0,09
Ligustrina	<i>Ligustrum sinense</i>										10							10	0,92
Ligustro	<i>Ligustrum lucidum</i>							4										4	0,37
Litre	<i>Lithraea caustica</i>		2	15		3									5	31		56	5,16
Maitén	<i>Maytenus boaria</i>			2			5	2										9	0,83
Manzano en flor	<i>Malus baccata</i>			2														2	0,18
Maqui	<i>Aristotelia chilensis</i>								1							5		6	0,55
Mayu	<i>Sophora macrocarpa</i>			7											20			27	2,49
Michay	<i>Berberis actinacantha</i>				1	2												3	0,28
Mióspero	<i>Myoporum laetum</i>	1					29	13	4							2		49	4,51
Mitique	<i>Podanthus mitiqui</i>			22	4											3		29	2,67
Molle	<i>Schinus latifolius</i>		2	13	4				1						4			24	2,21
Nispero	<i>Eriobotrya japonica</i>						1											1	0,09
Notro	<i>Embothrium coccineum</i>							1										1	0,09
Olivo de Bohemia	<i>Elaeagnus angustifolia</i>						3											3	0,28
Orgullo de Madeira	<i>Echium candicans</i>						2											2	0,18
Palmera de las Canarias	<i>Phoenix canaris</i>						5	1	1		14	2	4					27	2,49
Palmera de Washington	<i>Washingtonia filifera</i>						9	1			2							12	1,10
Papayo	<i>Carica papaya</i>							1										1	0,09
Peumo	<i>Cryptocarya alba</i>		2			1												3	0,28
Pimiento	<i>Schinus molle</i>							1										1	0,09
Pino azul	<i>Cedrus atlantica</i>										1				3			4	0,37
Pino de Paraná	<i>Araucaria angustifolia</i>						3											3	0,28
Pino Oregon	<i>Pseudotsuga menziesii</i>										1		2					3	0,28
Pino radiata	<i>Pinus radiata</i>			3		53	9	1	15	2		4	19			9	115	10,59	
Quila	<i>Chusquea cumingii</i>			5												35		40	3,68
Quillay	<i>Quillaja saponaria</i>						4								2	3		9	0,83
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>											2						2	0,18
Romerillo	<i>Baccharis linearis</i>			11	8	4			10								4	37	3,41
Romero	<i>Rosmarinus officinalis</i>						2											2	0,18
Salvia macho	<i>Eupatorium salvia</i>														4	10		14	1,29
Sauce chileno	<i>Salix humboldtiana</i>				2													2	0,18
Sauce llorón	<i>Salix babylonica</i>												2		9			11	1,01
Tabaco del diablo	<i>Labellia excelsa</i>			7														7	0,64
Trevo	<i>Treva trinerva</i>				1											2		3	0,28
Verónica	<i>Hebe buxifolia</i>							3										3	0,28
Vautro	<i>Baccharis concava</i>			3														3	0,28
Vid	<i>Vitis vinifera</i>							3										3	0,28
Zarzamora	<i>Rubus ulmifolius</i>			10			1		1				6		2	19		39	3,59
Riqueza: 64 especies	Abundancia por cobertura	26	33	122	23	110	119	57	45	6	43	22	106	0	139	235		1086	100,00
	Riqueza por cobertura	5	5	16	8	9	21	17	13	2	10	7	8	0	14	20			

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 7. Origen de las especies por cobertura de suelo.

Cobertura	Avifauna			Vegetación leñosa		
	Especies endémicas (%)	Especies nativas (%)	Especies exóticas (%)	Especies endémicas (%)	Especies nativas (%)	Especies exóticas (%)
Humedales y cuerpos de agua	0	96,49	3,51	28,57	14,29	57,14
Quebradas y cursos de agua	3,13	93,75	3,12	40	25	35
Matorral arborescente	13,65	80,79	5,56	53,57	17,74	28,69
Matorral pradera	4,76	95,24	0	65,56	17,78	16,67
Matorral	22,50	55	22,50	66,67	0	33,33
Bosques urbanos	0	70	30	0	0	100
Playas, dunas y arenales	0	89,47	10,53	-	-	-
Plantaciones	0	100	0	16,67	4,76	78,57
Áreas verdes urbanas	0	82,35	17,65	10	0	90
Terrenos abandonados	0	78,89	21,11	9,72	8,33	81,94
Aeródromo	0	87,50	12,50	0	25	75
Instalaciones deportivas y de ocio	0	73,33	26,67	0	0	100
Tejido urbano discontinuo	0	83,81	16,19	0	6,43	93,57
Tejido urbano continuo	0	79,93	20,07	1,79	14,80	83,42
Zonas de extracción de áridos	0	100	0	0	0	100

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 8. Clasificación de las especies de avifauna de Pichilemu según su respuesta a la urbanización.

Clase	Nombre común	AE	M	MA	MP	PT	TUCTUD	TA	ZEA	AV	IDP	BU	PLY	H	Q	Abundancia	Abundancia relativa	Nº coberturas		
Urban Exploiters	Golondrina chilena		3	4	2		41	34	25	54	48	12	56	134	42	455	19,21	12		
	Paloma doméstica	2	1				25	6	24	115	7	10	4			194	8,19	9		
	Gorrión			1			42	15	45	31	24	5	2	4		169	7,14	9		
Urban Adapters	Gaviota dominicana			2	1		4	3	1	6			43	5	14	79	3,34	9		
	Tordo	2		1	3	10	1	16		5	1	5	11		20	3	78	3,29	12	
	Chercán	1	4	5	1	9	6	3	2		6	4	3			15	17	76	3,21	13
	Queltehue	5		6	3		7				5		7	13	23	69	2,91	8		
	Zorzal			3	1		13	8	2		8	8	8		2	10	63	2,66	10	
	Gaviota cáhuil						1	2	1				31	27		62	2,62	5		
	Jilguero			5			12	4	3		7	6			1	18	56	2,36	8	
	Diuca	3		3		3	9	17			2					1	13	51	2,15	8
	Picaflor chico		1	2	2	17		1		1					1	2	27	1,14	8	
	Chincol									7	3			1	11	2	24	1,01	5	
	Fio fio			3			1			5		3			2	9	23	0,97	6	
	Loica	1			2		1	3	3		3				4	5	22	0,93	8	
	Mirlo			8			2			5	6					1	22	0,93	5	
	Tórtola			2	6		5			1					3	2	19	0,80	6	
	Tiuque					1	1	2	2			4	2		1	4	17	0,72	8	
	Chirihue										2				10	3	15	0,63	3	
	Picaflor gigante			4			1								8		13	0,55	3	
	Garza boyera										9						9	0,38	1	
	Garza chica										1			4	4		9	0,38	3	
	Golondrina de dorso negro										5			4			9	0,38	2	
Cachudito				1			1	3				2		1		8	0,34	5		
Tortolita cuyana						2	1			1	1				3	8	0,34	5		
Rara						2		2							3	7	0,30	3		
Jote de cabeza colorada						1									1	2	0,08	2		
Urban avoiders	Playero de Baird												441		1	442	18,67	2		
	Tagua común														11	17	28	1,18	2	
	Pato rana de pico delgado														20	6	26	1,10	2	
	Cisne coscoroba														9	9	6	24	1,01	3
	Tagua chica															24	24	1,01	1	
	Colegial			1										11	3	8	23	0,97	4	
	Codorniz		10	1									5			4	20	0,84	4	
	Yeco														16	2	1	19	0,80	3
	Pimpollo														11	1	12	0,51	2	
	Churrín del norte		1	1												8	10	0,42	3	
	Pelicano de Humboldt														10		10	0,42	1	
	Zarapito														9	1	10	0,42	2	
	Diucón			3	3			1								2	9	0,38	4	
	Perrito															9	9	0,38	1	
	Gaviotín piquerito													6		2	8	0,34	2	
	Tagüita															8	8	0,34	1	
	Tenca			3	1											4	8	0,34	3	
	Trabajador				1											7	8	0,34	2	
	Cometocino de Gay										1					2	4	7	0,30	3
	Pato real															7	7	0,30	1	
	Pitoy chico															7	7	0,30	1	
	Garza grande														3	3	6	0,25	2	
	Pipilén													4			4	0,17	1	
	Canastero			3													3	0,13	1	
	Cisne de cuello negro															3	3	0,13	1	
	Pato cuchara															3	3	0,13	1	
	Pato jergón grande															3	3	0,13	1	
	Piquero													2	1		3	0,13	2	
	Cuervo del pantano															2	2	0,08	1	
	Gaviota de Franklin													1	1		2	0,08	2	
	Huairavo															2	2	0,08	1	
	Huala															2	2	0,08	1	
	Jote de cabeza negra															2	2	0,08	1	
	Minero															2	2	0,08	1	
	Pato jergón chico															2	2	0,08	1	
	Pato rana de pico ancho															2	2	0,08	1	
	Platero			2													2	0,08	1	
	Siete colores															2	2	0,08	1	
	Tagua de frente roja															2	2	0,08	1	
	Torcaza															2	2	0,08	1	
	Trile															2	2	0,08	1	
	Turca			2													2	0,08	1	
	Aguilucho común					1											1	0,04	1	
	Cernícalo				1												1	0,04	1	
	Collarga		1														1	0,04	1	
	Dormilona tontita														1		1	0,04	1	
	Garza cuca														1		1	0,04	1	
Gaviota garuma													1			1	0,04	1		
Huairavillo														1		1	0,04	1		
Pato rinconero														1		1	0,04	1		
Pitío			1													1	0,04	1		
Tijeral			1													1	0,04	1		

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 9. Comparación del índice de Shannon entre las coberturas de suelo según el test de Dunn.

Coberturas de suelo	H	Q	MA	MP	M	BU	PLY	PT	AV	TA	AE	IDP	TUD	TUC	ZEA
Humedales y cuerpos de agua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Quebradas y cursos de agua	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matorral arborescente	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matorral pradera	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matorral	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bosques urbanos	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Playas, dunas y arenales	x x	x x	x ✓	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Plantaciones	✓ x	✓ x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-
Áreas verdes urbanas	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-
Terrenos abandonados	✓ x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-
Aeródromo	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-
Instalaciones deportivas y de ocio	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-
Tejido urbano discontinuo	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x ✓	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-
Tejido urbano continuo	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x ✓	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-
Zonas de extracción de áridos	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-
✓ Existen diferencias en avifauna	x No existen diferencias en avifauna		✓ Existen diferencias en vegetación leñosa				x No existen diferencias en la vegetación leñosa								

Estimadas con un 95% de confianza, n = 66.

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 10. Comparación del índice de Simpson entre las coberturas de suelo según el test de Dunn.

Coberturas de suelo	H	Q	MA	MP	M	BU	PLY	PT	AV	TA	AE	IDP	TUD	TUC	ZEA
Humedales y cuerpos de agua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Quebradas y cursos de agua	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matorral arborescente	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matorral pradera	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matorral	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bosques urbanos	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Playas, dunas y arenales	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Plantaciones	x x	✓ x	x x	x x	x x	x x	x ✓	-	-	-	-	-	-	-	-
Áreas verdes urbanas	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-	-
Terrenos abandonados	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-	-
Aeródromo	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-	-
Instalaciones deportivas y de ocio	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-	-
Tejido urbano discontinuo	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-	-
Tejido urbano continuo	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-	-
Zonas de extracción de áridos	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	x x	-
✓ Existen diferencias en avifauna	x No existen diferencias en avifauna		✓ Existen diferencias en vegetación leñosa				x No existen diferencias en la vegetación leñosa								

Estimadas con un 95% de confianza, n = 66.

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 11. Conglomerados de pertenencia de los puntos de muestreo.

Conglomerado de pertenencia			
Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 3	Conglomerado 4
Plantaciones 3	Santuario Sor Teresa	Matorral 1	Quebrada El León
Terrenos abandonados 4	Jardín privado 1	Matorral 2	Terrenos abandonados 5
Calle Delfín	Cancha deportiva	Matorral arborescente 3	Quebrada 1
Calle Uno Norte	Terrenos abandonados 6		Matorral arborescente 5
Calle Ferrari	Calle El Pino		Matorral pradera 1
Av. Lugano y Av. Millaco	Plaza 2		Matorral arborescente 2
Pasaje San Fernando	Plaza Infiernillo		Matorral pradera 2
Av. Washington	Terrenos abandonados 1		Plantaciones 7
Estero San Antonio	Plaza 1		Laguna El Ancho
Aeródromo 2			Plantaciones 2
Laguna El Bajel			Quebrada El Hoyo
Laguna El Petrel			Matorral arborescente 4
Terrenos abandonados 2			Península El Bajel
Lagunas Los Patos			Quebrada Nuevo Reino
Playa Grande			
Playa Infiernillo			
Plantaciones 5			
Plantaciones 6			
Terrenos abandonados 3			
Zonas de Extracción de Áridos 1			
Zonas de Extracción de Áridos 2			
Plantaciones 1			
Plantaciones 4			
Pueblo de Viudas			
Playa Hermosa			
Plaza Arturo Prat			
Villa San Jorge			
Parque Ross			
Aeródromo 1			
Jardín privado 2			
Calle Pueblo Hundido			
Cerro La Cruz			
Jardín privado 3			
Bosque urbano			
Lomas Alto Pinar			
Población Los Jardines			
Bosque municipal			
Estadio municipal			
Av. Prieto y Av. Montt			
Matorral arborescente 1			

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 12. Parámetros de diversidad alfa en cada punto de muestreo.

Unidades de muestreo	Avifauna			Vegetación leñosa		
	H'	E	δ	H'	E	δ
Laguna El Ancho	2,345	0,783	0,161	1,395	0,717	0,317
Laguna El Bajel	2,146	0,792	0,169	1,524	0,947	0,207
Laguna Los Patos	2,233	0,898	0,100	0,000	0,000	0,000
Laguna Petrel	2,884	0,787	0,112	1,043	0,648	0,471
Quebrada 1	2,311	0,901	0,109	2,147	0,864	0,135
Quebrada 2	1,169	0,842	0,309	1,428	0,797	0,274
Quebrada El Hoyo	2,253	0,939	0,085	1,427	0,886	0,246
Quebrada El León	2,042	0,852	0,169	1,751	0,899	0,179
Estero San Antonio	2,211	0,838	0,137	0,636	0,918	0,333
Matorral arbo. 1	1,863	0,809	0,225	0,992	0,903	0,398
Matorral arbo. 2	1,520	0,848	0,332	1,781	0,915	0,183
Matorral arbo. 3	1,834	0,943	0,180	1,773	0,911	0,188
Matorral arbo. 4	1,864	0,958	0,167	1,961	0,943	0,155
Matorral arbo. 5	1,696	0,946	0,200	1,672	0,933	0,207
Matorral pradera 1	1,906	0,980	0,156	0,736	0,670	0,594
Matorral pradera 2	1,468	0,912	0,256	0,637	0,918	0,556
Península El Bajel	1,667	0,931	0,219	1,517	0,943	0,236
Matorral 1	1,255	0,906	0,313	0,557	0,507	0,710
Matorral 2	0,994	0,618	0,531	0,765	0,696	0,573
Bosque municipal	2,004	0,912	0,133	1,407	0,785	0,292
Bosque urbano 1	1,647	0,919	0,174	0,536	0,489	0,711
Playa Grande	2,124	0,766	0,186	0,000	0,000	0,000
Playa Hermosa	1,039	0,418	0,571	0,000	0,000	0,000
Playa Infiernillo	1,355	0,565	0,426	0,000	0,000	0,000
Plantaciones 1	0,900	0,819	0,469	0,611	0,881	0,580
Plantaciones 2	0,562	0,811	0,625	1,058	0,590	0,422
Plantaciones 3	0,956	0,870	0,429	0,888	0,808	0,458
Plantaciones 4	0,562	0,811	0,625	0,410	0,592	0,755
Plantaciones 5	1,040	0,946	0,375	0,451	0,650	0,722
Plantaciones 6	1,079	0,982	0,347	0,410	0,592	0,755
Plantaciones 7	0,683	0,985	0,510	0,377	0,544	0,781

Parque Ross	1,475	0,594	0,405	0,722	0,656	0,561
Plaza 1	1,479	0,919	0,192	1,215	0,876	0,250
Plaza 2	0,816	0,588	0,543	0,693	1,000	0,333
Plaza Arturo Prat	1,407	0,723	0,306	0,637	0,918	0,333
Plaza Infiernillo	1,802	0,820	0,202	0,566	0,515	0,682
Santuario Sor Teresa	1,234	0,890	0,292	0,637	0,918	0,333
Terrenos ab.1	0,949	0,864	0,415	0,693	1,000	0,500
Terrenos ab.2	1,073	0,774	0,390	1,242	0,896	0,333
Terrenos ab.3	1,386	1,000	0,250	0,562	0,811	0,625
Terrenos ab.4	0,950	0,865	0,440	0,846	0,770	0,474
Terrenos ab.5	1,326	0,824	0,410	1,673	0,934	0,207
Terrenos ab.6	1,174	0,730	0,368	0,500	0,722	0,680
Aeródromo P1	1,149	0,829	0,383	1,141	0,823	0,363
Aeródromo P2	0,673	0,971	0,520	0,530	0,764	0,654
Cancha deportiva	1,295	0,934	0,256	0,000	0,000	0,000
Estadio Municipal	1,663	0,855	0,212	1,089	0,785	0,356
Jardín privado 1	0,562	0,811	0,500	0,637	0,918	0,467
Jardín privado 2	1,853	0,891	0,161	0,693	1,000	0,000
Jardín privado 3	1,257	0,781	0,334	1,040	0,946	0,167
Calle El Pino	1,424	0,885	0,278	0,349	0,503	0,802
Calle Delfín	1,342	0,968	0,273	1,550	0,963	0,224
Calle Pueblo Hundido	1,390	0,864	0,286	1,677	0,936	0,210
Calle Uno Norte	1,626	0,907	0,231	1,332	0,961	0,280
Lomas Alto Pinar	1,563	0,872	0,253	0,900	0,819	0,469
Pueblo de Viudas	1,934	0,840	0,191	1,834	0,943	0,180
Cerro La Cruz	1,517	0,943	0,236	1,311	0,946	0,284
Villa San Jorge	1,514	0,778	0,319	1,106	0,798	0,375
Pasaje San Fernando	1,291	0,621	0,398	1,639	0,788	0,251
Av. Lugano y Av. Millaco	1,673	0,934	0,204	1,442	0,805	0,296
Av. Prieto y Av. Montt	1,983	0,902	0,163	1,583	0,884	0,250
Población Los Jardines	1,143	0,638	0,471	1,011	0,921	0,389
Av. Washington	1,709	0,878	0,213	1,631	0,910	0,224
Calle Ferrari	1,991	0,958	0,138	1,784	0,917	0,187
Z.E. Áridos 1	0,693	1,000	0,500	0,693	1,000	0,500
Z.E. Áridos 2	0,637	0,918	0,556	0,562	0,811	0,625

Fuente: Elaboración propia.